

Efeito do fogo controlado em propriedades químicas do solo em áreas de montanha sob coberto de matos: o caso de Aveleda, Parque Natural de Montesinho

Clotilde da Conceição Ferreira Nogueira

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

Orientado por

Professora Doutora Felícia Maria da Silva Fonseca

Professor Doutor Tomás d'Aquino de Figueiredo

Bragança

Dezembro 2014

Agradecimentos

À Professora Doutora Felícia Maria da Silva Fonseca, minha orientadora, que me colocou o desafio de fazer a tese de mestrado, pela competência científica e acompanhamento do trabalho, pela disponibilidade, pelo incentivo, pelas correções e sugestões relevantes feitas durante a orientação, pela amizade, que eu muito prezo. Muito Obrigada.

Ao Professor Doutor Tomás d’Aquino Freitas Rosa de Figueiredo, meu coorientador, pela orientação dada, pelo incentivo e disponibilidade, pelos sempre sábios conselhos, sugestões e correções, pela competência científica que eu muito admiro, pela amizade. Muito Obrigada.

À professora Doutora Margarida Arrobas, responsável pelo Laboratório de Análises de Solos e Plantas, da Escola Superior Agrária de Bragança e às técnicas D. Rita e D. Ana, cuja ajuda foi crucial nas análises laboratoriais das amostras de solos. À Isabel e à Sara, pelos momentos de boa disposição e pela ajuda também prestada.

Aos meus pais, Jorge e Helena, que são os meus pilares e a minha bússola em todos os momentos da minha vida, cujo amor e apoio é constante.

Aos meus irmãos Lena e Tó, à tia Anita e aos meus sobrinhos, Francisca, António e Filipa, pelo carinho, pelo apoio incondicional em todas as etapas da minha vida.

Ao Aires, meu marido, pela paciência, pelos conselhos, pelo amor.

Aos meus amigos, que me ouviram e transmitiram sempre um espírito positivo.

À memória do meu irmão Jorge, ausente, no entanto presente.

Resumo

Atualmente os fogos florestais constituem um grave problema nos ecossistemas mediterrâneos. O abandono das áreas rurais originou a acumulação de biomassa combustível. Uma das técnicas aplicadas na gestão da vegetação em espaços florestais é o fogo controlado, que visa reduzir a carga combustível garantindo uma diminuição do perigo de incêndio. A sua aplicação em áreas estratégicas pretende substituir de uma forma gradual os incêndios que ocorrem durante o período estival por queimas pouco intensas realizadas no Inverno.

O fogo reduz ou elimina temporariamente a cobertura vegetal do solo e diversas alterações podem ocorrer nas propriedades físicas, químicas, mineralógicas e biológicas do solo.

Este trabalho tem como objetivo avaliar a evolução temporal do efeito do fogo controlado de baixa severidade em áreas de montanha cobertas com mato, em algumas propriedades do solo.

O estudo decorreu em Aveleda, dentro da área do Parque Natural de Montesinho, que possui uma superfície de cerca de 75000 ha, estando aproximadamente um terço ocupada por matos. A amostragem realizou-se numa área com cerca de 5 ha, ocupada por matos, que foi sujeita a fogo controlado. Em onze locais diferentes, distribuídos aleatoriamente foram colhidas amostras de solo antes do fogo controlado a diferentes profundidades: 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm. Para acompanhar a evolução das propriedades no tempo, foram colhidas novamente amostras de solo nos mesmos locais, dois meses, seis meses e três anos após o fogo controlado.

Na profundidade 0-5 cm, três anos após o fogo controlado, verifica-se que os valores de pH e o teor em Na^+ do solo se apresentam semelhantes aos observados antes do fogo, o mesmo não se verifica com os valores da acidez de troca, alumínio de troca e o grau de saturação em bases (GSB) que diferem significativamente dos observados antes do fogo. Também se verifica que o fogo controlado, afeta as propriedades químicas de forma diferente ao longo do perfil do solo.

Abstrat

Currently, forest fires are a serious problem in the Mediterranean ecosystems. The abandonment of the rural areas has led to the accumulation of biomass fuel. One of the techniques applied in the management of vegetation in forest areas is the controlled fire, which aims to reduce the combustible load guaranteeing a reduction of the risk of fire. Its application in strategic areas intends to gradually replace the fires that occur during the summer period for less intense burnings carried through winter.

The fire temporarily reduces or eliminates the vegetal covering of the ground and several alterations may occur in the physical, chemical, mineralogical and biological properties of the soil.

This work aims to evaluate the temporal evolution of the effect of controlled low severity fire in mountain areas covered with bushes in some of the soil's properties

The study took place in Aveleda, within the area of the Montesinho Natural Park, which possesses a surface of about 75000 ha, being approximately one-third occupied by bushes. Sampling took place in an area with approximately 5 ha, occupied by bushes, which was subjected to controlled fire.

In eleven different locations, randomly scattered, soil samples were collected before the controlled fire at different depths: 0-5 cm, 5-10 cm and 10-20 cm. To monitor the development of the properties in time, soil samples were once again collected in the same places, two months, six months and three years after the controlled fire.

Three years after the controlled fire, and at a depth of 0-5 cm, it turned out that the values of the pH and the Na^+ of the soil were similar to those seen before the fire. However, the same was not verified with the values of the acidity of exchange, aluminium of exchange and the degree of saturation in bases that differ significantly from the observed ones before the fire. It also appears that the controlled fire, affects the chemical properties differently throughout the soil profile.

Índice Geral

Agradecimentos.....	ii
Resumo.....	iii
Abstrat.....	iv
Lista de figuras.....	vii
Lista de quadros.....	ix
Capítulo 1- Introdução.....	10
1.1 Introdução.....	10
1.2 Objetivos.....	11
1.3 Organização do trabalho.....	11
Capítulo 2- Revisão bibliográfica.....	12
2.1 O uso do solo em Portugal continental.....	12
2.2 Os incêndios florestais.....	13
2.3 Impactes do fogo no solo.....	15
2.3.1 Considerações gerais.....	15
2.3.2 Impactes do fogo em propriedades químicas do solo.....	18
2.3.2.1 Matéria orgânica.....	18
2.3.2.2 Reação do solo.....	19
2.3.2.3 Azoto.....	19
2.3.2.4 Fósforo extraível.....	21
2.3.2.5 Potássio extraível.....	21
2.3.2.6 Capacidade de Troca Catiónica efetiva.....	22
2.3.2.7 Condutividade elétrica.....	22
2.4 O fogo controlado.....	23
Capítulo 3- Material e métodos.....	24
3.1. Caracterização geral da área em estudo.....	24
3.1.1 Localização geográfica e relevo.....	24
3.1.2 Caracterização geológica e litológica.....	26
3.1.3 Caracterização climática.....	26
3.1.4 Caracterização dos solos.....	27
3.1.5 Vegetação.....	29
3.2 Colheita e preparação das amostras.....	30
3.3 Metodologias analíticas utilizadas nas amostras de solo.....	32
3.3.1 Matéria orgânica.....	32

3.3.2 pH.....	33
3.3.3 Fósforo e potássio extraíveis	34
3.3.4 Bases de troca.....	35
3.3.5 Acidez de troca e alumínio de troca	35
3.3.6 Capacidade de troca catiónica efetiva e grau de saturação em bases	35
3.3.7 Condutividade elétrica.....	36
3.4 Análises estatísticas e apresentação de resultados.....	36
Capítulo 4- Resultados e discussão	38
4.1 Matéria orgânica.....	38
4.2. Reação do solo	40
4.3 Fósforo e potássio extraíveis	42
4.3.1 Fósforo extraível	42
4.3.2 Potássio extraível.....	44
4.4 Bases de troca.....	46
4.5 Acidez de troca e alumínio de troca	50
4.5.1 Alumínio de troca.....	50
4.5.2 Acidez de troca.....	52
4.6 Soma de Bases de Troca e Grau de Saturação em Bases	53
4.6.1 Soma de bases de troca.....	53
4.6.2 Grau de saturação em bases.....	55
4.7 Capacidade de troca catiónica efetiva	56
4.8 Condutividade elétrica.....	58
4.9 Síntese e discussão integrada dos resultados	60
Capítulo 5- Conclusões	63
Referências bibliográficas	64

Lista de figuras

Figura 1- Distribuição dos usos do solo em Portugal continental em 2010	12
Figura 2- Evolução dos usos do solo em Portugal continental, entre 1995 e 2010.....	13
Figura 3- Área ardida no ano 2003, em alguns países do mediterrâneo.....	14
Figura 4- Área ardida e número de incêndios em Portugal Continental, de 1990 a 2013	15
Figura 5- Ciclo do azoto.....	20
Figura 6- Localização geográfica da área em estudo	24
Figura 7- Vista parcial da área de amostragem antes do fogo controlado.....	25
Figura 8- Gestão da vegetação com fogo controlado	25
Figura 9- Geologia do Parque Natural de Montesinho.....	26
Figura 10- Precipitação total mensal registada na estação meteorológica de Bragança	27
Figura 11- Unidades de solo na zona do PNM que abrange a área de amostragem.....	28
Figura 12 -Distribuição dos matos (estevais, giestais e urzais) no PNM, onde se assinala a área em estudo	29
Figura 13- Pormenor da vegetação existente na área de estudo	30
Figura 14- Desenvolvimento da vegetação	31
Figura 15- Avaliação e registo de diversos parâmetros imediatamente após o fogo controlado	32
Figura 16- Determinação de pH.....	33
Figura 17- Espectrofotómetro de absorção molecular	34
Figura 18- Espectrofotómetro de chama	34
Figura 19- Determinação da condutividade elétrica.....	36
Figura 20- Variação temporal do teor de matéria orgânica do solo (%), segundo a profundidade e a data de amostragem	38
Figura 21- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: % de matéria orgânica.....	39
Figura 22- Variação temporal do valor médio do pH do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem	41
Figura 23- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: pH.....	41
Figura 24- Variação temporal do fósforo extraível do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem	43
Figura 25- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: fósforo extraível	43
Figura 26- Variação temporal do potássio extraível do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem	45
Figura 27- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: potássio extraível	45
Figura 28- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: cálcio de troca	47
Figura 29- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: magnésio de troca	48
Figura 30- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: potássio de troca.....	48
Figura 31- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: sódio de troca.....	49

Figura 32- Variação temporal do alumínio de troca do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem	51
Figura 33- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: alumínio de troca	51
Figura 34- Variação temporal da acidez de troca do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem	52
Figura 35- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: acidez de troca (AT).....	53
Figura 36- Variação temporal da soma de bases de troca do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem.....	54
Figura 37- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: soma de bases de troca.....	54
Figura 38- Variação temporal do grau de saturação em bases do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem	55
Figura 39- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: grau de saturação em bases	56
Figura 40- Variação temporal da capacidade de troca catiónica efetiva do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem	57
Figura 41- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: capacidade de troca efetiva	57
Figura 42- Variação temporal da condutividade elétrica do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem.....	58
Figura 43- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: condutividade elétrica	59

Lista de quadros

Quadro 1- Classes de severidade do fogo	17
Quadro 2- Classificação dos solos quanto à percentagem de matéria orgânica	33
Quadro 3- Intervalos de pH e designações	34
Quadro 4- Classificação dos solos quanto aos teores de fósforo e potássio extraíveis	35
Quadro 5- Valores médios e desvio-padrão das bases de troca do solo, por profundidade e data de amostragem	47
Quadro 6- Variação temporal de propriedades químicas do solo em relação à situação de referência	60

Capítulo 1- Introdução

1.1 Introdução

“O solo é um recurso natural, não renovável à escala da vida humana, e que, por isso, é indispensável conservar” (Figueiredo, 2013).

O fogo é um elemento natural na maioria dos ecossistemas terrestres, sendo dele dependentes os ecossistemas mediterrâneos (Mataix-Solera *et al.*, 2009a). Contudo, atualmente os fogos florestais transformaram-se num grave problema nos países sob influência de clima mediterrâneo, onde anualmente ocorre uma estação seca acompanhada de temperaturas elevadas, condições que se revelam propícias à deflagração e propagação dos fogos florestais (Mataix-Solera, 1999). No nosso país, para além das condições climáticas, contribuíram também para agravar o problema o abandono das zonas rurais, que originou uma acumulação de biomassa, assim como uma estratégia pouco eficiente na prevenção e combate dos incêndios florestais (Fernandes, 2009).

Na passagem do fogo a cobertura vegetal do solo é eliminada temporariamente, alterando as suas condições de superfície, o que influi tanto no processo erosivo como no processo hidrológico, com repercussões no ciclo de água e no relevo, fatores que influenciam a evolução dos ecossistemas (Mataix-Solera & Cerdà, 2009b). Certini (2005), refere que diversas alterações podem ocorrer nas propriedades do solo, como consequência da passagem do fogo florestal, sendo elas de natureza física, química, mineralógica e biológica.

É urgente adotar medidas que dificultem a propagação dos incêndios. A ciência florestal tem desenvolvido investigação científica no domínio da silvicultura preventiva e gestão de combustíveis, na qual se inclui a técnica do fogo controlado, também designado por fogo prescrito (Fernandes, 2006). Com a sua aplicação pretende-se reduzir e modificar, a quantidade e o arranjo estrutural da vegetação, com vista a diminuir a intensidade de um incêndio (Fernandes, 2006).

O fogo controlado não é um incêndio, sendo a intensidade do fogo a diferença básica entre eles, é esta característica que determina se o fogo traz benefícios ou se é apenas destruidor (Úbeda *et al.*, 2009). Quando se aplica a técnica do fogo controlado,

este deve ser de baixa intensidade e conduzido de forma a não se propagar livremente (Úbeda *et al.*, 2009). Na execução desta técnica de gestão de combustíveis, o fogo desenvolve baixas intensidades, provocando alterações não significativas nas propriedades do solo, ao contrário dos incêndios de severidade alta que podem provocar impactes negativos no solo (Certini, 2005). Os efeitos do fogo controlado no solo continuam a ser objeto de estudo.

1.2 Objetivos

O presente trabalho tem como principais objetivos:

Avaliar a evolução temporal do efeito do fogo controlado em algumas propriedades químicas do solo, em áreas de montanha cobertas com mato, dentro da área do Parque Natural de Montesinho.

Contribuir com mais informação, para o conhecimento dos efeitos da aplicação desta técnica nas propriedades químicas do solo.

1.3 Organização do trabalho

O texto deste trabalho está organizado em cinco capítulos. Depois deste capítulo introdutório, segue-se no Capítulo 2 uma breve revisão bibliográfica relativa aos fogos florestais, aos impactes do fogo no solo, assim como ao papel do fogo controlado na gestão de combustíveis. No Capítulo 3 caracteriza-se genericamente a área de amostragem, descrevem-se os métodos analíticos utilizados na determinação das diferentes propriedades, assim como na análise estatística dos dados. No capítulo 4, são apresentados e discutidos os resultados obtidos, relativos à evolução temporal das propriedades químicas do solo em estudo, tendo como situação de referência as condições do solo antes da aplicação do fogo controlado. No capítulo 5 são expostas as conclusões.

Capítulo 2- Revisão bibliográfica

2.1 O uso do solo em Portugal continental

Segundo dados dos resultados preliminares do último inventário florestal nacional (IFN6), em 2010, a floresta em Portugal continental ocupava 35,4% do território, constituindo a classe dominante de uso do solo, como se pode observar na Figura 1. Esta classe inclui as superfícies arborizadas, assim como as temporariamente desarborizadas, onde se prevê a recuperação do coberto arbóreo a curto prazo, nomeadamente zonas em regeneração natural, cortadas ou ardidas (ICNF, 2013).

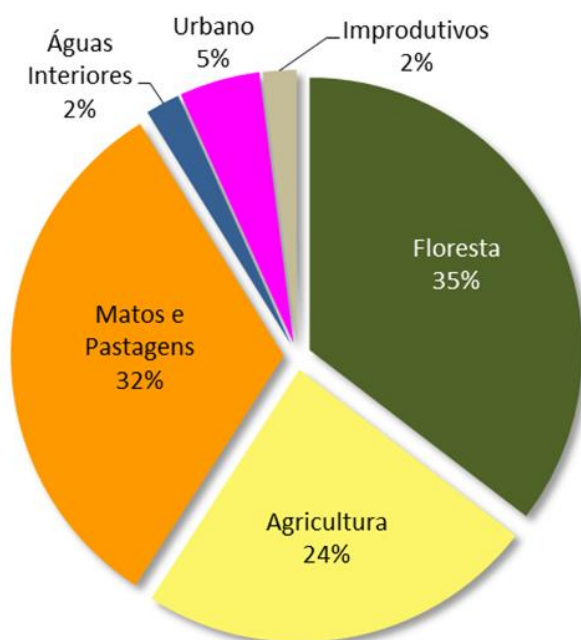


Figura 1- Distribuição dos usos do solo em Portugal continental em 2010 (ICNF, 2013).

A classe “matos e pastagens” em 2010, ocupava 32% do território, representando os matos 52% desta classe (ICNF, 2013).

Ao longo do período de 1995-2010, as áreas de floresta apresentaram uma diminuição líquida (Figura 2), que se traduziu numa conversão para a classe de uso “matos e pastagens”, em cerca de 85% da área reduzida (ICNF, 2013).

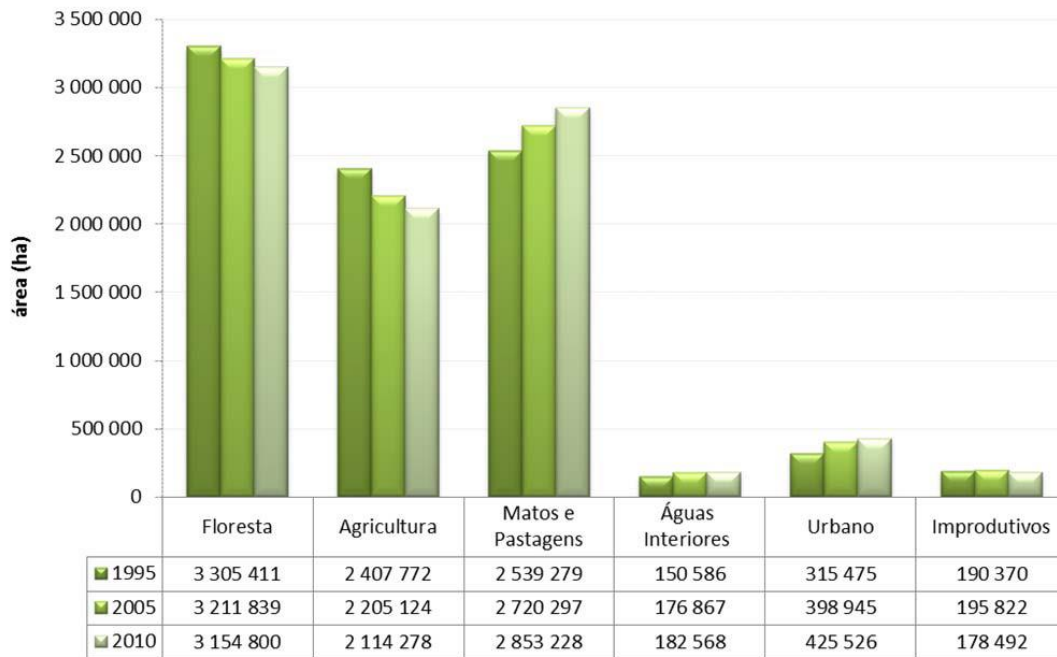


Figura 2- Evolução dos usos do solo em Portugal continental, entre 1995 e 2010 (ICNF, 2013).

2.2 Os incêndios florestais

Os fogos são parte integrante dos ecossistemas mediterrâneos (Bento-Gonçalves *et al.*, 2012), no entanto nas últimas décadas em anos de pouca precipitação ou períodos secos, em que a vegetação se encontra num avançado processo de dessecação, o que constitui condições propícias à deflagração e propagação de incêndios florestais (Lourenço *et al.*, 2012), estes tornaram-se na principal causa de desflorestação nos países da Europa mediterrânea (Vélez, 2000; Pino *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2009).

Foi a partir da década de 70, do século XX, que os incêndios passaram a constituir um problema na floresta portuguesa, assumindo um carácter catastrófico, que adveio das alterações do uso do solo (Ferreira *et al.*, 2009; Ferreira-Leite *et al.*, 2013). As alterações no uso tradicional do solo, assim como o modo de vida das populações conduziram: ao aumento do abandono dos terrenos agrícolas, o que originou um aumento de vegetação espontânea, que segundo o processo natural da sucessão ecológica, originaram zonas de matos; à conversão de terrenos agrícolas em plantações florestais; a um acréscimo na acumulação de biomassa nos espaços florestais e a um aumento das áreas florestais (Lourenço, 1991; Rego, 1992; Roxo *et al.*, 1996; Moreno, 1999; Ferreira-Leite *et al.*, 2013). Como refere Ferreira-Leite *et al.* (2013), grande parte dessas áreas rurais transformaram-se em paisagens propensas à ocorrência de incêndios

de grande intensidade, fruto da acumulação ao longo do tempo de elevadas quantidades de combustível.

Nos anos 2003 e 2005, em Portugal, arderam mais de 300 000 ha. Como se pode observar na Figura 3, o que ardeu no nosso país no ano 2003, constituiu mais de 50% da área total queimada nos países europeus mediterrâneos, o que revela que os incêndios florestais constituem a maior ameaça para a floresta portuguesa (Ferreira *et al.*, 2009).

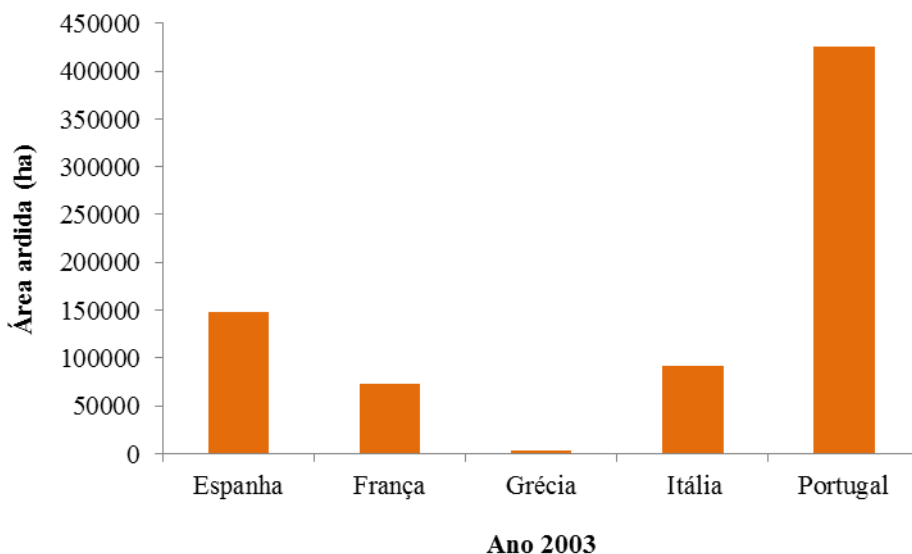


Figura 3- Área ardida no ano 2003, em alguns países do mediterrâneo (PORDATA, 2014).

Segundo Lourenço *et al.* (2012), em 2003 e 2005, atingiram-se os valores máximos de áreas ardidas e do número de ocorrências, respetivamente (Figura 4), este carácter excecional resultou em parte, das condições climáticas observadas nesses anos, que se mostraram favoráveis à deflagração de incêndios, assim como à sua propagação.

De 1990 a 2013, verificou-se que a área ardida total anual foi superior a 100 000 ha em mais de 50% dos anos observados, (Figura 4), e que a percentagem média anual de área ardida de matos, representou mais de 50% da área ardida total anual.

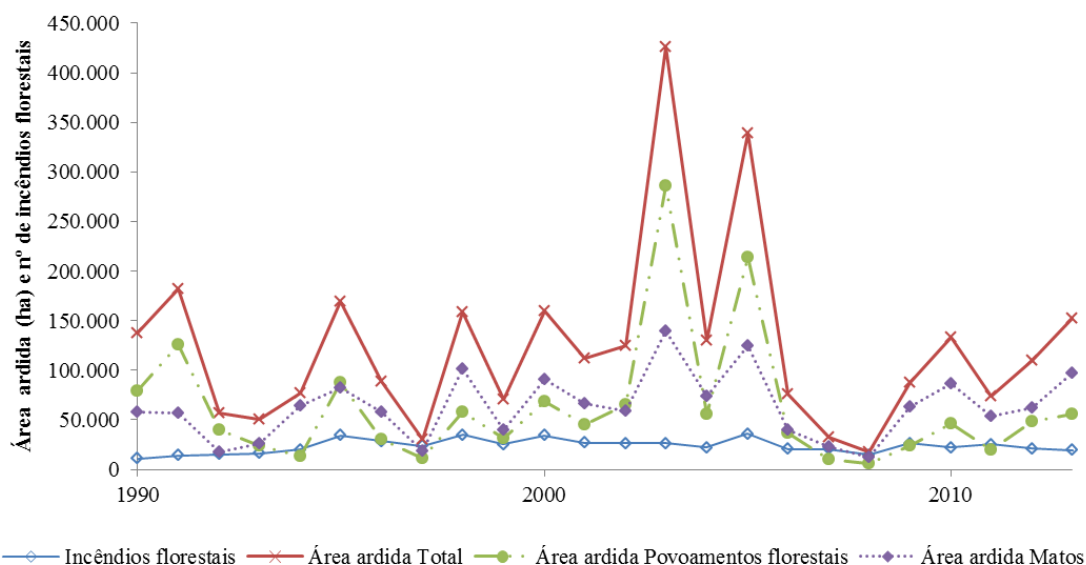


Figura 4- Área ardida e número de incêndios em Portugal Continental, de 1990 a 2013 (PORDATA, 2014).

2.3 Impactes do fogo no solo

2.3.1 Considerações gerais

Embora os fogos florestais sejam um elemento fundamental nos ecossistemas mediterrâneos (Ferreira *et al.*, 2010), não é sinónimo de que estes conseguem suportar qualquer tipo e frequência de incêndio (Mataix-Solera *et al.*, 2009a).

Como refere, Lourenço *et al.* (2012), “os incêndios florestais marcam e alteram profundamente a paisagem por onde se desenvolvem e alastram. Esta combustão descontrolada afeta, de modo expressivo, as diferentes componentes dos ecossistemas naturais onde incide, designadamente a vegetação e o solo”.

De acordo com Bento-Gonçalves *et al.* (2012), a investigação sobre os impactes do fogo nos ecossistemas, nas emissões para a atmosfera, no ciclo do carbono, entre outros tópicos, é extensa. Segundo os mesmos autores verifica-se um interesse crescente sobre o impacto do fogo nas propriedades do solo, uma vez que se trata de um componente básico do ecossistema florestal.

Segundo Ferreira *et al.* (2010), os efeitos do fogo sobre o solo são muito complexos, já que envolvem inúmeros mecanismos, que se encontram relacionados entre si. Os efeitos podem ser: diretos, originados pela ação do calor sobre a componente orgânica do solo (Mataix-Solera, 1999; Ferreira *et al.*, 2010), ocorrendo a

sua mineralização, o que facilita a sua exportação através dos processos hidrológicos e erosivos (Ferreira *et al.*, 2010); ou indiretos, originados pela eliminação da cobertura do solo, e pela alteração da parte superficial do mesmo, condicionando os processos erosivos e hidrológicos (Mataix-Solera & Cerdà, 2009b). Como refere Ferreira *et al.* (2010), o fogo induz alterações de carácter químico e biológico, derivadas de mecanismos de ordem física, já que os nutrientes ficam mais suscetíveis de serem exportados por erosão, o que está intrinsecamente ligado às mudanças na estrutura do solo, originadas pela combustão da componente orgânica.

As alterações provocadas pela passagem do fogo, dependem de vários fatores, como por exemplo, da intensidade do fogo, da sua duração, do relevo, ou do grau de humidade do próprio solo, entre outros. De uma forma geral, após o fogo, observa-se a diminuição da permeabilidade do solo, assim como uma alta probabilidade de aumentar a escorrência superficial e a erosão do solo, em particular nas vertentes. Estas alterações contribuem para uma maior exportação de água e sedimentos para jusante, com o consequente aumento do caudal dos rios, que podem originar cheias e inundações, ameaçando vidas humanas, infraestruturas e outros recursos valiosos dentro e fora da área queimada (Ferreira *et al.*, 2010; Vega *et al.*, 2013), assim os impactes negativos resultantes dos incêndios, não são observados apenas no local afetado pelo fogo (Castillo, 2000; Ferreira *et al.*, 2010).

Uma das formas de avaliar indiretamente os impactes do fogo no ecossistema, é a sua severidade (Pereira *et al.*, 2014). Como refere Neary *et al.* (1999), a severidade do fogo depende das interações durante a queima, intensidade, tipo de combustível, tipo de vegetação, duração, declive, teor de matéria orgânica, condições climáticas, entre outros fatores e reflete a quantidade de energia sob a forma de calor que é libertada durante o fogo (DeBano *et al.*, 1998). Uma forma expedita para classificar a severidade do fogo (Quadro 1), foi estabelecida por Hungerford (1996), baseando-se na observação pós-incêndio de diferentes parâmetros.

Quadro 1- Classes de severidade do fogo (Adaptado de Hungerford, 1996).

Parâmetros a observar	Classe de severidade		
	Baixa	Moderada	Alta
Horizonte orgânico	Queimado, carbonizado, consumido	Consumido	Consumido
Solo mineral	Não alterado	Não alterado	Cor alaranjada/avermelhada, onde o fogo atingiu temperaturas mais altas
Restos de madeiras das árvores	Parcialmente consumido, carbonizado	Parcialmente consumido, com os cepos profundamente carbonizados	Cepos consumidos ou profundamente carbonizados
Temperatura do solo a 1 cm de profundidade	< 50 ° C	100° a 200 ° C	> 250 ° C
Temperaturas letais para os organismos do solo (Profundidade)	1 cm	3 a 5 cm	9 a 16 cm

O Quadro 1, mostra que a classificação da severidade se relaciona diretamente com o dano provocado pelo fogo, avaliado em concreto pelo grau de destruição da vegetação e da matéria orgânica do solo.

Como referem Mataix-Solera & Cerdà (2009b), não é simples sintetizar qual o efeito do fogo nas propriedades do solo, já que existem diferentes respostas do solo face ao fogo. As modificações que o solo pode sofrer variam, tal como variam as características do fogo (Mataix-Solera & Cerdà, 2009a). Na resposta a um incêndio, algumas propriedades do solo podem ser alteradas no mesmo sentido, mas com diferentes magnitudes, já outras podem evoluir em sentido contrário (Mataix-Solera & Cerdà, 2009b).

Atualmente, e em particular no nosso país, os fogos florestais tornaram-se o mais relevante problema ambiental (Nunes *et al.*, 2013).

De acordo com Ferreira *et al.* (2010), não se deve desligar os incêndios do tema das alterações climáticas futuras, segundo o qual se prevê a ocorrência de longos períodos secos e quentes, com uma maior frequência, verificando-se assim condições atmosféricas propícias à deflagração e propagação dos incêndios florestais.

2.3.2 Impactes do fogo em propriedades químicas do solo

2.3.2.1 Matéria orgânica

A matéria orgânica do solo provém dos organismos vegetais e animais existentes no solo, como restos e resíduos de plantas e animais acumulados (maioritariamente restos de tecidos vegetais e secundariamente resíduos animais); de tecidos orgânicos decompostos; de moléculas orgânicas degradadas ou decompostas e da reorganização de alguns produtos da degradação (Costa, 1991, Porta *et al.*, 2003).

Como refere Porta *et al.* (2003), a matéria orgânica do solo desempenha um importante papel no funcionamento dos ecossistemas, intervindo de forma ativa em diferentes processos que se repercutem no comportamento do solo e no crescimento das plantas e dos micro-organismos. Segundo Porta *et al.* (2003) a este componente do solo estão atribuídas diferentes ações, destacam-se as principais, assim como alguns dos seus efeitos associados:

- escurecimento da cor do epidedon, o que contribui para um aumento da temperatura do solo e que influi sobre o balanço de energia;
- estruturação do solo, o que favorece a formação e estabilização dos agregados; a velocidade de infiltração e aumenta a resistência à erosão;
- adsorção e troca de iões, o que possibilita controlar a acidez e a basicidade do solo devido ao seu efeito tampão; permite o armazenamento de nutrientes no solo sob formas orgânicas; evita perdas por lixiviação e permite a formação de complexos e quelatos;
- retenção e fornecimento de água, o que se reflete no balanço hídrico do solo;
- estimulação da atividade biológica;
- estimulação do crescimento vegetal.

A matéria orgânica é um constituinte fundamental do solo, a sua presença contribui para que as propriedades biológicas, químicas e físicas melhorem (Mataix-Solera, 1999), é um reservatório de nutrientes, disponíveis após a mineralização dos compostos orgânicos (Fernandes, 2009).

Segundo Certini (2005), o impacto do fogo na matéria orgânica, pode ir de uma ligeira volatilização a uma completa oxidação da matéria orgânica, dependendo da severidade do incêndio. Quando há a combustão de grande parte da matéria orgânica ocorre um aumento na quantidade de nutrientes disponíveis, no entanto estes podem

mais facilmente ser lixiviados, já que a perda de matéria orgânica afeta a capacidade do solo armazenar nutrientes (Mataix-Solera, 1999).

Observa-se em muitos casos em que o fogo é de baixa ou média intensidade, que as alterações estruturais induzidas na matéria orgânica do solo, não são diferenciáveis das que ocorrem nos processos bióticos do solo (Almendros et al. 1990; Hernández & Almendros 2012; Almendros & González-Vila, 2012). Segundo González-Pérez *et al.* (2004), o efeito produzido pelo fogo no teor de matéria orgânica do solo, depende do tipo e intensidade do fogo, da humidade do solo, do tipo de solo, e da natureza dos materiais queimados, entre outros fatores, assim os impactos causados nos processos do solo pelo fogo e a sua magnitude, são bastantes variáveis.

2.3.2.2 Reação do solo

A reação do solo influencia a atividade dos micro-organismos que decompõem a matéria orgânica. Em solos ácidos, a mineralização da matéria orgânica é mais lenta, estando os nutrientes nela retidos menos disponíveis para as plantas. Um aumento de pH pode favorecer a mineralização da matéria orgânica, já que influencia positivamente a atividade dos micro-organismos. Contudo, a variação do pH pode impedir a assimilação de certos nutrientes, originando problemas de nutrição vegetal (Mataix-Solera, 1999)

De uma forma geral, o pH do solo aumenta após um fogo florestal, uma vez que as cinzas são solubilizadas. As alterações no valor do pH dependem sobretudo das temperaturas alcançadas, do tipo de vegetação e do grau de combustão da biomassa, o que influi na composição das cinzas. Com a lavagem das cinzas o pH tende a diminuir (Mataix-Solera & Cerdà, 2009b).

2.3.2.3 Azoto

O azoto (N) é um elemento essencial para o desenvolvimento do sistema trófico, e frequentemente é o principal elemento limitante das produções vegetais (Santos, 1991, Tinoco, 2000). Encontra-se no solo em formas inorgânicas (2 a 5%) e orgânicas (95 a 98%), sendo absorvido pelas plantas essencialmente sob as formas NH_4^+ e NO_3^- (Santos, 1991).

Cerca de 95% do azoto do solo forma parte da matéria orgânica, atuando esta como reservatório e fonte deste nutriente para as plantas e micro-organismos do solo (Schulten & Schnitzer, 1998; Tinoco, 2000).

Na atmosfera média atual, o composto gasoso mais abundante é o azoto molecular (N_2), representando cerca de 79% da sua composição, desta forma a atmosfera terrestre é a fonte primária de azoto. A incorporação deste elemento no solo, origina um ciclo complexo, o ciclo do azoto (Figura 5), no qual se podem identificar os seguintes processos: fixação do N_2 atmosférico; fixação em compostos orgânicos de seres vivos; imobilização; mineralização; nitrificação; fixação $N-NH_4^+$ em argilas; adsorção $N-NH_4^+$ em argilas; lixiviação e escorrência superficial; desnitrificação e volatilização (Porta *et al.*, 2003)

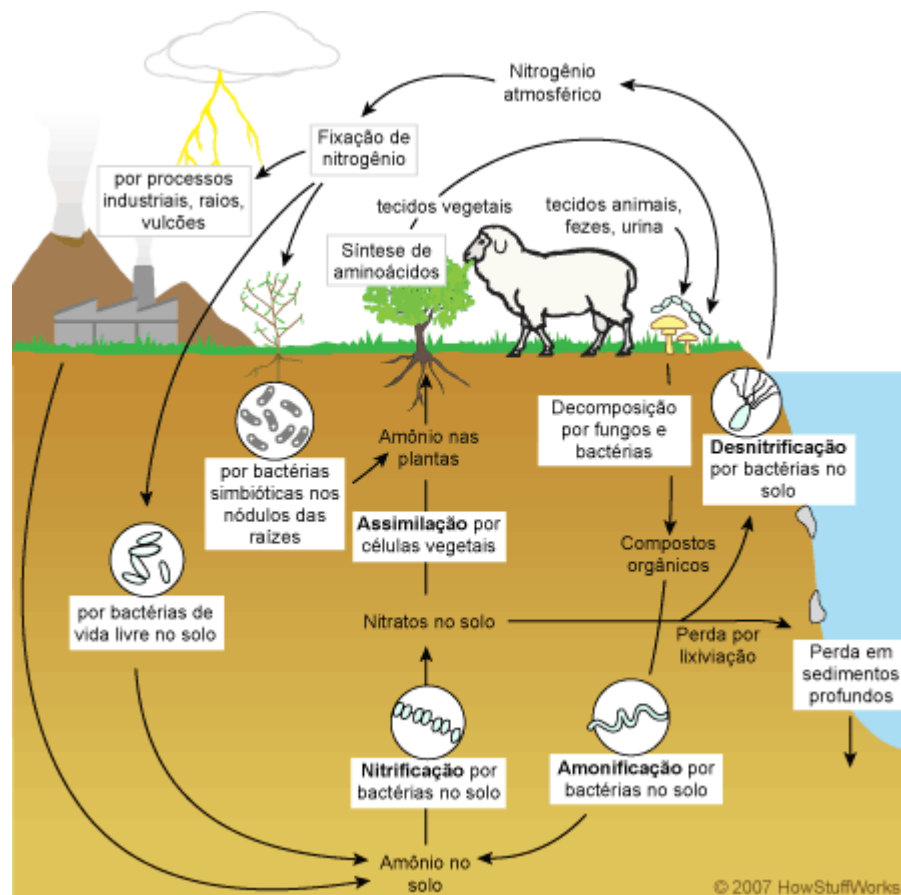


Figura 5- Ciclo do azoto (Fonte: <http://ciencia.hsw.uol.com.br/ciclo-nitrogenio1.htm>)

Santos (1991), refere que o azoto é um elemento bastante sujeito a perdas no solo, que podem ser de natureza física, química e biológica.

O ciclo do azoto (N) sofre importantes alterações devido ao fogo. Os efeitos do fogo sobre este nutriente podem ser diretos ou indiretos. Os efeitos diretos são a volatilização (a cerca de 200°C, o que origina que este elemento apresente as maiores perdas diretas para a atmosfera, sob as formas N_2 e NO_x) e a oxidação do azoto orgânico. Os efeitos indiretos resultam das mudanças induzidas pelo fogo nas propriedades químicas e físicas do solo, que intervêm nas alterações do azoto. Uma grande parte do restante azoto orgânico é transformado nas formas inorgânicas, amoníaco e nitrato (Mataix-Solera, 1999; Fernandes, 2009). Segundo Mataix-Solera (1999), algum tempo após o fogo a concentração em ião nitrato no solo aumenta, devido ao aumento da atividade bacteriana, resultante do aumento do pH, da quantidade de nutrientes disponíveis, assim como da subida da temperatura do solo. O ião nitrato não é facilmente adsorvido pela matriz do solo, e na ausência de regeneração natural, ocorrem perdas de azoto por lixiviação e desnitrificação, o que afeta a sucessão vegetal e a recuperação do solo nas áreas ardidas (Fernandes, 2009; Knicker, 2007).

2.3.2.4 Fósforo extraível

O fósforo (P) é um dos nutrientes essenciais para as plantas, sendo frequentemente um fator limitante na nutrição vegetal. No solo existe uma pequena parte sob a forma orgânica, contudo, as concentrações mais elevadas são encontradas no solo mineral, sob a forma de apatites (Fernandes, 2009).

De um modo geral, a quantidade de fósforo disponível para as plantas aumenta após um incêndio florestal (Raison, 1979; Khanna & Raison, 1986; Kutiel & Kutiel, 1989; Lynham *et al.*, 1998; Mataix-Solera, 1999), uma vez que o fósforo mantido em formas orgânicas é libertado na forma PO_4^{3-} (Fernandes, 2009). Como as formas minerais de fósforo possuem reduzida mobilidade no solo, podem depositar-se nas cinzas. No entanto, pode verificar-se a sua perda por arrastamento das cinzas quer pelo vento, quer pelo escoamento superficial (Fernandes, 2009).

2.3.2.5 Potássio extraível

No solo existe bastante potássio (K), embora grande parte, cerca de 90 a 98 % se encontre nos minerais primários, como as micas e os feldspatos. O potássio é encontrado em solução, na forma livre (K^+), já que não tende a formar complexos

inorgânicos ou quelatos. A destruição da matéria orgânica, durante o fogo, tende a aumentar a adsorção do potássio aos coloides minerais (Fernandes, 2009).

2.3.2.6 Capacidade de Troca Catiônica efetiva

Segundo Mataix-Solera (1999), de uma forma geral, existe uma boa correlação entre a quantidade de matéria orgânica e a capacidade de troca catiônica. Durante o fogo há perda de matéria orgânica, e os catiões libertados não são retidos no complexo adsorvente, o que favorece a sua lixiviação, pelo que se verifica que embora existam mais nutrientes dissolvidos, a capacidade do seu armazenamento é menor, tornando o solo mais pobre. As alterações na capacidade de troca catiônica dependem do tipo de solo e da intensidade do fogo (Mataix-Solera, 1999).

2.3.2.7 Condutividade elétrica

A salinidade do solo é uma propriedade que influencia o crescimento das plantas, o seu conhecimento é de particular importância. A condutividade elétrica permite avaliar a salinidade do solo (Santos, 1991).

Segundo Mataix-Solera & Cerdà (2009b), a condutividade elétrica, após um incêndio tende a evoluir, de forma semelhante ao pH, ou seja tende a aumentar, devido à solubilização e incorporação das cinzas no solo. O aumento da condutividade elétrica, deriva do aumento da salinidade do solo, que nem sempre é benéfico para a nutrição vegetal, já que existem níveis máximos de nutrientes utilizáveis na solução do solo, que quando ultrapassados, podem inibir a absorção de nutrientes, devido a fenómenos de antagonismo (Mataix-Solera, 1999).

Como refere Mataix-Solera (1999), os efeitos que resultam da formação de cinzas, de uma forma geral são pouco duradouros, podendo nalguns casos não ir além dos dois anos.

2.4 O fogo controlado

Desde que o homem dominou o fogo, apareceram novos regimes de incêndios, o que alterou o curso da história da Terra (Ferreira-Leite *et al.*, 2013).

Naveh (1975), reporta para o Neolítico as mudanças induzidas pelo homem nas paisagens mediterrâneas através do uso do fogo, que persistiu no tempo, constituindo hoje em dia um dos componentes de uma ferramenta técnica e científica (Bento-Gonçalves *et al.*, 2012) à qual a silvicultura recorre na gestão da vegetação em espaços florestais: o fogo controlado, também designado por, fogo prescrito. Segundo Rego *et al.* (1987), em Portugal a primeira referência ao uso do fogo controlado em povoamentos de pinheiro bravo, remonta a 1836.

Esta técnica, visa reduzir a carga combustível garantindo uma diminuição do perigo de incêndio (Manso *et al.*, 2005), assim como o melhoramento silvícola, a conversão do tipo de vegetação, e a gestão de habitats (Fernandes, 2003). Para Haines *et al.* (1998), o uso do fogo controlado tem como objetivo primordial a proteção da floresta, assim como dos recursos a ela associados.

Fernandes *et al.* (2002), define fogo controlado ou prescrito “como a aplicação deliberada e exata do fogo sob condições ambientais definidas e conducentes à satisfação de objetivos de gestão específicos e bem formulados”.

Uma das estratégias para prevenir a ocorrência de incêndios e minimizar a área que destroem, requer que as cargas de combustível florestal se encontrem abaixo dos níveis críticos, o que pode ser conseguido através de queimas pouco intensas (fogo controlado) durante o inverno, que pretendem substituir os grandes incêndios que ocorrem durante o período estival (Fernandes *et al.*, 2002).

Com base nos estudos realizados nos últimos 20 anos e no conhecimento adquirido, pode-se concluir que recorrendo ao fogo prescrito, é possível controlar os impactos ambientais, podendo os mesmos ser nulos ou desprezáveis (Fernandes *et al.*, 2002). Como o fogo controlado, pretende reduzir a biomassa acumulada, geralmente é de baixa intensidade e severidade, uma vez que só é utilizado quando determinadas condições meteorológicas se verificam, evitando que a severidade seja alta. Assim, as alterações que provoca no solo podem ser consideradas temporárias (Mataix-Solera *et al.*, 2011).

Capítulo 3- Material e métodos

3.1. Caracterização geral da área em estudo

3.1.1 Localização geográfica e relevo

O estudo realizou-se no Parque Natural de Montesinho (PNM), próximo da aldeia de Aveleda (Figura 6), a cerca de 12 km da cidade de Bragança (41°53'57.06"N, 6°40'55.39"W), numa área de matos com cerca de 5 ha (Figura 7).

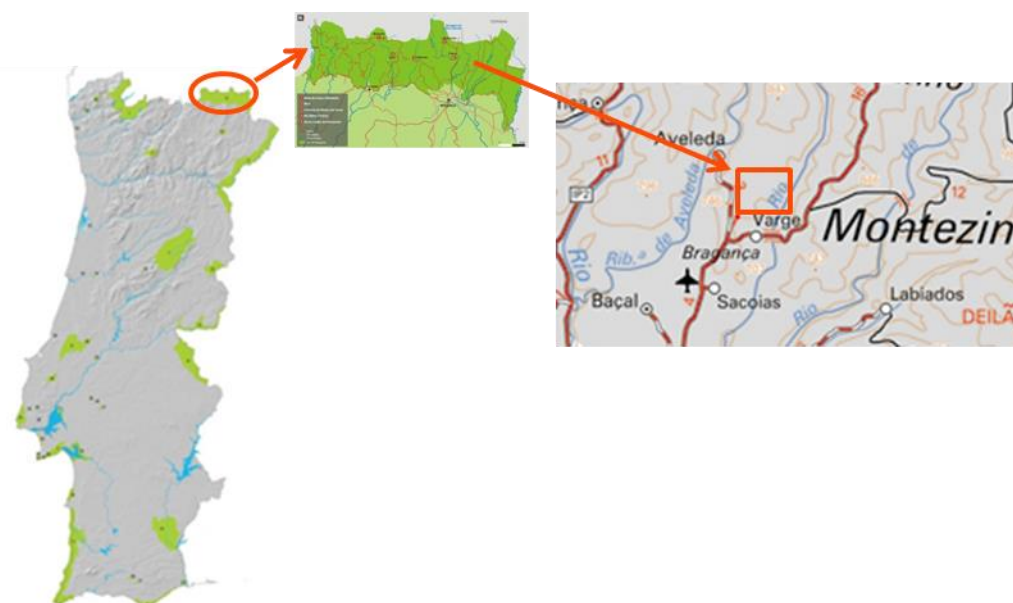


Figura 6- Localização geográfica da área em estudo (IPB/ICN, 2007; IGeoE, 1996).

A 31 de Março de 2011, nessa área foi aplicada a técnica de fogo controlado, com o objetivo de reduzir a carga de combustível (de acordo com o plano de gestão florestal) na vizinhança de parcelas de pinhal (Figura 7 e Figura 8). A zona possui relevo ondulado, com cumeadas aplanadas a arredondadas, a cotas superiores a 800 metros, que fazem a divisão de pequenas bacias com linhas de água encaixadas e declivosas (Figueiredo *et al.*, 2012).



Figura 7- Vista parcial da área de amostragem antes do fogo controlado.



Figura 8- Gestão da vegetação com fogo controlado.

3.1.2 Caracterização geológica e litológica

Segundo Meireles *et al.* (2003), o PNM situa-se numa área geologicamente muito variada e complexa, englobando unidades autóctones da Zona Centro Ibérica, unidades parautoctones e alóctones da Zona Galiza Trás-os-Montes, intrusões graníticas variscas e depósitos aluviais cenozoicos (Figura 9).

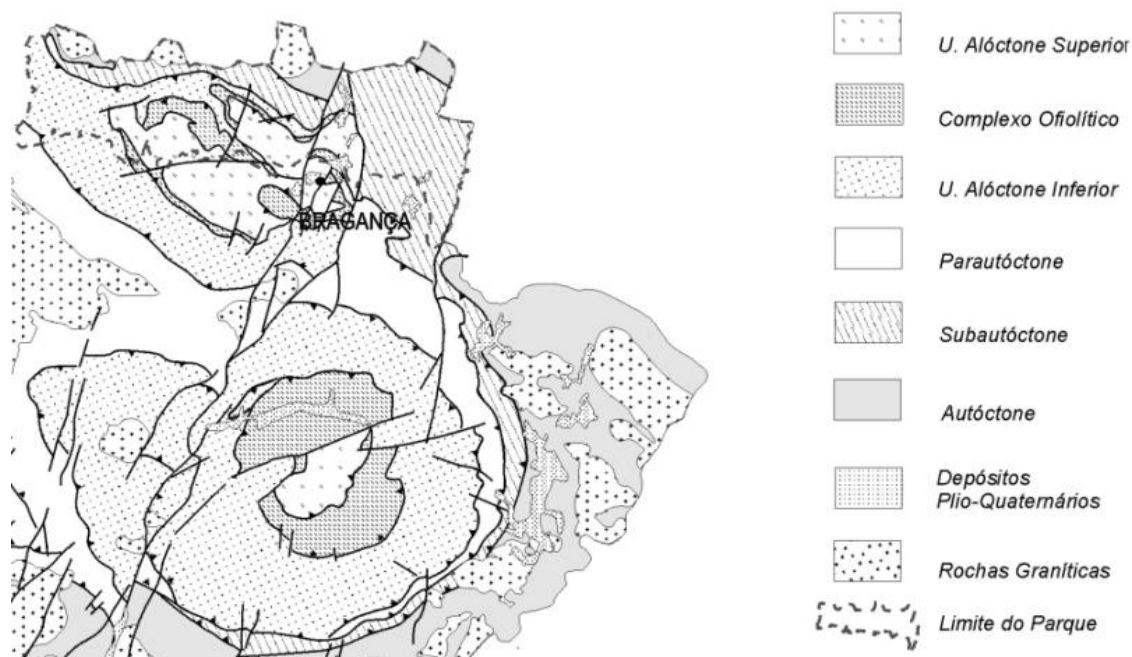


Figura 9- Geologia do Parque Natural de Montesinho (adaptado de Meireles *et al.*, 2003).

A área de estudo localiza-se sobre um substrato geológico de xistos do Silúrico (Figueiredo *et al.*, 2013).

3.1.3 Caracterização climática

Dentro da área do PNM a distribuição anual da precipitação é típica do clima mediterrânico, concentrando-se a precipitação na estação fria, durante os meses mais quentes a precipitação é escassa. A precipitação que ocorre de Outubro a Março constitui 72% da precipitação anual. Os valores mais elevados de precipitação média anual registam-se nas zonas mais altas (1215,5 mm em Moimenta, 1262,8 mm em Montesinho e 1075,1 mm em Vinhais) (IPB/ICN, 2007).

Na Figura 10, apresentam-se os valores de precipitação, registados na estação meteorológica de Bragança, durante o período de ensaio deste estudo (2011-2014).

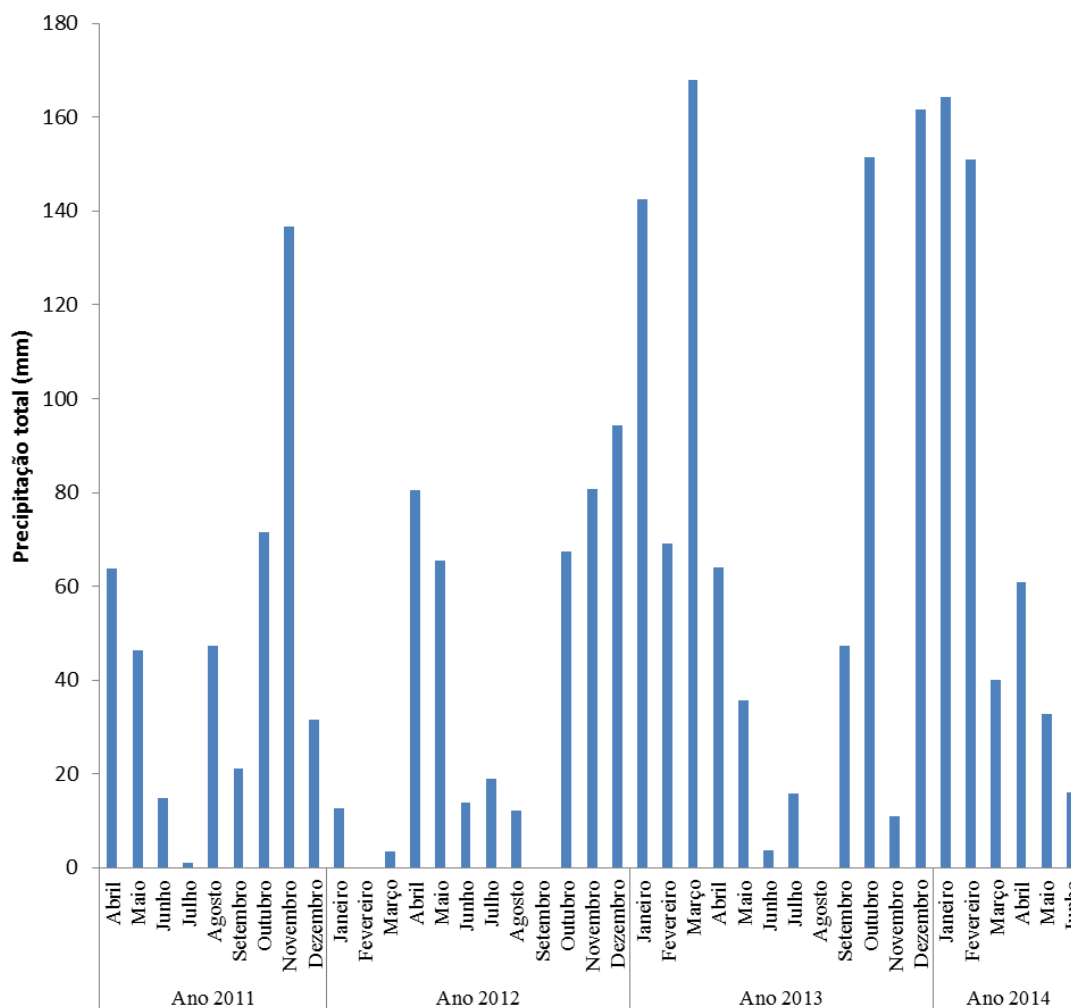


Figura 10- Valores de precipitação, registados na estação meteorológica de Bragança, de Abril de 2011 a Junho de 2014 (Fonte: IPMA, 2014).

No que se refere à temperatura média anual, na área do PNM esta varia aproximadamente entre os 8,5°C registados na Serra de Montesinho e os 12,8°C na Baixa Lombada (IPB/ICN, 2007). A média das temperaturas mínima e máxima anual, nas mesmas áreas homogéneas, variam entre os 5-7°C e os 14-17°C, respetivamente (Gonçalves, 1991; IPB/ICN, 2007). A área em estudo pertence à zona climática Terra Fria de Planalto, com temperatura média anual entre 10-12,5°C e uma precipitação média anual de cerca de 850 mm (Agroconsultores & Coba, 1991).

3.1.4 Caracterização dos solos

Os solos existentes na área estudada pertencem à Unidade Leptosolos úmbricos de xistos (Figura 11). Estes solos são incipientes, e possuem um teor de matéria orgânica médio a elevado (IPB/ICN, 2007).



Figura 11- Unidades de solo na zona do PNM que abrange a área de amostragem (adaptado da Carta de Solos do PNM, IPB/ICN, 2007).

Segundo Agroconsultores & Coba (1991), os Leptossolos, são “solos limitados por rocha dura contínua e coerentes ou material muito calcário ou uma camada contínua, cimentada a partir de menos de 50 cm de profundidade, ou solos de material não consolidado muito pedregoso tendo menos de 20% de terra fina até um profundidade de 125 cm, sem horizontes de diagnósticos”. A unidade-solo presente na área de estudo, como já foi referido, pertence aos Leptossolos úmbricos, o que revela a existência de um horizonte A úmbrico. São solos presentes nas zonas mais frias e húmidas e podem ser encontradas em zonas que não tiveram aproveitamento agrícola, mas que possuíam sempre cobertura vegetal, em particular matos (Agroconsultores & Coba, 1991)

3.1.5 Vegetação

O PNM é uma área protegida com uma superfície de 74 229 ha, onde foram identificados 129 comunidades vegetais, distribuídas por 31 classes de vegetação. Cerca de um terço da área do PNM é ocupado por espécies arbustivas espontâneas, os matos (Figura 12), frequentemente designados por incultos ou espaços abandonados. Isto, revela a pouca importância dada a estes espaços, subvalorizando as suas funções ambientais e os serviços prestados às comunidades próximas (IPB/ICN, 2007).

Segundo Figueiredo *et al.* (2013), os matos podem ser agrupados em:

- Urzais, os mais representativos, ocupam as zonas de maior altitude, mais frias e húmidas, identificados pela espécie *Erica australis*;
- Giestais, com representação e localização altimétrica intermédias, representados pela espécie *Cystisus multiflorus*;
- Estevais, de menor área, característicos das zonas mais quentes e secas, a cotas inferiores e na fração Leste do PNM, identificados pela espécie *Cystus ladanifer*.

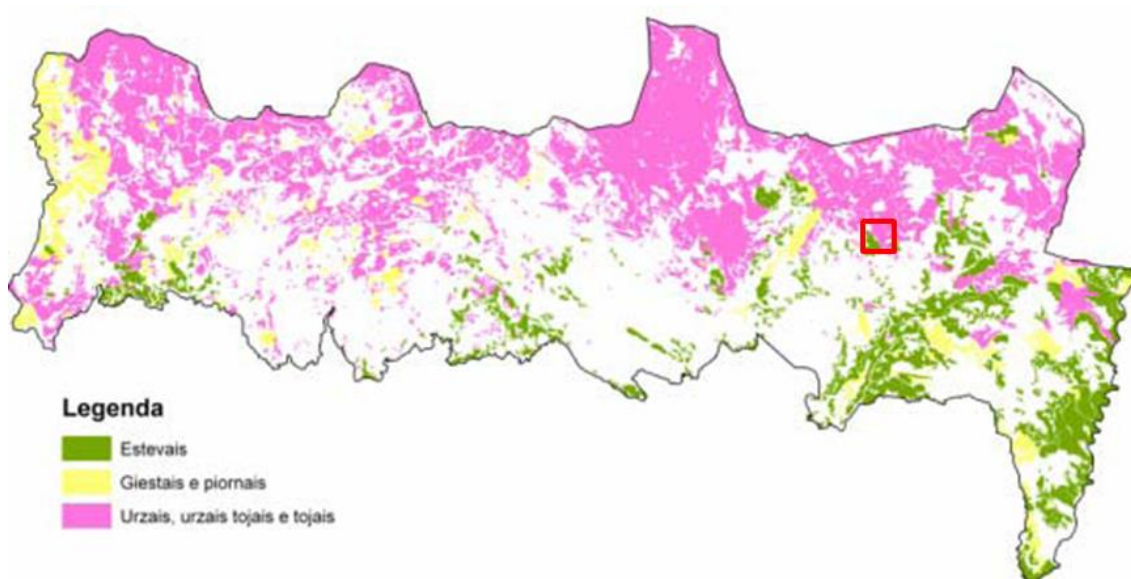


Figura 12 -Distribuição dos matos (estevais, giestais e urzais) no PNM, onde se assinala a área em estudo (mapa produzido pelo Ligeo, ESA/IPB, no âmbito do projecto Edunather, adaptado de Bompastor *et al.*, 2009).

3.2 Colheita e preparação das amostras

Na área em estudo em onze locais distribuídos aleatoriamente, foram colhidas amostras de solo antes do fogo controlado (ATF), dois meses (DMAPF), seis meses (SMAPF) e três anos (TAAPF) após a aplicação da técnica.

Antes do fogo controlado, foi avaliada a abundância relativa da vegetação arbustiva na área de amostragem, verificando-se que 44% da superfície era ocupada por urze (*Erica australis*), 30% por carqueja (*Chamaespartium tridentatum*) e 26% por esteva (*Cystus ladanifer*) (Figura 13), verificando-se uma evidente dominância das espécies representativas dos principais grupos de matos do PNM (IPB/ICN, 2007; Figueiredo, *et al.*, 2013).



Figura 13- Pormenor da vegetação existente na área de estudo.

Na figura 14, apresenta-se o estado de desenvolvimento da vegetação, dois meses e três anos após o fogo controlado.

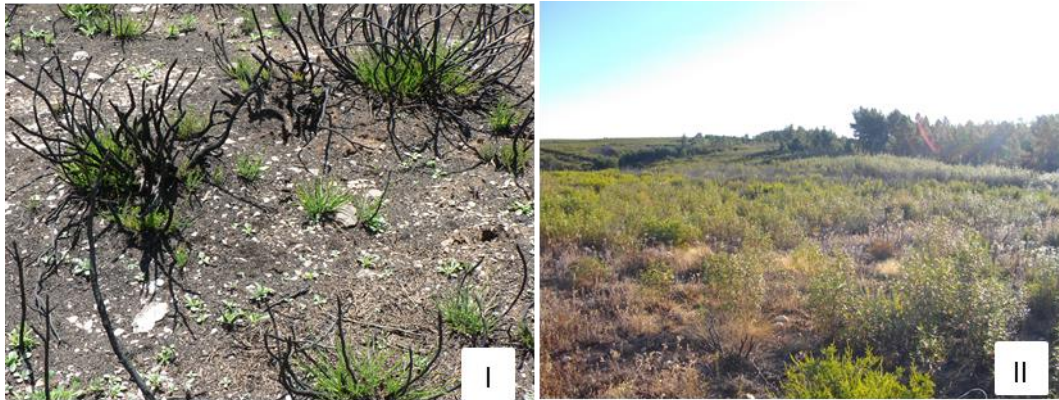


Figura 14- Desenvolvimento da vegetação: I- dois meses e II- três anos após o fogo controlado.

Enquanto decorreu a queima da vegetação, foram avaliados diversos parâmetros definidos por Hungford (1996), tendo sido medidas as temperaturas à superfície e 5 cm abaixo da mesma. Imediatamente após a passagem do fogo, foi observada a profundidade de combustão do horizonte orgânico, e dos restos de vegetação que não arderam completamente (Figura 15). A carqueja e a urze arderam quase por completo, mas uma parte significativa das manchas de esteva resistiu à passagem do fogo. A análise dos vários parâmetros observados permitiu concluir que o fogo prescrito foi de baixa severidade (Figueiredo *et al.*, 2012, Figueiredo *et al.*, 2013).



Figura 15- Avaliação e registo de diversos parâmetros imediatamente após o fogo controlado.

As amostras de solo foram colhidas nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm, posteriormente foram secas a 45°C e crivadas, com um crivo de malha 2 mm.

Em cada profundidade colheu-se uma amostra perturbada para análise laboratorial, usada na determinação das propriedades químicas do solo.

3.3 Metodologias analíticas utilizadas nas amostras de solo

Todas as amostras de solo foram analisadas no Laboratório de Análises de Solos e Plantas da Escola Superior Agrária de Bragança, seguindo as metodologias nele adotadas.

3.3.1 Matéria orgânica

Na determinação da percentagem de matéria orgânica (% MO), utilizou-se o método de Walkley-Black (Combs & Nathan, 1998).

No Quadro 2, apresenta-se a classificação dos solos relativamente ao seu teor de matéria orgânica (Santos, 1991).

Quadro 2- Classificação dos solos quanto à percentagem de matéria orgânica (Santos, 1991)

Classificação	% de matéria orgânica	
	Solos ligeiros	Solos médios e pesados
Muito baixo	inferior ou igual a 0,5	inferior ou igual a 1,0
Baixo	0,6 - 1,5	1,1 – 2,0
Médio	1,6 - 5,0	2,1 – 7,0
Alto	5,1 - 10,0	7,1 – 15,0
Muito alto	10,0 - 20	15 - 30
Orgânico	superior a 20	superior a 30

3.3.2 pH

Os valores de pH do solo, foram obtidos por determinação potenciométrica (Figura 16), em suspensões de solo:H₂O e solo:KCl (1:2,5), pelo método descrito por van Reeuwijk, L. (2002).



Figura 16- Determinação de pH.

No Quadro 3, apresentam-se os intervalos de pH e respectivas designações do solo (Costa, 1991).

Quadro 3- Intervalos de pH e designações, segundo Costa, (1991).

pH (H ₂ O)	Designação do solo
4,5 ou menor	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 ou maior	Hiperálcalino

3.3.3 Fósforo e potássio extraíveis

O fósforo (P₂O₅) e o potássio (K₂O) extraíveis, foram analisados pelo método Egnér-Riehm, descrito por documento do Ministério da Agricultura e Pescas (1977).

Os valores do fósforo foram obtidos recorrendo a espectrofotometria de absorção molecular (Figura 17).



Figura 17- Espectrofotômetro de absorção molecular.

Os valores do potássio foram determinados por espectrofotometria de emissão de chama (Figura 18).



Figura 18- Espectrofotômetro de chama.

Os solos podem ser classificados quanto aos teores de fósforo e de potássio extraíveis, usando o método de Egnér-Riehm, de acordo com os valores descritos no Quadro 4 (Santos, 1991).

Quadro 4- Classificação dos solos quanto aos teores de fósforo e potássio extraíveis (Santos, 1991)

Apreciação	Teores de P₂O₅ ou de K₂O (mgkg⁻¹)
Muito baixo	inferior ou igual a 25
Baixo	26 - 50
Médio	51 - 100
Alto	101 - 200
Muito Alto	superior a 200

3.3.4 Bases de troca

Na análise das bases de troca (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺), procedeu-se à sua extração com uma solução de acetato de amónio, NH₄CH₃COO, de concentração 1M a pH 7,0 (Thomas, 1982). As concentrações das bases no extrato foram determinadas por espectrofotometria de absorção atómica. Do somatório das concentrações das bases de troca Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺, obtém-se a soma das bases de troca (SBT).

3.3.5 Acidez de troca e alumínio de troca

Na determinação da acidez de troca (AT) e do alumínio de troca (Al³⁺) procedeu-se à sua extração com KCl 1M, seguido de agitação e filtração dos extratos (van Reeuwijk, 2002). A acidez de troca foi determinada por titulação com NaOH, 0,1M e o Al³⁺ por retrotitulação com HCl 0,1 M (van Reeuwijk, 2002).

3.3.6 Capacidade de troca catiónica efetiva e grau de saturação em bases

Através das determinações químicas anteriores, foi possível calcular a capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) e o grau de saturação em bases (GSB), utilizando as seguintes expressões matemáticas, respetivamente:

$$CTCe = SBT + AT$$

$$GSB = \frac{SBT}{CTCe} \times 100$$

em que:

SBT = Soma das bases de troca

3.3.7 Condutividade elétrica

Na determinação da condutividade elétrica (CE), a amostras de 20 g de solo, foram adicionados 100 mL de água desionizada, após a sua agitação e filtração (Jone, 2001). Os valores da CE foram avaliados no condutivímetro (Figura 19).



Figura 19- Determinação da condutividade elétrica.

3.4 Análises estatísticas e apresentação de resultados

No tratamento estatístico dos dados foram realizadas análises de variância, e testes de comparação múltipla de médias, recorrendo ao Teste de Tukey (5%), para todas as propriedades determinadas em cada profundidade amostrada, sendo utilizado como fator, o tempo, ou seja, as datas de amostragem. O programa de estatística, utilizado no tratamento dos dados foi o IBM SPSS.

Na apresentação de resultados, foram indicadas as diferenças relativas entre os valores médios às datas de colheita e na situação de referência (antes do fogo controlado, ATF), de cada propriedade do solo e por profundidade amostrada, no seu cálculo foi aplicada a seguinte expressão matemática:

$$\text{diferença relativa da propriedade do solo} = \frac{(\bar{x}_l - \bar{x}_{ATF})}{\bar{x}_{ATF}}$$

em que:

\bar{x}_t = valor médio da propriedade à data de colheita, na profundidade amostrada

\bar{x}_{ATF} = valor médio da propriedade antes do fogo controlado, na profundidade amostrada

Capítulo 4- Resultados e discussão

4.1 Matéria orgânica

Verifica-se que o teor de matéria orgânica do solo decresce com a profundidade, padrão que se mantém em todas as datas de amostragem (Figura 20).

Tomados globalmente, os teores médios situam-se em torno dos 7%, valor que separa as classes médio e alto na classificação dos solos quanto ao teor de matéria orgânica (Quadro 2). Na camada superficial (0-5 cm), o teor de matéria orgânica do solo antes do fogo controlado (ATF) é considerado alto e assim se mantém até três anos após o fogo (TAAPF). Nas profundidades 5-10 e 10-20 cm, o teor de matéria orgânica do solo é classificado de médio, não se tendo alterado durante o período em que decorreu o estudo, com apenas uma exceção (TAAPF, 5-10 cm).

Os padrões de variação temporal da matéria orgânica do solo são semelhantes nas profundidades 0-5 e 10-20 cm. Ao longo do tempo de amostragem, os teores de matéria orgânica, em cada profundidade, não apresentam diferenças significativas (Figura 20).

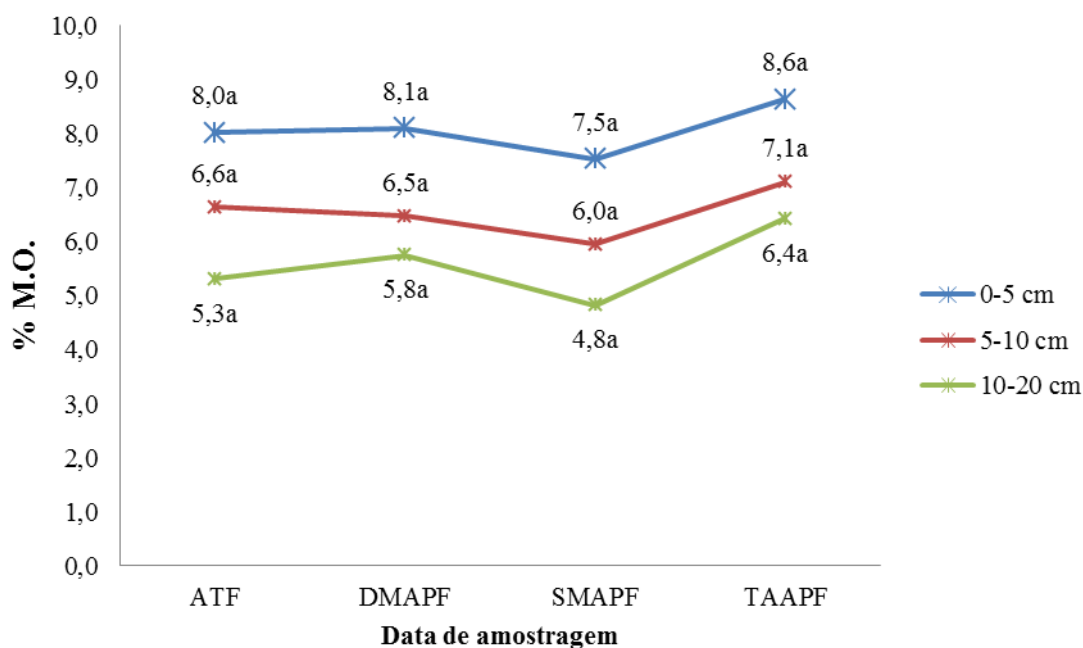


Figura 20- Variação temporal do teor de matéria orgânica do solo (%), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Seis meses após o fogo controlado, os teores de matéria orgânica do solo, sofreram um decréscimo não significativo nas três camadas amostradas (inferiores a 10% do valor antes do fogo). Três anos após o fogo, a matéria orgânica apresenta nas três profundidades, valores médios superiores aos da situação de referência, verificando-se nas camadas mais superficiais um acréscimo relativo na ordem dos 8 %, sendo na camada mais profunda o acréscimo relativo de cerca de 20%, todavia não significativo em ambos os casos (Figura 21).

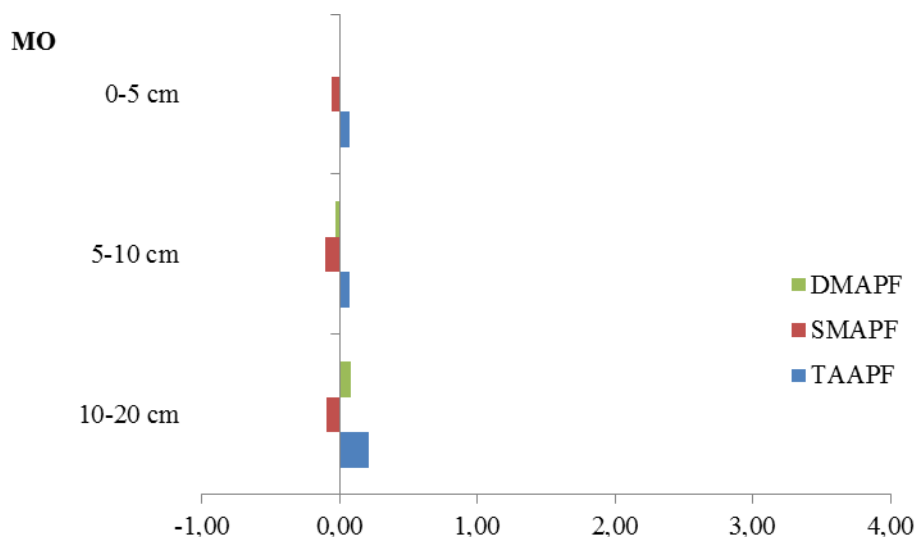


Figura 21- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: % de matéria orgânica. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Segundo Marcos *et al.* (2007), as alterações produzidas nas propriedades do solo pelo calor libertado durante o fogo, dependem das temperaturas atingidas e da sua duração. Temperaturas da ordem dos 100 a 200°C, com curta duração, não provocam alterações significativas nas propriedades do solo, os efeitos são comparáveis aos produzidos por fogos de baixa severidade.

Scharenbroch *et al.* (2012) verificaram que um ano após o uso de fogo controlado de baixa severidade, o solo apresentava um valor superior de carbono orgânico, sugerindo que não teriam sido atingidas temperaturas no solo suficientemente altas, capazes de causar a oxidação da matéria orgânica. Alcañiz *et al.* (2014), observaram imediatamente após fogo controlado, um aumento no teor de matéria orgânica, no entanto um ano depois, o teor de matéria orgânica era menor em relação ao registado antes do fogo.

Os efeitos do fogo sobre a matéria orgânica do solo, não são ainda totalmente conhecidos, em particular sobre as alterações quantitativas e qualitativas registadas na sua dinâmica (Pérez *et al.*, 2011).

As diferenças encontradas nos teores da matéria orgânica ao longo deste estudo, não se revelaram estatisticamente significativas, assim após o fogo controlado não se observaram alterações significativas no teor da matéria orgânica, o que se revela concordante com o fogo de baixa severidade e portanto de baixo impacte. As oscilações registadas nos teores da matéria orgânica neste estudo e noutros, podem acomodar-se dentro das oscilações ao longo do ano conhecidas e justificadas, por variações resultantes do efeito da temperatura e humidade, da atividade biológica, ou seja, das taxas de decomposição dos materiais orgânicos do solo.

4.2. Reação do solo

A reação do solo diz respeito ao grau de acidez ou basicidade e expressa-se através de valores de pH. Os valores médios de pH do solo, nas três camadas, antes e após o fogo controlado, permitem classificá-lo como ácido (Quadro 3).

Observa-se um pequeno acréscimo nos valores médios de pH até aos seis meses após o fogo controlado. Todavia, ao fim de três anos, os valores são semelhantes aos da situação de referência. Em cada profundidade, os valores médios de pH antes do fogo e três anos após o mesmo, não diferem significativamente entre si, diferindo significativamente dos valores observados dois e seis meses após a ocorrência do fogo controlado (Figura 22).

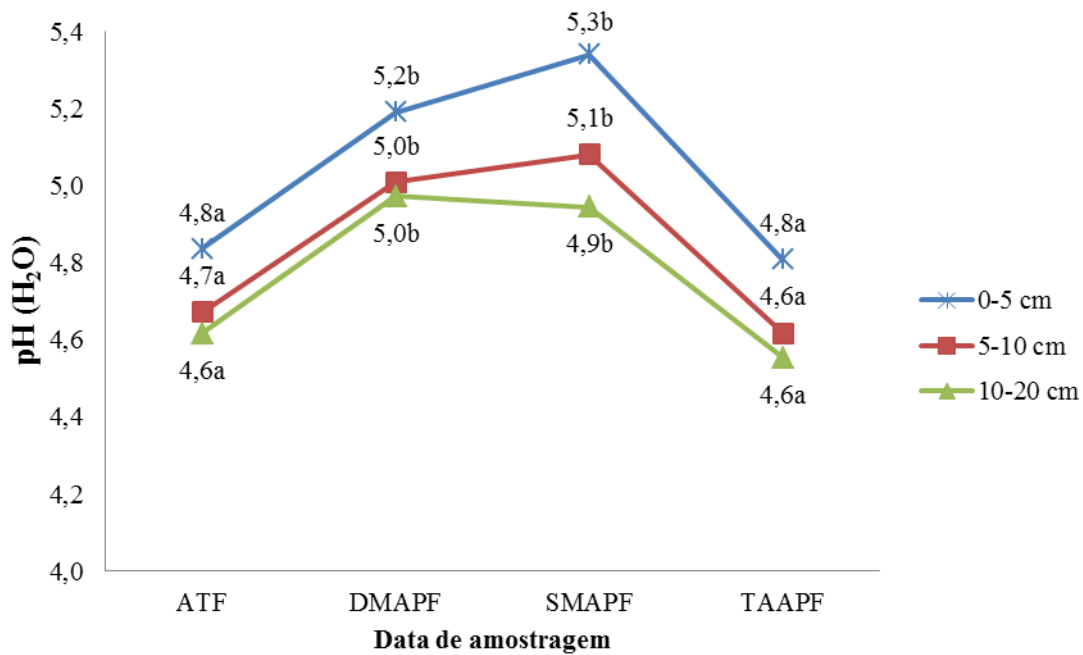


Figura 22- Variação temporal do valor médio do pH do solo, segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Verifica-se um padrão de variação temporal da reação do solo, semelhante nas três profundidades (Figura 22 e Figura 23).

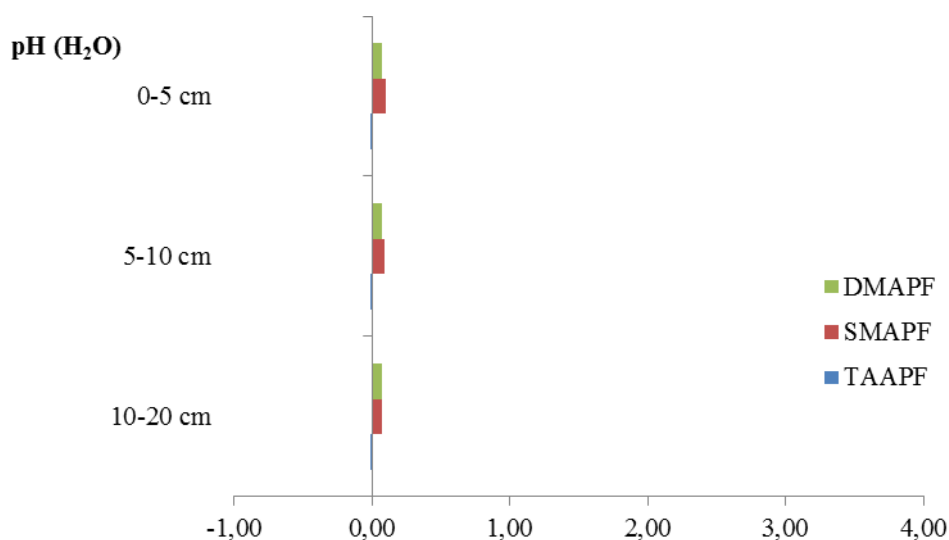


Figura 23- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: pH. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Dois e seis meses após o fogo controlado, os valores de pH são significativamente superiores aos observados antes do fogo, tendência também

observada por Scharenbroch *et al.* (2012). O aumento do pH está relacionado com a presença de carbonatos, cátions básicos e óxidos nas cinzas formadas e depositadas no solo durante o fogo (Bodí *et al.*, 2012).

Três anos após o fogo controlado, os valores de pH são semelhantes aos registrados na situação de referência, não diferindo estatisticamente entre si, o que revela que ao fim de três anos, o impacto causado pelo fogo controlado nos valores de pH já não se verifica. Segundo Mataix-Solera & Guerrero (2007), o tempo de recuperação do pH inicial é variável e depende do tempo que as cinzas permanecem no solo.

4.3 Fósforo e potássio extraíveis

4.3.1 Fósforo extraível

Os teores de fósforo extraível (P_2O_5), nas diferentes profundidades e datas de amostragem, são considerados muito baixos ($0-25 \text{ mgkg}^{-1}$) (Quadro 4).

Pela análise das Figura 24 e Figura 25, pode-se constatar que seis meses após a passagem do fogo, os teores em fósforo aumentaram relativamente à situação de referência, registrando-se um decréscimo ao fim de três anos, contudo com valores sempre superiores aos observados antes do fogo.

Na camada superficial (0-5 cm) os teores em fósforo são similares, mostrando as restantes camadas diferenças significativas ao longo do tempo, diferenciando as duas primeiras amostragens (ATF e DMAPF) das duas seguintes (SMAPF e TAAPF) (Figura 24).

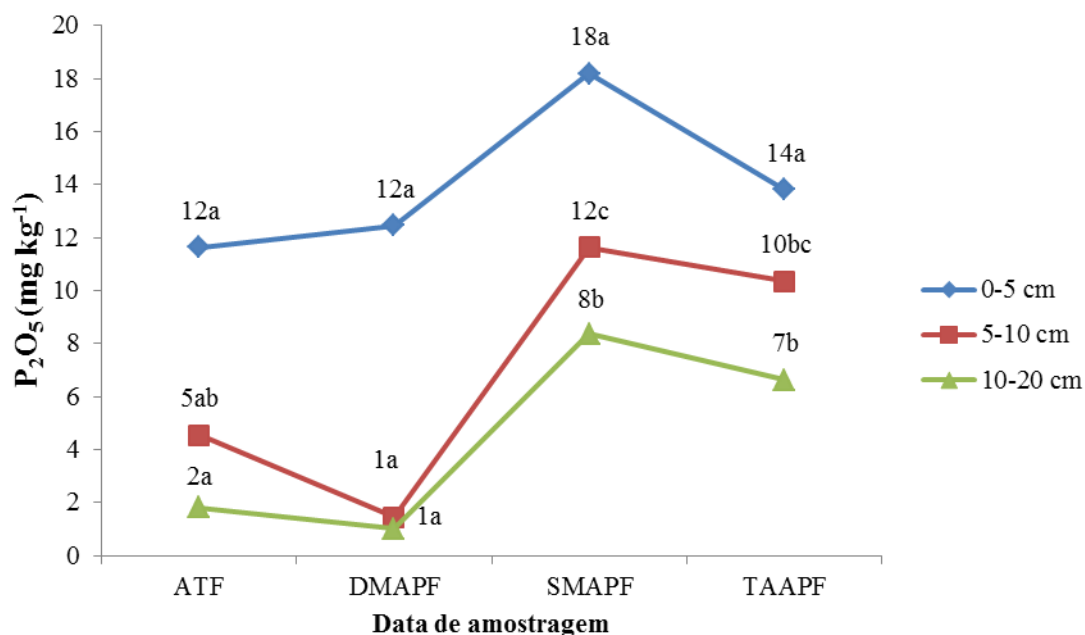


Figura 24- Variação temporal do fósforo extraível do solo (mg kg^{-1}), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Nas profundidades 5-10 e 10-20 cm o fósforo apresenta um padrão de variação que tende a manter-se ao longo do tempo (Figura 25). O decréscimo relativo ao fim de 2 meses nestas profundidades, não se observa na camada mais superficial.

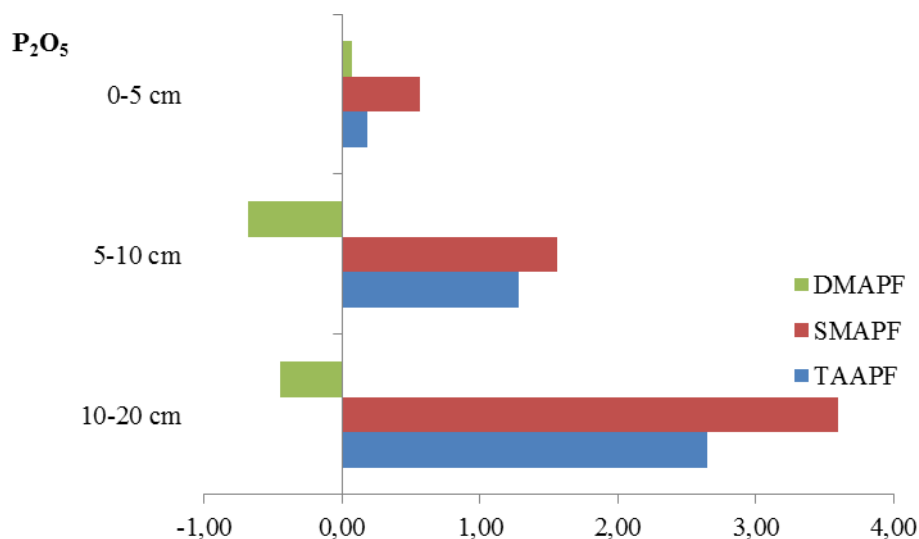


Figura 25- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: fósforo extraível. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Após o fogo o teor em fósforo extraível tende a aumentar, devido à mineralização deste elemento a partir das formas orgânicas, contribuindo também as cinzas para o seu aumento (Mataix-Solera *et al.*, 2009).

Embora dois meses após o fogo, não se verifique um enriquecimento do solo em fósforo extraível, ao fim de seis meses o acréscimo é evidente em todas as profundidades amostradas. Marcos *et al.* (2007) verificaram que o teor em fósforo aumentava com o aumento da temperatura do solo. Alcañiz *et al.* (2014) referem acréscimos no teor em fósforo após a passagem do fogo, todavia, um ano após registaram valores inferiores aos registados antes do fogo. Segundo Certini (2005), o acréscimo em fósforo devido ao fogo é efêmero, ocorrendo durante menos de um ano. Arocena & Opio (2003) e Scharenbroch *et al.* (2012), verificaram que o teor em fósforo extraível, não foi afetado pelo fogo controlado, facto observado no presente estudo, apenas na camada de 0-5 cm, nas diferentes datas de amostragem, assim o efeito do fogo controlado no teor de fósforo extraível não se revelou significativo nesta profundidade.

4.3.2 Potássio extraível

Como podemos observar na Figura 26, o teor em potássio extraível (K_2O) do solo diminui em profundidade. Na situação de referência, a camada 0-5 cm apresenta teores de potássio assimilável considerados altos ($101-200 \text{ mgkg}^{-1}$) e as camadas 5-10 e 10-20 cm valores classificados de médios ($51-100 \text{ mgkg}^{-1}$) (Quadro 4). Dois e seis meses após o fogo, nas camadas 0-5 e 5-10 cm, os valores observados são considerados médios, e na profundidade 10-20 cm registam-se valores baixos ($26-50 \text{ mgkg}^{-1}$) (Quadro 4). Três anos após o fogo, os teores de potássio do solo são muito semelhantes aos observados na situação de referência (ATF).

Na situação de referência e três anos após o fogo, os teores de potássio são idênticos nas várias profundidades amostradas. Na camada mais profunda (10-20 cm), dois e seis meses após o fogo, os teores de potássio diferem significativamente das restantes datas de amostragem (Figura 26).

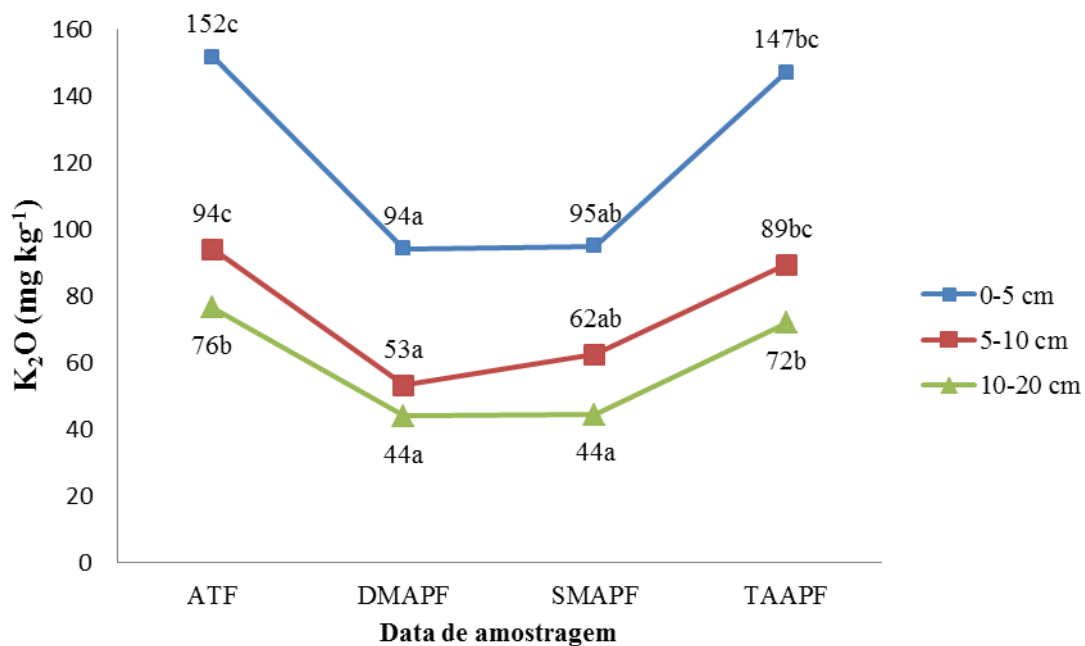


Figura 26- Variação temporal do potássio extraível do solo (mgkg⁻¹), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Nas camadas 0-5 e 5-10 cm, observam-se decréscimos acentuados nos teores de potássio. Contudo, três anos após o fogo, os valores médios observados são muito semelhantes aos valores obtidos na situação de referência (Figura 27).

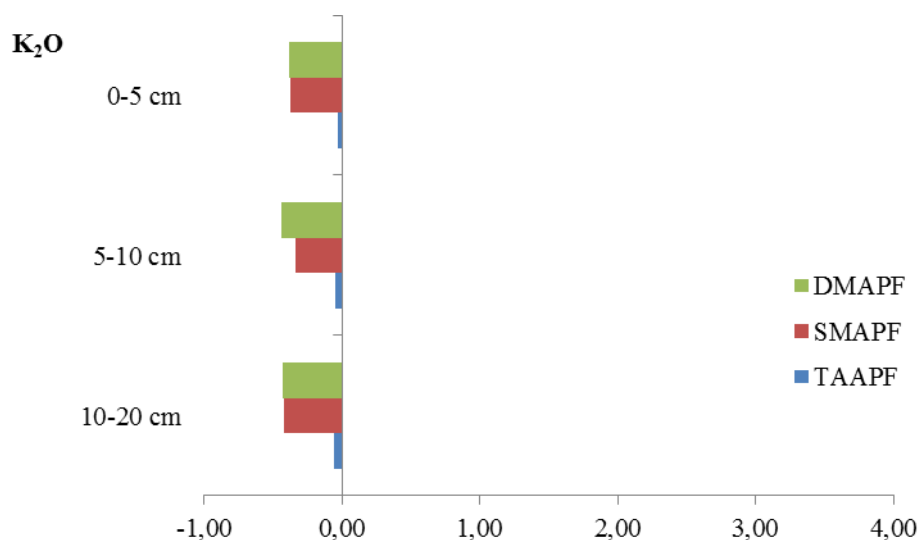


Figura 27- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: potássio extraível. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Shakesby *et al.* (2013) verificaram que um ano após fogo controlado o teor de potássio extraível do solo aumentou em comparação à situação antes do fogo, no

entanto, dois e três anos depois o seu teor revelou-se menor que o inicial. Úbeda *et al.* (2009) verificaram que os teores de potássio três anos após fogo não tinham recuperado relativamente aos teores iniciais, atribuindo este facto ao consumo deste nutriente pela vegetação emergente. No presente estudo, decorridos três anos após o fogo controlado, os teores de potássio extraível nas diferentes camadas amostradas, não são significativamente diferentes dos observados na situação de referência, observando-se uma recuperação do teor de potássio no solo ao fim de três anos.

4.4 Bases de troca

De uma forma geral e como se pode observar pelo Quadro 5, os valores médios das concentrações das bases de troca diminuem com a profundidade em todas as datas de amostragem. Os valores das bases de troca antes do fogo seguem a sequência $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$, padrão que se mantém nas restantes datas de amostragem, exceto seis meses após o fogo controlado.

Na profundidade 0-5 cm, com exceção para o Na^+ , os valores médios das bases de troca não apresentam diferenças significativas entre datas de colheita. Nas restantes profundidades, observam-se diferenças consideradas estatisticamente significativas entre datas de amostragem.

O Ca^{2+} e o K^+ ao longo do tempo, apresentam um padrão de variação semelhante nas camadas amostradas (Quadro 5). Os valores médios do Ca^{2+} nas camadas de 5-10 e 10-20 cm, três anos após o fogo, são significativamente inferiores aos observados antes do fogo.

Nas camadas 0-5 e 10-20 cm, o Mg^{2+} apresenta um padrão de variação semelhante ao longo do tempo, verifica-se uma redução nos seus teores, dois e seis meses após o fogo e um aumento três anos após o fogo. Na profundidade 5-10 cm, verifica-se uma diminuição nos valores médios do Mg^{2+} dois meses após o fogo, um aumento seis meses após o fogo e uma redução três anos após o fogo, este padrão de variação também se observa nos teores de Na^+ , nas camadas 5-10 e 10-20 cm (Quadro 5).

Quadro 5- Valores médios e desvio-padrão das bases de troca do solo, por profundidade e data de amostragem.

Profundidade do solo	Data de amostragem	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
		Cmol _c kg ⁻¹			
0-5 cm	ATF	3,37±0,80a	0,77±0,19a	0,35±0,07a	0,12±0,02ab
	DMAFP	3,00±1,05a	0,71±0,24a	0,29±0,08a	0,08±0,01a
	SMAPF	3,07±0,73a	0,60±0,19a	0,55±0,38a	0,12±0,07ab
	TAAPF	2,32±1,37a	0,61±0,32a	0,34±0,27a	0,12±0,01b
5-10 cm	ATF	1,89±0,44c	0,40±0,12b	0,21±0,06a	0,11±0,03ab
	DMAFP	1,46±0,24b	0,28±0,09a	0,19±0,06a	0,08±0,02a
	SMAPF	1,88±0,39c	0,30±0,08ab	0,51±0,41b	0,14±0,07b
	TAAPF	0,77±0,23a	0,28±0,09a	0,19±0,09a	0,10±0,01ab
10-20 cm	ATF	1,59±0,23b	0,31±0,06b	0,19±0,04ab	0,11±0,02a
	DMAFP	1,37±0,24b	0,23±0,07a	0,14±0,04a	0,07±0,03a
	SMAPF	1,43±0,16b	0,16±0,04a	0,33±0,29b	0,19±0,06b
	TAAPF	0,53±0,18a	0,22±0,08a	0,16±0,06a	0,10±0,01a

Para a mesma profundidade, médias em coluna seguidas da mesma letra não diferem significativamente (p<0,05). ATF- antes do fogo; DMAFP- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Os teores em Ca²⁺, dois meses após o fogo, registam um decréscimo comparativamente à situação de referência. Ao fim de seis meses verifica-se um aumento relativamente à amostragem anterior e ao fim de três anos mostram-se bastante inferiores aos iniciais (decréscimo relativo à situação antes do fogo de aproximadamente 50%), em particular nas profundidades 5-10 e 10-20 cm (Figura 28).

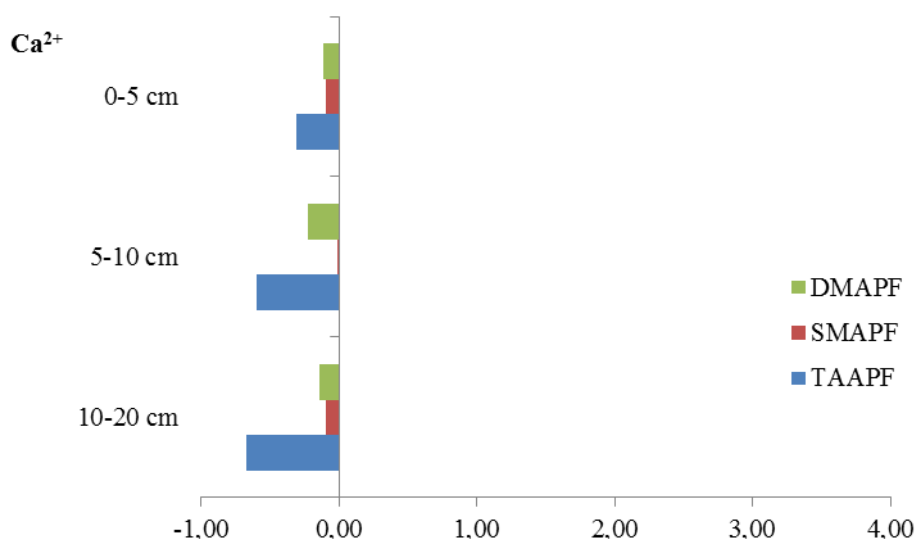


Figura 28- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: cálcio de troca. ATF- antes do fogo; DMAFP- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

De um modo geral, o teor de Mg^{2+} regista um decréscimo ao longo do tempo, comparativamente à situação observada antes do fogo, mais expressivo do que no caso do Ca^{2+} (Figura 29).

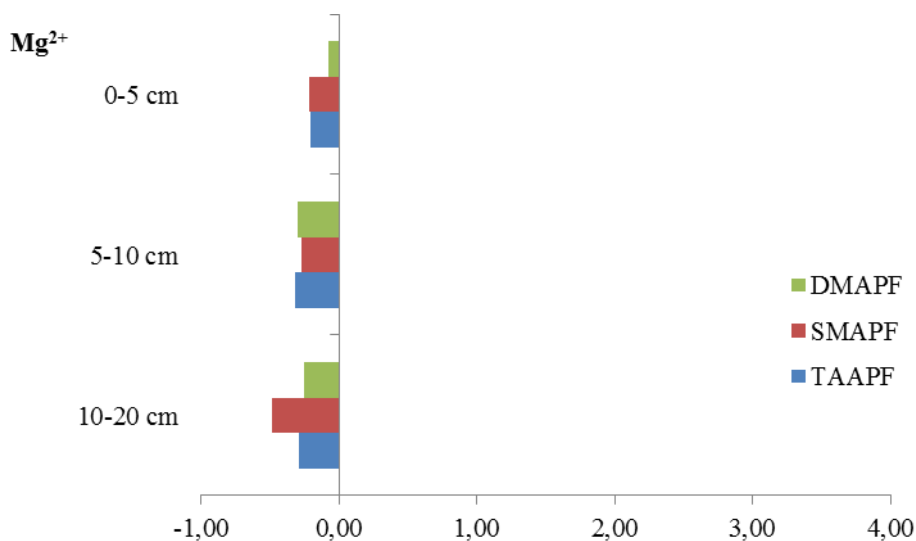


Figura 29- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: magnésio de troca. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Pela análise da Figura 30, verifica-se que o padrão de variação do K^+ é semelhante em profundidade, e que após um pequeno decréscimo (dois meses após fogo), o seu valor aumenta, sendo esse aumento mais pronunciado na profundidade 5-10 cm. No entanto, três anos após o fogo o seu valor é idêntico ao valor inicial (ATF).

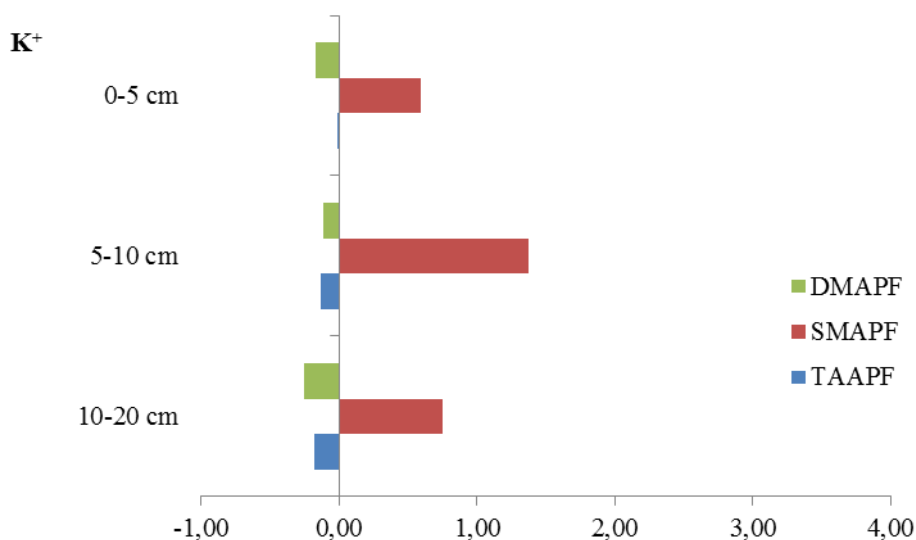


Figura 30- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: potássio de troca. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Da observação da Figura 31, verifica-se um decréscimo dos teores de Na^+ dois meses após o fogo controlado, na amostragem seguinte os teores aumentaram, em particular na camada 10-20 cm, finalmente, três anos após o fogo os valores apresentam-se similares aos da situação de referência.

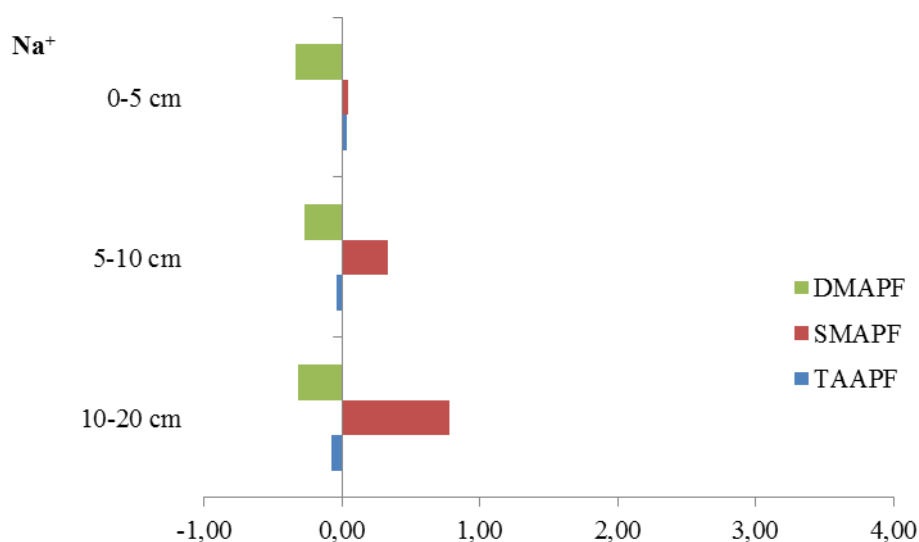


Figura 31- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: sódio de troca. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Como refere Arocena & Opio (2003), os fogos controlados resultam em alterações a curto ou longo prazo nas propriedades do solo, podendo o fornecimento de nutrientes essenciais (como o cálcio, potássio e magnésio) ser afetado. Com a combustão de parte da matéria orgânica, aumenta a quantidade de nutrientes disponíveis, no entanto estes ficam mais suscetíveis à lixiviação (Mataix-Solera, 1999). Úbeda *et al.* (2009) referem que os teores das bases de troca cálcio e magnésio diminuíram imediatamente após um fogo de baixa severidade, e os teores de potássio aumentaram. Já Alcañiz *et al.* (2014), observaram aumentos das bases de troca cálcio, magnésio e potássio após o fogo, registando valores similares aos registados antes do fogo, um ano após a ocorrência do mesmo. Mataix-Solera (1999), ao avaliar o efeito do fogo controlado no solo, constatou que o aumento do teor em cálcio no solo, resultante da incorporação das cinzas geradas no incêndio, se fez sentir mais tarde do que o de K^+ , Na^+ e Mg^{2+} , uma vez que a sua libertação é mais lenta.

Como referem Kutiel & Shaviv (1992), embora geralmente se verifique um acréscimo nos teores das bases de troca após o fogo, essa variação depende de outros

fatores, como as propriedades do solo, o tipo de vegetação queimada, assim como dos processos de lixiviação.

Marcos *et al.* (2009) verificaram que imediatamente após a passagem do fogo, os teores das bases de troca aumentaram. No entanto, ao fim de um e também de dois anos, os seus teores eram inferiores aos registados inicialmente.

Neste estudo observa-se, de uma forma geral, um decréscimo nos teores das bases de troca em relação à situação de referência em todas as camadas amostradas, exceto nos teores de K^+ e Na^+ , na colheita realizada seis meses após o fogo controlado (SMAPF). Ao fim de três anos, na camada de 0-5 cm, não se observam diferenças estatisticamente significativas nos teores das bases de troca, o que também foi observado por Alcañiz *et al.* (2014) no seu estudo, um ano após o fogo. Verifica-se que os teores das bases de troca recuperaram dos efeitos do fogo ao fim de três anos, com exceção do Ca^{2+} e Mg^{2+} nas profundidades 5-10 e 10-20 cm. Maags (1988), no seu estudo verificou que 1,5-2,5 anos após o fogo controlado, os teores de Na^+ e Mg^{2+} no solo foram menores, no entanto três anos após o fogo não encontrou diferenças.

4.5 Acidez de troca e alumínio de troca

4.5.1 Alumínio de troca

A evolução temporal dos teores médios do alumínio de troca é semelhante nas três profundidades amostradas, observando-se de uma forma geral diferenças significativas entre os teores observados antes do fogo controlado e os obtidos nas restantes datas de amostragem após o fogo (Figura 32).

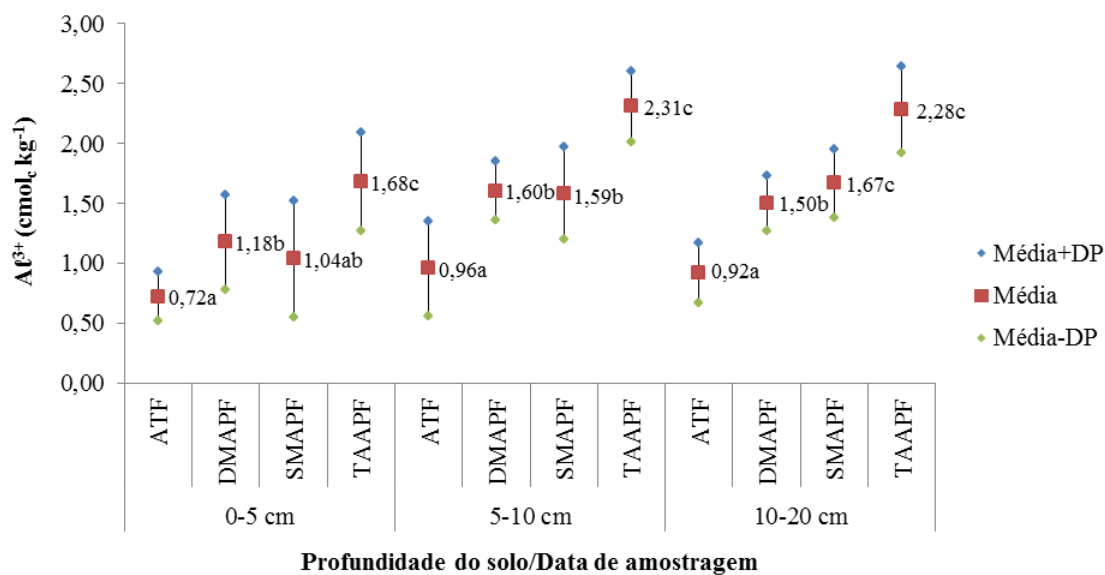


Figura 32- Variação temporal do alumínio de troca do solo (Al^{3+} , $cmol_c kg^{-1}$), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Também, as variações do alumínio de troca em relação à situação de referência mostram um comportamento similar nas três camadas (Figura 33), verificando-se um acréscimo dos teores de alumínio de troca ao longo do tempo, em todas as profundidades. Após três anos e nas três profundidades, os valores do alumínio de troca aumentaram para mais do dobro comparativamente à situação de referência.

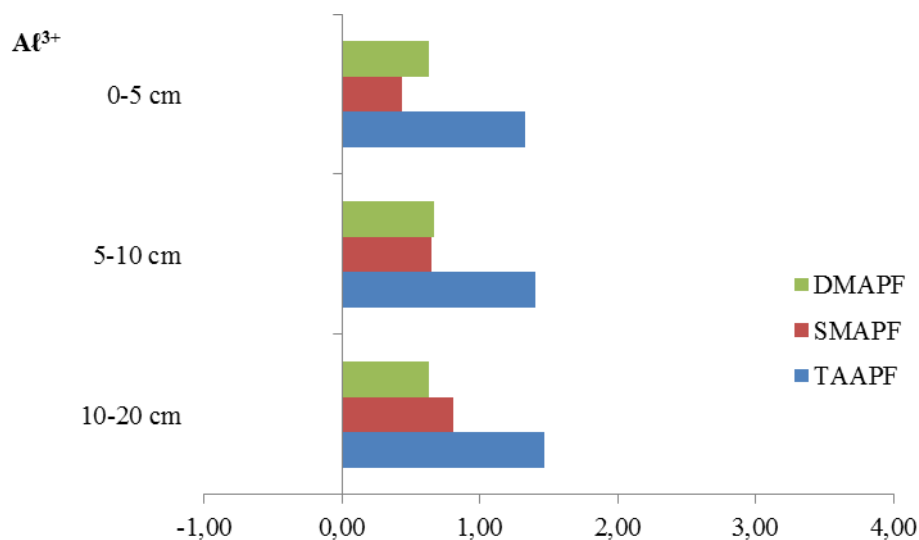


Figura 33- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: alumínio de troca. ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Ribeiro (1997), cita resultados de estudos onde se verificou o aumento nos teores de alumínio de troca, após o aquecimento do solo.

4.5.2 Acidez de troca

Observa-se um comportamento idêntico na variação temporal da acidez de troca do solo (AT), nas três profundidades.

Três anos após o fogo, os valores médios da acidez de troca são significativamente superiores aos observados nas restantes datas de amostragem, em cada profundidade (Figura 34).

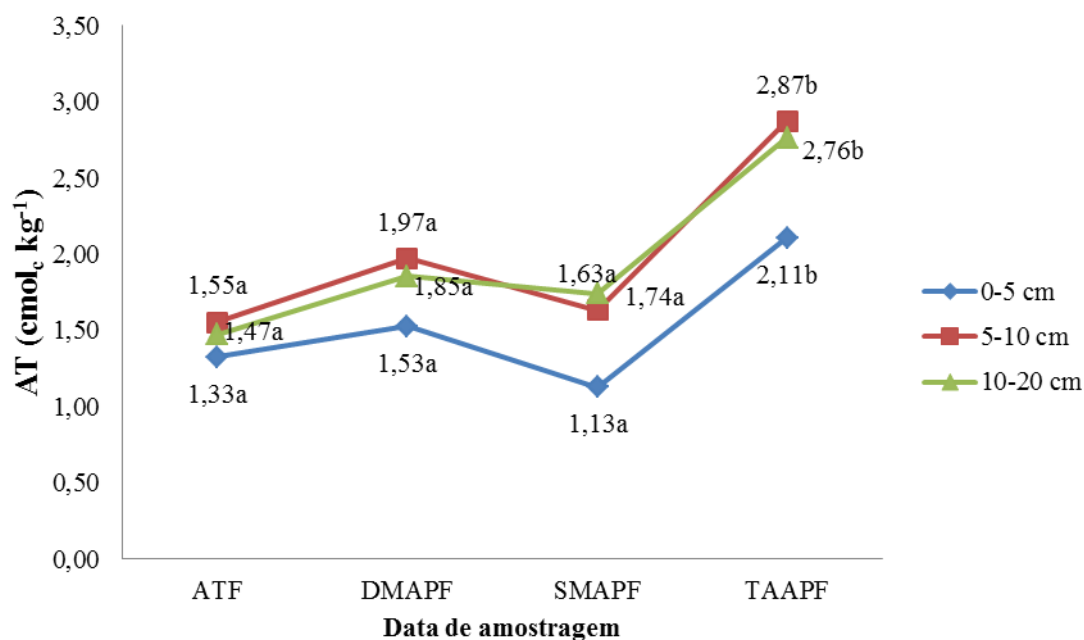


Figura 34- Variação temporal da acidez de troca do solo ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Três anos após o fogo, a acidez de troca apresenta, em todas as camadas, valores muito superiores aos da situação de referência (Figura 35). Observam-se acréscimos de cerca de 60, 85 e 88% nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respetivamente.

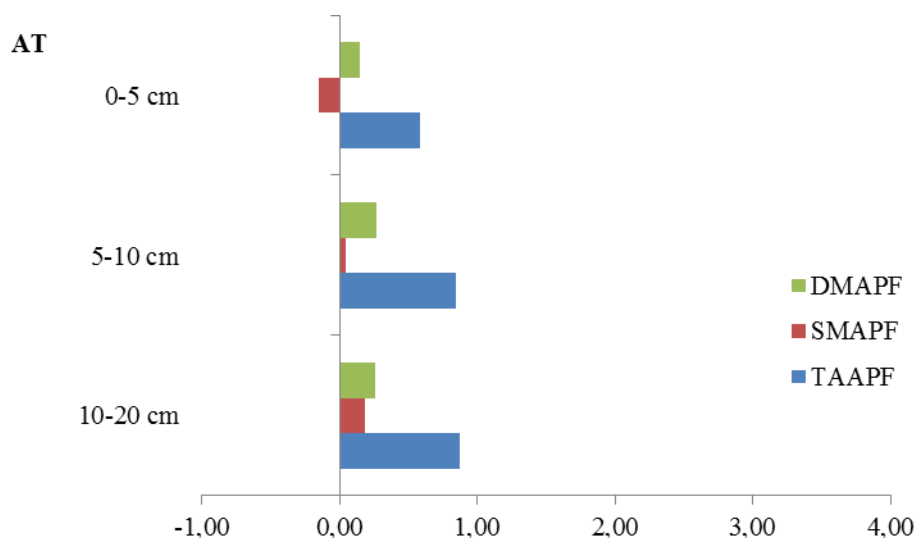


Figura 35- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: acidez de troca (AT). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

A variação dos valores da acidez de troca teve comportamento semelhante à dos teores do alumínio de troca, exceto na camada 0-5 cm, no entanto o número de médias com diferenças estatisticamente significativas entre si, foi menor do que o observado no alumínio de troca.

4.6 Soma de Bases de Troca e Grau de Saturação em Bases

4.6.1 Soma de bases de troca

A soma das bases de troca (SBT), geralmente, diminuiu após o fogo controlado em todas as profundidades (Figura 36), o que seria de esperar após a observação da variação temporal das diferentes bases de troca.

De 0-5 cm, não se observam diferenças significativas entre datas de amostragem, o que não se verifica nas restantes profundidades (Figura 36).

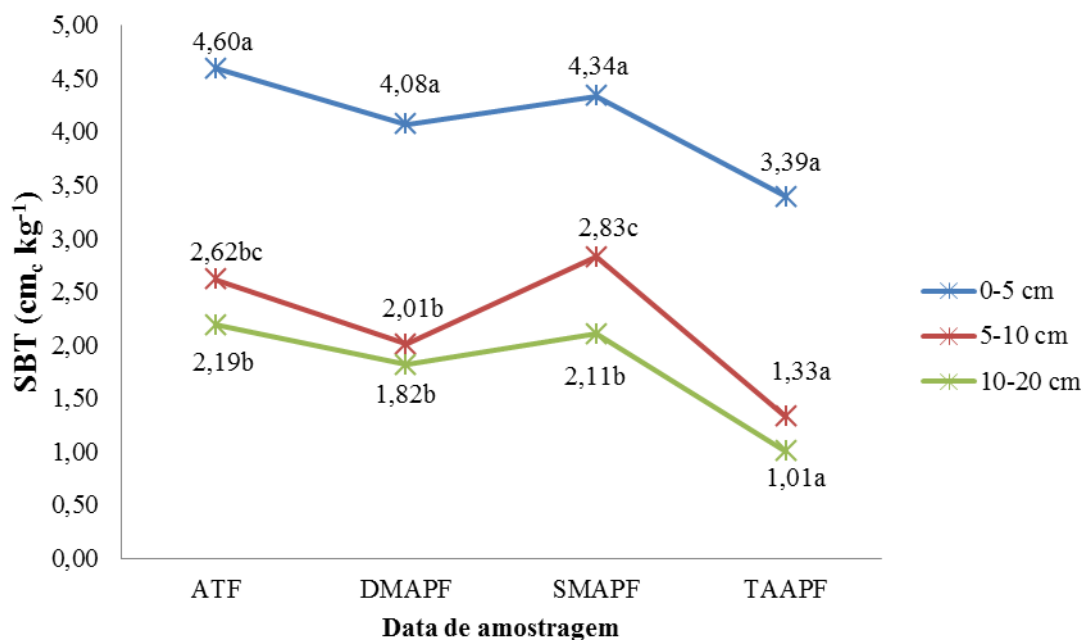


Figura 36- Variação temporal da soma de bases de troca do solo (SBT, $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Os decréscimos registados (Figura 37) são mais acentuados nas profundidades 5-10 cm ($\approx 50\%$) e 10-20 cm ($\approx 54\%$), sendo os valores da soma das bases de troca considerados baixos (Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva. 2006)

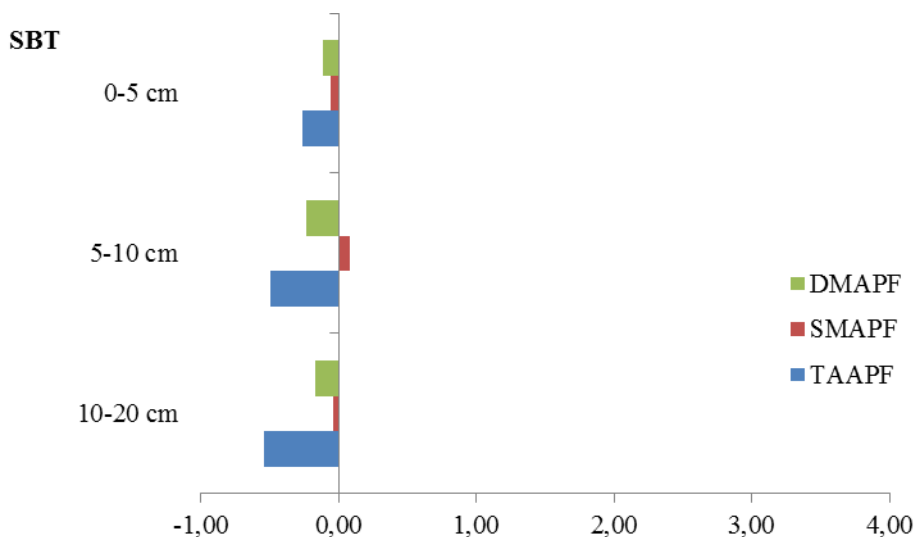


Figura 37- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: soma de bases de troca (SBT). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

4.6.2 Grau de saturação em bases

O grau de saturação em bases (GSB), dois meses após o fogo controlado, diminui em todas as profundidades. Após seis meses o seu valor é próximo do observado na situação de referência. Decorridos três anos, o grau de saturação em bases decresce em todas as profundidades, mostrando valores significativamente diferentes dos obtidos nas restantes datas de amostragem (Figura 38).

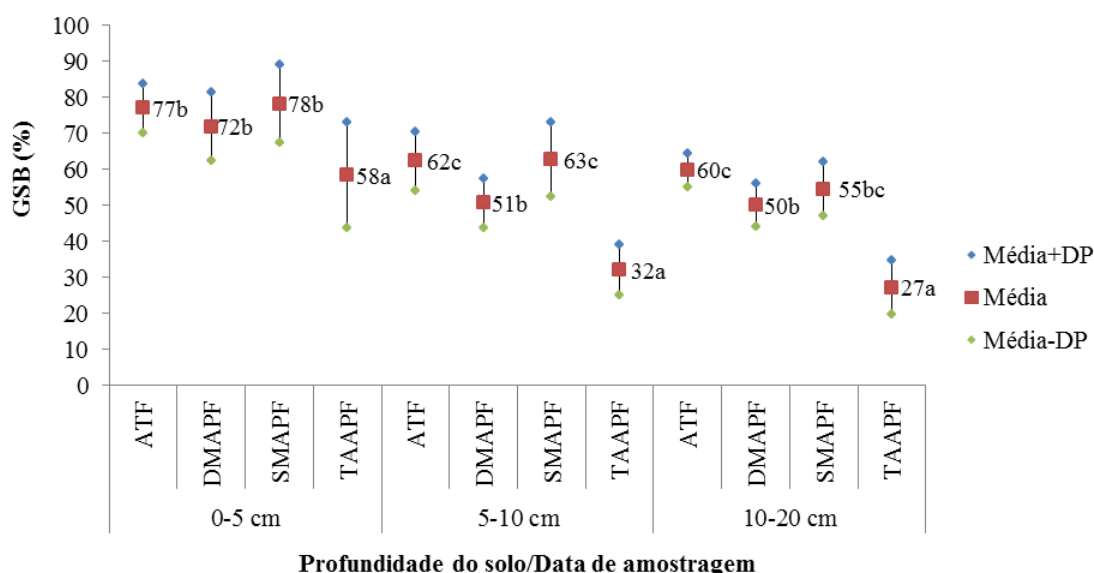


Figura 38- Variação temporal do grau de saturação em bases do solo (GSB; %), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

De um modo geral, após o fogo e em todas as profundidades, o grau de saturação em bases diminui quando comparado com a situação de referência, sendo essa diminuição mais pronunciada na amostragem realizada ao fim de três anos na camada 10-20 cm (Figura 39), com um decréscimo de cerca de 120% relativamente à situação antes do fogo.

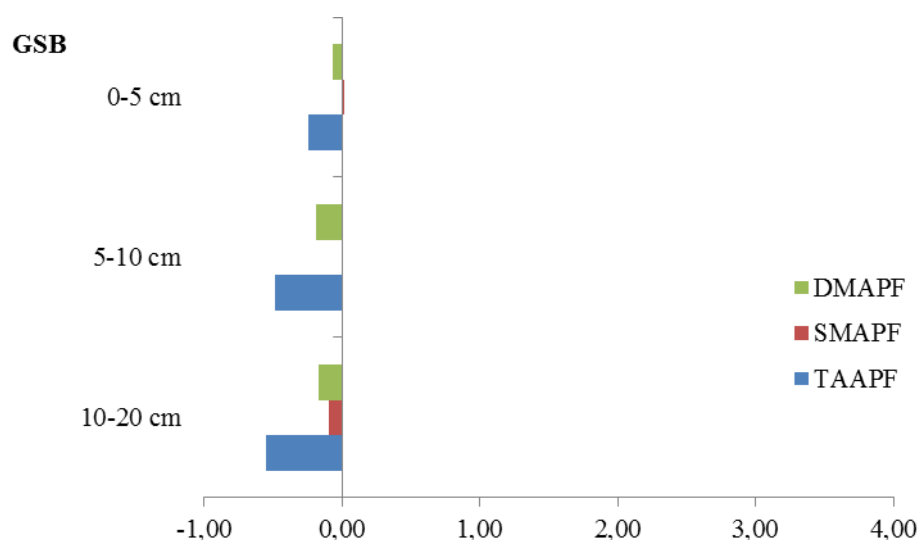


Figura 39- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: grau de saturação em bases (GSB). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Como refere Fonseca (2005), o grau de saturação em bases está relacionado com a soma de bases de troca e com a capacidade de troca catiónica efetiva, pelo que podemos constatar que o decréscimo observado ao longo do tempo, deve-se à diminuição da soma das bases de troca e ao aumento da acidez de troca do solo, que se verificou ao longo do tempo após o fogo controlado.

4.7 Capacidade de troca catiónica efetiva

A capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) diminui em profundidade, em todas as datas de amostragem (Figura 40), não se registam diferenças significativas entre as referidas datas de amostragem.

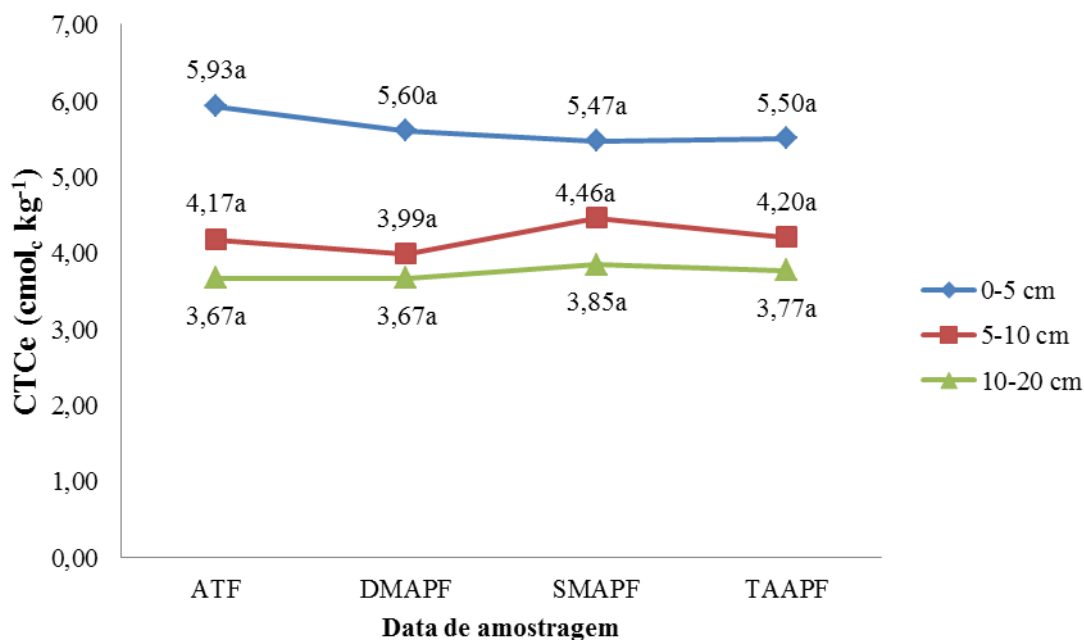


Figura 40- Variação temporal da capacidade de troca catiónica efetiva do solo (CTCe; $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

O padrão de variação da capacidade de troca catiónica efetiva, não é similar ao longo do tempo (Figura 41). Três anos após o fogo, na camada superficial (0-5 cm), verifica-se uma redução do valor da capacidade de troca catiónica efetiva de cerca de 8% do seu valor inicial. Nas restantes camadas, observa-se um ligeiro acréscimo ($\approx 1\%$), relativamente ao valor obtido antes do fogo controlado.

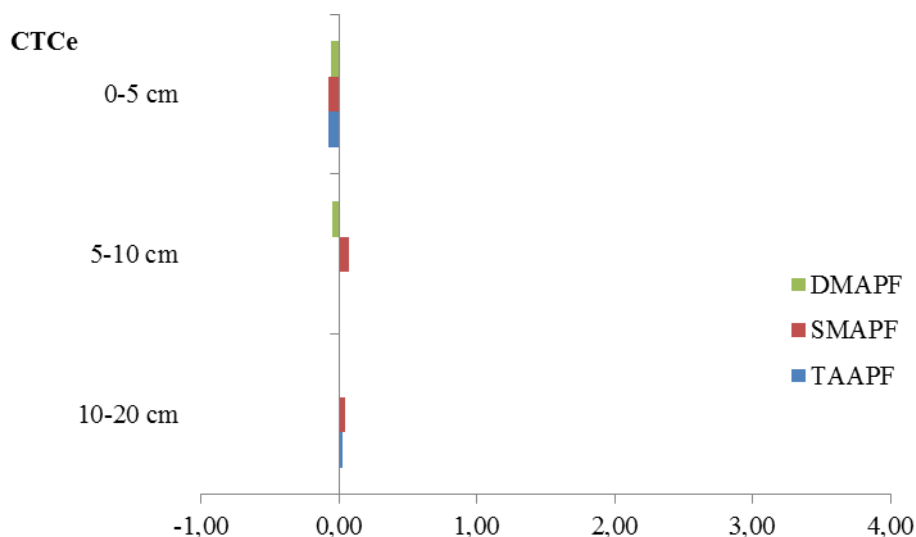


Figura 41- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: capacidade de troca efetiva (CTCe). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

A capacidade de troca catiônica efetiva, não apresenta diferenças significativas em todo o período do estudo.

Segundo Mataix-Solera (1999), de um modo geral, existe uma boa correlação entre a quantidade de matéria orgânica e a capacidade de troca catiônica efetiva, verificando-se que a destruição da matéria orgânica por ação do fogo reduz a capacidade dos catiões ficarem retidos no complexo adsorvente. Assim, estes catiões ficam mais suscetíveis a serem lixiviados em profundidade no perfil do solo, ou pela água das chuvas, conduzindo a um empobrecimento do solo em nutrientes.

4.8 Condutividade elétrica

Os valores médios da condutividade elétrica diminuem em profundidade antes do fogo controlado, padrão que se mantém nas amostragens pós-fogo.

Os valores médios da condutividade elétrica nas diferentes amostragens, não apresentam diferenças significativas, na camada mais superficial e na mais profunda.

Após o fogo prescrito, na colheita realizada aos 2 meses, os valores da condutividade diminuíram, ao fim de seis meses verifica-se um ligeiro aumento no seu valor, ao fim de três anos, em todas as profundidades os valores médios são inferiores aos observados antes do fogo (Figura 42).

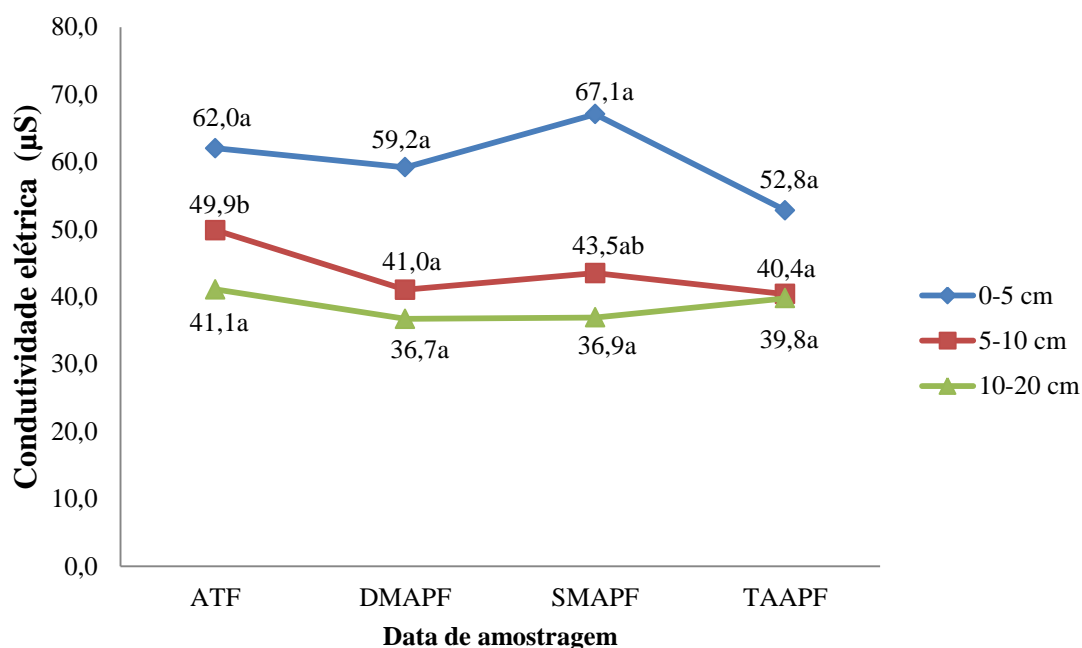


Figura 42- Variação temporal da condutividade elétrica do solo (CE, µS), segundo a profundidade e a data de amostragem. Para a mesma profundidade, médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ($p < 0,05$). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Embora na camada superficial (0-5 cm), após seis meses haja um aumento do valor da condutividade elétrica (CE), o seu valor geralmente diminui nas três profundidades ($\approx 15\%$ na camada de 0-5 cm, $\approx 20\%$ na camada de 5-10 cm, $\approx 3\%$ na camada de 10-20 cm), em relação ao valor de referência (Figura 43).

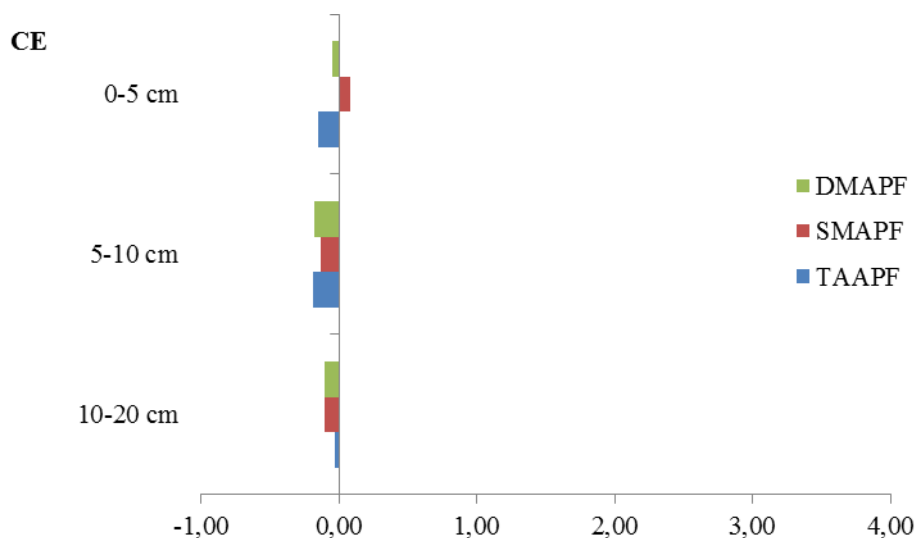


Figura 43- Diferenças relativas entre valores médios às datas de colheita e na situação de referência (ATF=0), para as profundidades amostradas: condutividade elétrica (CE). ATF- antes do fogo; DMAPF- dois meses após o fogo; SMAPF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Mataix-Solera (1999) refere que após fogo, geralmente ocorre um aumento da condutividade elétrica, uma vez que a presença das cinzas no solo contribui para o aumento do teor de sais em solução. Contudo, neste estudo tal facto não foi observado.

4.9 Síntese e discussão integrada dos resultados

No Quadro 6 apresenta-se uma síntese das variações temporais das várias propriedades químicas do solo estudadas, relativamente à situação de referência.

Quadro 6- Variação temporal de propriedades químicas do solo em relação à situação de referência (ATF).

Propriedades químicas	Profundidade								
	0 – 5 cm			5 - 10 cm			10 - 20 cm		
	DMA PF	SMA PF	TAAPF	DMA PF	SMA PF	TAAPF	DMA PF	SMA PF	TAAPF
% MO	+	-	+	-	-	+	+	-	+
pH (H ₂ O)	+	+	=	+	+	-	+	+	=
P extraível	=	+	+	-	+	+	-	+	+
K extraível	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ca ²⁺	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mg ²⁺	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K ⁺	-	+	-	-	+	-	-	+	-
Na ⁺	-	=	=	-	+	-	-	+	-
SBT	-	-	-	-	+	-	-	-	-
AT	+	-	+	+	+	+	+	+	+
CTCe	-	-	-	-	+	+	=	+	+
GSB	-	+	-	-	+	-	-	-	-
Al ³⁺	+	+	+	+	+	+	+	+	+
CE	-	+	-	-	-	-	-	-	-

-

inferior ao valor da situação de referência (ATF)

+

superior ao valor da situação de referência (ATF)

-

significativamente inferior ao valor da situação de referência (ATF)

+

significativamente superior ao valor da situação de referência (ATF)

=

igual ao do valor da situação de referência (ATF)

ATF- antes do fogo; DMA PF- dois meses após o fogo; SMA PF- seis meses após o fogo; TAAPF- três anos após o fogo.

Como se pode observar no Quadro 6, em todo o período do estudo, não se registam diferenças significativas no teor de matéria orgânica, facto que poderá ter contribuído para a pequena variação da capacidade de troca catiónica efetiva, Wang *et al.* (2013), obtiveram resultados semelhantes no seu estudo.

Na camada de 0-5 cm, no período que decorre o estudo observa-se uma diminuição, nos teores de potássio extraível, Ca^{2+} e Mg^{2+} e no valor da soma das bases de troca (SBT), em relação à situação de referência (antes do fogo controlado). O mesmo se verifica nos teores de K^+ , nos valores da condutividade elétrica (CE) e do grau de saturação em bases (GSB), com exceção na amostragem realizada seis meses após o fogo. Como refere Mataix-Solera (1999), após o fogo, os nutrientes ficam mais suscetíveis a perdas por lixiviação, em profundidade no perfil do solo ou pela água das chuvas. Pela análise da Figura 10, verifica-se que imediatamente após o fogo controlado ocorreu precipitação, o que pode explicar a diminuição do teor das bases de troca e da condutividade elétrica em relação à situação de referência, já o fósforo extraível aumenta o seu teor (exceto dois meses após o fogo), resultante da sua baixa mobilidade no solo, em particular nos solos ácidos. O pH é superior ao de referência, dois e seis meses após o fogo, sendo similar ao observado no início do estudo decorridos três anos após o fogo controlado. Observa-se um aumento dos valores do alumínio de troca e da acidez de troca (exceto seis meses após o fogo). Só na amostragem realizada três anos após o fogo, é que são observadas alterações significativas nos valores da acidez de troca do solo.

Observam-se a curto prazo (dois e seis meses), na camada 0-5 cm, alterações significativas no pH, alumínio de troca e potássio extraível. Decorridos três anos, os efeitos do fogo controlado de baixa severidade, afetam os valores da acidez de troca (AT), do alumínio de troca (Al^{3+}) e do grau de saturação em bases (GSB), no entanto as restantes propriedades já se encontram recuperadas.

Relativamente à profundidade 5-10 cm, aos dois e seis meses após o fogo controlado, verifica-se o seu impacte nos valores de: pH; fósforo e potássio extraíveis; Ca^{2+} ; Mg^{2+} ; K^+ , grau de saturação em bases, alumínio de troca e condutividade elétrica. Três anos após o fogo, a soma de bases de troca e a acidez de troca apresentam valores significativamente diferentes dos observados na situação de referência, no entanto observa-se a recuperação do pH, do fósforo e potássio extraíveis e do K^+ .

Na camada 10-20 cm, três anos após o fogo, observam-se os efeitos do fogo controlado nos valores de: fósforo extraível; Ca^{2+} , Mg^{2+} ; soma das bases de troca; acidez de troca; grau de saturação em bases e alumínio de troca.

Dois meses após o fogo (Figura 14), verifica-se o reaparecimento da vegetação no ensaio experimental, facto observável em fogos de baixa severidade. Mataix-Solera *et al.* (2009), refere que a diminuição dos sais no solo em áreas ardidas é devida, entre outros fatores, ao crescimento da vegetação colonizadora.

Capítulo 5- Conclusões

Com este estudo pretendeu-se contribuir com mais informação sobre os efeitos do fogo controlado em propriedades químicas do solo, ao longo do tempo e a diferentes profundidades, para tal foram realizadas colheitas de amostras de solo, não periódicas ao longo de três anos.

Os resultados obtidos permitem concluir que apesar da severidade do fogo controlado que afetou a área de amostragem ser baixa, ocorreram alterações químicas no solo. Encontraram-se diferenças significativas em algumas das propriedades analisadas. Os valores da percentagem de matéria orgânica, do fósforo extraível, do K^+ , do Ca^{2+} , do Mg^{2+} , da SBT, da CTCe e da condutividade elétrica, não apresentaram diferenças significativas, na camada 0-5 cm, nas várias datas de amostragem. Verificou-se que o pH e o Na^+ ao fim de três anos apresentavam valores semelhantes aos observados antes do fogo, na camada mais superficial (0-5 cm). Os valores da acidez de troca e do alumínio de troca na profundidade 0-5 cm, ao fim de três anos ainda apresentam valores significativamente superiores aos observados na situação de referência (antes do fogo controlado), o valor do GSB é significativamente inferior ao observado antes do fogo controlado. Verificou-se que o efeito do fogo controlado, afetou as propriedades químicas de forma diferente, ao longo do perfil do solo. O fogo controlado interferiu com as propriedades do solo, que no decorrer do tempo tendem a evoluir para a situação pré fogo.

Face aos resultados obtidos neste estudo e noutros desenvolvidos por diferentes autores, verifica-se que quando o fogo controlado é de baixo impacte, resultam apenas alterações temporárias, das quais o solo consegue recuperar a curto prazo, pelo que se aconselha o uso desta técnica na gestão de combustíveis nos espaços florestais. No entanto importa conhecer a frequência com que o fogo controlado pode ser executado na mesma área, sem provocar alterações no solo a longo prazo.

Como os efeitos do fogo no solo podem ter duração variável, é necessário prolongar este tipo de estudos no tempo, acompanhando a evolução das propriedades do solo.

Referências bibliográficas

- Agroconsultores & Coba. 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real.
- Alcañiz, M., Úbeda, X., Outeiro, L. & Farrés, M. 2014. Effects of a prescribed fire in a calcareous soil (Montgrí massif, NE Spain). *FLAMMA*, 5 (1), 45-48.
- Almendros, G., González-Vila F. J. & Martín F. 1990. Fire induced transformation of soil organic matter from an oak forest. An experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Sci.* 149(3):158-168
- Almendros, G. & González-Vila, F. J. 2012. Wildfires, soil carbon balance and resilient organic matter in Mediterranean ecosystems. A review. *Spanish Journal of Soil Science*, 2, 8–33.
- Arocena, J.M., Opio, C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of subboreal forest soils. *Geoderma* 113, 1–16.
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X. & Martin, D. 2012. Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma*, 191, 1-150: 3 - 13.
- Bodí, M., Cerdà, A., Mataix-Solera, J. & Doerr, S. 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, N.º 58-2012, 33-55.
- Bompastor, A., Figueiredo, T., Fonseca, F. 2009. Matos do Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal – produção de serviços ecossistémicos. *Proceedings 15º Congresso da APDR, Cabo Verde*, 339-364.
- Castillo, J.R. 2000. Efectos del fuego en los ecosistemas forestales. In *La Defensa Contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias*, McGraw-Hill, Madrid. 4.1-4.36.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*. 143:1-10.
- Combs, S.M. & Nathan, M. V. 1998. Soil Organic Matter. Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region. North Central Regional Research Publication nº 221. Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001.

- Costa, J.B. 1991. Caracterização e Constituição do Solo. Lisboa. Fundação Caloute Gulbenkian.
- DeBano, L., Neary, D. & Ffolliott, P. 1998. Fire Effects on Ecosystems. New York: Wiley.
- Fernandes, P. 2003. Desenvolvimento de relações preditivas para uso no planeamento de fogo controlado em povoamentos de *Pinus pinaster* Ait. Doutoramento em Ciências Florestais, UTAD. Vila Real.
- Fernandes, P. 2006. “Silvicultura preventiva e gestão de combustíveis: Opções e optimização”. In Incêndios Florestais em Portugal – Caracterização, impactes e prevenção, Edited by: Pereira, JS, Pereira, JMC, Rego, FC, Silva, JMN and Silva, TPd. Lisboa: ISApress.
- Fernandes, P., Botelho, H. & Loureiro, C. 2002. Manual de formação para a técnica do fogo controlado. UTAD, Vila Real.
- Fernandes, R. C. 2009. Recuperação de solos florestais ardidos com recurso a resíduos orgânicos e sua influência na matéria orgânica do solo. Dissertação de Mestrado apresentada Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Ferreira, A. D., Prats, S., Ferreira, C., Malvar, M. C., Coelho, C.O.A & Marreiras, M. 2009. Los incendios forestales en Portugal. Aportes para la comprensión del impacto en la degradación de suelos y aguas. Cerdà, A. & Mataix-Solera, J. (Eds), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles, Càtedra de Divulgación de la Ciencia-Fuegored, Valencia, 77–104.
- Ferreira A.D., Coelho C., Silva J.S. & Esteves T. 2010. Efeitos do Fogo no Solo e no Regime Hídrico. In Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Ardidas. Lisboa.
- Ferreira-Leite, F., Bento-Gonçalves, A., Lourenço, L., Úbeda, X. & Vieira, A. 2013. Grandes Incêndios Florestais em Portugal Continental como Resultado das Perturbações nos Regimes de Fogo no Mundo Mediterrâneo. Silva Lusitana 21, Especial: 127 - 142.
- Figueiredo, T. 2013. Uma panorâmica sobre os recursos pedológicos do Nordeste Transmontano. Séries Estudos nº84. Instituto Politécnico de Bragança. Bragança.

- Figueiredo, T., Fonseca, F. & Queirós, A. 2012. Degradação física do solo em áreas queimadas de matos no nordeste transmontano. Livro de Atas do Fórum CIMO - Ciência e Desenvolvimento 2012.
- Figueiredo, T., Fonseca, F. & Queirós, A. 2013. Efeitos do fogo na erosão do solo em áreas de matos: resultados de um ano de ensaio no Parque Natural de Montesinho. In António Bento Gonçalves e António Vieira (Eds.) *Grandes Incêndios Florestais, Erosão, Degradação e Medidas de Recuperação dos Solos*. Braga: Universidade do Minho. 267-277.
- Fonseca, F. 2005. Técnicas de preparação do terreno em sistemas florestais: implicações no solo e no comportamento das plantas. Tese de doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- Gonçalves, D. A. 1991. *Terra Quente Terra Fria (1ª aproximação)*. Instituto Politécnico de Bragança.
- Gonzalez-Pérez, J. A , González-Vila, F. J., Almendros, G. & Knicker, H. 2004 The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International*, 30:855–870.
- Haines, T.K., Martinez J. & Cleaves, D.A. 1998. Influences on prescribed burning activity in the United States national forest system. *International Forest Fire News* 19: 43-46.
- Hernández, Z. & Almendros, G. 2012. Biogeochemical factors related with organic matter degradation and C storage in agricultural volcanic ash soils. *Soil Biol. Biochem.* 44:130-142.
- Hungerford, R.D. 1996. Soils. *Fire in Ecosystem Management Notes: Unit II-I*. USDA Forest Service, National Advanced Resource Technology Center, Marana, Arizona.
- ICNF, 2013. IFN6 – Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares. [pdf]. Lisboa.
- Instituto Geográfico do Exército, 1996. Carta militar 1:25 000, nº 25, Aveleda (Bragança).
- IPB/ICN. 2007. Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Caracterização. Bragança.

- Instituto Português do Mar e da Atmosfera. 2014. Boletins climatológicos mensais. Acesso online: <https://www.ipma.pt/publicacoes/boletins.jsp?cmbDep=cli&cmbTema=pcl&idDep=cli&idTema=pcl&curAno=-1>, acedido em 06-11-2014.
- Jone, B. 2001. Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis. CRC Press. Boca Raton.
- Khanna, P. K. & Raison, R. J. 1986. Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a *Eucalyptus pauciflora* forest. *Aust. J. Soil Res.* 24: 423-434.
- Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85:91–118.
- Kutiel, P. & Kutiel, H. 1989. The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on mount Carmel, Israel. *Pirineos*, 134: 59-74.
- Kutiel, P. & Shaviv, A. 1992. Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest Ecology and management* 53, 329–343.
- Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva. 2006. Manual de Fertilização das Culturas. Instituto Nacional de Investigação Agrária e das Pescas.
- Lourenço, L. 1991. Aspetos socioeconómicos dos incêndios florestais em Portugal. *Biblos LXVII*: 373-385.
- Lourenço, L., Fernandes, S., Bento-Gonçalves, A., Meira-Castro, A., Nunes & A., Vieira, A. 2012. Causas de incêndios florestais em Portugal Continental. Análise estatística da investigação efetuada no último quinquénio (1996 a 2010). *Cadernos de Geografia*, 30-31, Coimbra, FLUC, 61-80.
- Lynham, T. J., Wickware, G. M. & Mason, J. A. 1998. Soil chemical changes and plant succession following experimental burning in immature jack pine. *Can. J. Soil Sci.* 78: 93-104.
- Maggs, J. 1988. Effects of prescribed burning on soil chemical properties in a loblolly pine. Organic matter and nutrients in the forest floor of a *Pinus elliotti* plantation. *Ecol. and Manag.*, Amsterdam, v.23, .105-109.

- Manso, F., Bento, J., Rego, F. 2005. Fogo controlado, corte e pastoreio. Resposta da vegetação a diferentes técnicas de gestão. 5º Congresso Florestal Nacional: A Floresta e as Gentes, IPV, Viseu.
- Marcos, E., Tárrega, R. & Luis-Calabuig, E. 2007. Changes in a Humic Cambisol (100-500°C) under laboratory conditions: The significance of heating time. *Geoderma*, 138, 237-243.
- Marcos, E., Tárrega, R., Calvo, L. & Luis-Calabuig, E. 2009. Efectos del fuego sobre el suelo bajo comunidades arbustivas y arbóreas de la provincia de León. Los brezales como caso de estudio. 131-156. FUEGORED, Cátedra de Divulgació de la Ciència, Universitat de Valencia, Spain.
- Mataix-Solera, J. 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral (ph-D). Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.
- Mataix-Solera, J. & Cerdà, A. 2009a. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. Cerdà, A. & Mataix-Solera, J. (Eds), Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles, Càtedra de Divulgación de la Ciencia-Fuegored, Valencia, 27–53.
- Mataix-Solera, J. & Cerdà, A. 2009b. Los efectos de los incendios forestales en los suelos en España. Síntesis y conclusiones. Nuevos retos en la investigación y en la gestión. FUEGORED, Cátedra de Divulgació de la Ciència, Universitat de Valencia, Spain.
- Mataix-Solera, J. & Guerrero, C. 2007. Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas. Incendios forestales, suelos y erosión hídrica (Mataix- Solera, J. coord.). Alcoi, Edit. Caja Mediterráneo CEMACAM. 5-40.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Bárcenas, G., Zornoza, R., Pérez-Bejarano, A., Bodí, M., Mataix-Beneyto, J., Gómez, I., García-Orenes, F., Navarro-Pedreño, J., Jordán, M., Cerdà, A., Doerr, S., Úbeda, X., Outeiro, L., Pereira, P., Jordán, A. & Zavala, L. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. Cerdà, A. & Mataix-Solera, J. (Eds), Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental.

- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui V., Jordán A. & Zavala L.M. 2011. Fire effects on soil aggregation: a review. *Earth-Science Reviews*, 109, 40–60.
- Meireles, C., Pereira, D., Alves, M. & Pereira, P. 2003. Inventariação e caracterização do Património Geológico do Parque Natural de Montesinho (PNM, NE de Portugal) – contributo para o seu Plano de Ordenamento. *Ciências da Terra (UNL)*, nº esp. V, I47-I49.
- Metson, A. J. 1956. Methods of chemical analysis for survey samples. *Soil Bureau Bol.* nº 12. New Zealand Dept. Scient. Ind. Research.
- Ministério da Agricultura e Pescas. 1977. Sector Fertilidade do Solo (Laboratório Químico-Agrícola Rebelo da Silva). Documentação 2. D.G.S.A. – Divulgação.
- Moreno, J. M. 1999. Forest fires: trends and implications in desertification prone areas of Southern Europe. In Balabanis P., Peter D., Ghazi A. y Tsogas M. (Eds), *Mediterranean Desertification: Research Results and Policy Implications 1*. DG Research, European Commission EUR, 115–150.
- Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29: 199-208.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F. & Folliott, P. F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122, 51-71.
- Nunes, A., Lourenço, L., Bento-Gonçalves, A. & Vieira, A. 2013. Três décadas de incêndios florestais em Portugal: incidência regional e principais fatores responsáveis. *Cadernos de Geografia*, nº 32, Coimbra, FLUC, 133-143.
- Pereira, P., Cerdà, A., Úbeda, X., Mataix-Solera, J., Jordán, A., Martín, D., Mierauskas, P., Arcenegui, V. & Zavala, L.L. 2014. Do fire severity effects on soil change in space and time in the short-term? What ash tells us. *FLAMMA*, 5 (1), 23-27.
- Pérez, J., Vasquez, R., Rosa, J. & Vila, F. 2011. El fuego y la materia orgánica del suelo. *FLAMMA*, 2(3), 8-14.
- Pino, J., Almenar I., Rodríguez-Rodríguez A., Rodríguez C., Ribero, F., Hernández, J., Herrera, C. & García J. 2008. Analysis of the 1:5 soil water extract in burnt soils to evaluate fire severity. *Catena* 74(3), 246-255.

- PORDATA, Base de Dados Portugal Contemporâneo. Fundação Francisco Manuel dos Santos. Acesso online: www.pordata.pt, acessado em 01-10-2014.
- Porta, J., López-Acevedo, M. & Roquero, C. 2003. Edafologia para la agricultura y el medio ambiente, 3ª edición. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Raison, R. J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant Soil*, 51: 73-108.
- Rego, F.C. 1992. Land use changes and wildfires. Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes. Ed. A. Teller, P. Mathy, e J. Jeffers. Proceedings of the First European Symposium on Terrestrial Ecosystems: Forests and Woodlands. Elsevier Applied Science: 367-373.
- Rego, F.C., Botelho, H. & Bunting, S. 1987. Prescribed fire effects on soils and vegetation in *Pinus pinaster* forests in northern Portugal. *Ecologia Mediterrânea*, 13: 189-195.
- RemarkMedia, 2014. How stuff works? Como tudo funciona? Acesso online: <http://ciencia.hsw.uol.com.br/ciclo-nitrogenio1.htm>, acessado em 02-10-2014.
- Ribeiro, G.A. 1997. Estudo do comportamento do fogo e de alguns efeitos da queima controlada em povoamentos de *Eucalyptus viminalis* Labill em Três Barras, Santa Catarina. Tese de doutorado, UFPR, Curitiba.
- Roxo M., Casimiro, P. & Brito, R. 1996. Inner Lower Alentejo field site: Cereal cropping, soil degradation and desertification”. In *Mediterranean desertification and land use*, J Wiley & Sons, Chichester, 111-135.
- Santos, J.Q. 1991. Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. Publicações Europa América, Mem Martins.
- Scharenbroch, B.C., Nix, B., Jacobs, K.A. & Bowles, M.L. 2012. Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in a Midwestern, USA oak (*Quercus*) forest. *Geoderma* 183 e184, 80-91.
- Schulten, H. R & Schnitzer, M. 1998. The chemistry of soil organic nitrogen: A review. *Biol.Fertil. Soils* 26, 1-15.
- Shakesby, R.A., Bento, C.P. M., Ferreira, C.S.S., Ferreira, A. J.D., Stoof, C.R., Urbanek, E. & Walsh, R.P. 2013. Impacts of prescribed fire on soil loss and soil

- quality: An assessment based on an experimentally burned catchment in central Portugal, *Catena* (2013), <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.03.012>.
- Tinoco, P. 2000. Caracterización molecular de la material orgánica de suelos afectados por distintos tipos de degradación en la Comunidad de Madrid. PhD. Universidad Autónoma de Madrid.
- Thomas, G.W. 1982. Exchangeable cations.. In A. C. Page, R. H. Miller, & D. R. Keeney (eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Agronomy 9*, 2nd ed, 159-165. Madison.
- Úbeda, X., Outeiro, L., Pereira, P. & Miguel, A. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. Cerdà, A. & Mataix-Solera, J. (Eds), *Estudios sobre las consecuencias del fuego en las propiedades del suelo y la erosión en Catalunya. Investigaciones del GRAM(Grupo de Recerca Ambiental Mediterrània)*.
- Wang, F., Li, J., Zou, B., Xu, X & Zhian. L. 2013. Effect of Prescribed Fire on Soil Properties and N Transformation in Two Vegetation Types in South China. *Environmental Management*, 51:1164–1173.
- van Reeuwijk, L.P. 2002. *Procedures for soil analysis*. 6th ed ISRIC. FAO.
- Vega, J. Fontúrbel, T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, M. T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A. & Benito, E. 2013. Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas: guía para su planificación en Galicia. *Andavira*.
- Vélez, R. 2000. Los incendios forestales en la cuenca Mediterránea. In *La Defensa Contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias*, McGraw-Hill, Madrid. 3.1-3.31.