

Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia
Universidade de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Dissertação

Avaliação dos efeitos biológicos do fogo controlado em formações de matos

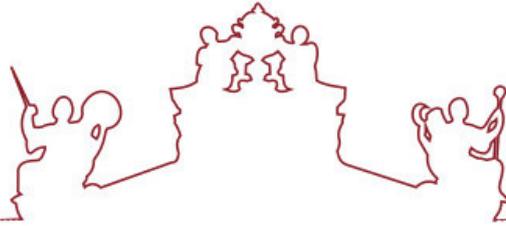
Maria João Santos Louro Martins

Orientador(es) | João Paulo Tavares Almeida Fernandes

Henrique de Menezes de Almeida Pereira dos Santos

Évora 2020





Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia
Universidade de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Dissertação

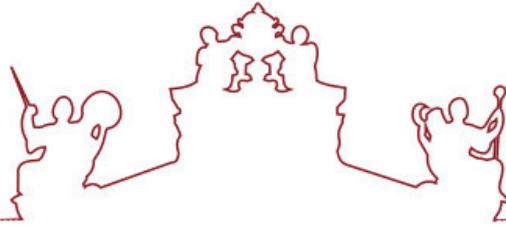
**Avaliação dos efeitos biológicos do fogo controlado em
formações de matos**

Maria João Santos Louro Martins

Orientador(es) | João Paulo Tavares Almeida Fernandes
Henrique de Menezes de Almeida Pereira dos Santos

Évora 2020





A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

- Presidente | Pedro Miguel Raposo de Almeida (Universidade de Évora)
- Vogal | Sérgio Rui Borreicho Godinho (Universidade de Évora)
- Vogal-orientador | João Paulo Tavares Almeida Fernandes (Universidade de Évora)

Agradecimentos

Finalmente chegou o momento de completar este ciclo.

Desde já, quero expressar a minha gratidão ao Professor João Paulo Fernandes por toda a simpatia, partilha de conhecimentos e disponibilidade desde o primeiro momento e orientação ao longo destes meses.

À Montis por me proporcionarem a realização deste trabalho, toda a disponibilidade e ajuda.

À Dra. Maria José Barão, Sílvia Faria que me ajudaram nas análises de solos e Amália Oliveira pela ajuda na identificação dos carabídeos.

Agradeço também a todas as outras pessoas que durante este percurso me acompanharam e ajudaram em diferentes fases do trabalho.

Às pessoas com quem me cruzei nesta jornada e aos amigos que fiz.

Um obrigado especial ao meu irmão, a toda a família e aos amigos do coração pelo apoio e carinho.

Mãe e pai, eternamente grata a vocês por tudo e mais além e aos meus queridos avós, que estão sempre comigo no coração e no pensamento.

E a ti Pedro, meu companheiro de todas as aventuras, gratidão imensa por caminhares comigo.

Obrigado.

(Este documento não segue o presente Acordo Ortográfico)

Resumo

Este estudo aborda os efeitos do fogo controlado nas propriedades do solo, desenvolvimento da vegetação, ocorrência e abundância de artrópodes (carabídeos, outros coleópteros e aranhas). Consideraram-se três áreas (e respectivos controlos) onde foi aplicado fogo controlado em 3 anos consecutivos numa área essencialmente ocupada por matos. Realizou-se uma amostragem integrada dos solos em cada área, o coberto vegetal foi determinado em termos da componente específica e do grau de cobertura. A amostragem dos artrópodes realizou-se durante 2 meses com intervalos de 15 dias com recurso a armadilhas (pitfall). As análises ao solo mostram variações em todas as áreas para os nutrientes e condutividade eléctrica. A matéria orgânica e pH evidenciam que o fogo controlado não induziu perturbações no solo. O desenvolvimento da vegetação aponta para uma evolução temporal positiva, destacando-se *Pterospartum tridentatum* como uma espécie com elevada resiliência. Os resultados referentes aos artrópodes apresentam grande variabilidade, sem um padrão consistente.

Palavras-chave: Gestão de combustíveis, fogo controlado, indicadores, *Carabidae*

Abstract

Evaluation of the biological effects of prescribed fire in shrubland formations

This study evaluates the effects of prescribed fire on soil properties, vegetation development, arthropod occurrence and abundance (carabid beetle, other coleoptera and spiders). The field work was conducted in three different areas (and control areas) where prescribed fire was performed in 3 consecutive years in an area with low diversity vegetation cover. Integrated soil samples were collected in each study area. The vegetation was characterized in terms of the occurring species and the covering degree. To sample soil arthropod pitfall traps were used, and the trapped individuals were collected every 15 days along 2 months. Soil analysis showed important variations in all areas for nutrients and electrical conductivity. Organic matter and pH showed that prescribed fire didn't induce particular changes. Vegetation development points to a positive temporal evolution pattern where *Pterospartum tridentatum* presents itself as an high resilient species. The arthropod results show a high variability and no consistent pattern.

Keywords: Fuel management, prescribed fire, indicators, *Carabidae*

Índice

Agradecimentos	I
Resumo	II
Abstract	III
Índice	IV
Lista de figuras	VII
Lista de quadros	IX
Lista de siglas e acrónimos	X
1. Introdução	1
1.1. Problema	1
1.2. Objectivos	1
1.3. Estrutura	2
2. Revisão de literatura	3
2.1. Fogo e abandono dos espaços silvestres	3
2.2. Fogo controlado	4
2.3. Efeitos do fogo	6
2.3.1. Solo	6
2.3.2. Vegetação	9
2.3.3. Biodiversidade	11
2.4. Indicadores	12
2.4.1. Carabídeos	12
2.4.1.1. Efeitos do fogo controlado	13
3. Caracterização geral do Baldio de Carvalhais	16
3.1. Enquadramento	16
3.2. Caracterização biofísica	16
3.2.1. Hipsometria, declive e orientação	16
3.2.2. Geologia e litologia	18
3.2.3. Solos	19

3.2.4.	Uso do solo	19
3.2.5.	Bioclimatologia.....	19
3.2.6.	Biogeografia.....	21
3.2.7.	Vegetação.....	21
3.3.	Gestão de combustíveis.....	22
4.	Métodos	25
4.1.	Delineamento da amostragem	25
4.1.1.	Local de estudo	25
4.1.1.1.	Área 1	26
4.1.1.2.	Área 2	27
4.1.1.3.	Área 3.....	27
4.2.	Recolha e tratamento de dados	28
4.2.1.	Solos	28
4.2.1.1.	Matéria orgânica (determinação da cinza total por via seca a 550°C)	29
4.2.1.2.	pH.....	29
4.2.1.3.	Condutividade eléctrica	30
4.2.1.4.	Análise química	30
4.2.2.	Vegetação.....	31
4.2.3.	Fauna.....	31
4.3.	Análise de dados	32
4.3.1.	Solos	32
4.3.2.	Vegetação.....	33
4.3.3.	Fauna.....	33
5.	Resultados.....	34
5.1.	Solos.....	34
5.1.1.	Matéria orgânica	34
5.1.2.	pH.....	35
5.1.3.	Condutividade eléctrica	36
5.1.4.	Análise química	38

5.2. Vegetação	40
5.3. Fauna.....	45
5.3.1. <i>Carabidae</i>	46
5.3.2. <i>Coleoptera</i>	51
5.3.3. <i>Araneae</i>	55
6. Discussão	58
6.1. Solos.....	58
6.2. Vegetação	59
6.3. Fauna.....	59
7. Considerações finais	64
8. Referências bibliográficas	68
8.1. Manuais dos equipamentos utilizados	83
8.2. Links consultados	83
9. Anexos	84

Lista de figuras

Figura 3.1: Limites administrativos da propriedade.	16
Figura 3.2: Mapa hipsométrico da propriedade.	17
Figura 3.3: Mapa da declividade da propriedade.	17
Figura 3.4: Mapa da orientação das encostas da propriedade.	18
Figura 3.5: Perfil de precipitação mensal (mm) em Castro Daire/Lamelas desde Outubro de 2016 até Setembro de 2019. A castanho encontram-se as datas nas quais foram aplicados os fogos controlados. A azul estão assinalados os meses em que ocorreu mais precipitação (SNIRH, acedido a 30 de Setembro de 2019).	20
Figura 3.6: Áreas referentes à ocorrência de fogo controlado (FC) em Fevereiro de 2017 (FC1), Fevereiro de 2018 (FC2) e Dezembro de 2018/Janeiro de 2019 (FC3); áreas de amostragem alusivas a cada FC, controlo (C) e queimada (Q), respectivamente.	22
Figura 4.1: Áreas de amostragem de FC1: zona de controlo (C1) à esquerda; zona queimada (Q1) à direita.	26
Figura 4.2: Áreas de amostragem de FC2: zona de controlo (C2) à esquerda; zona queimada (Q2) à direita.	27
Figura 4.3: Áreas de amostragem de FC3: zona de controlo (C3) à esquerda; zona queimada (Q3) à direita.	28
Figura 5.1: Percentagem de matéria orgânica obtida para cada local de amostragem.	35
Figura 5.2: Valores de condutividade eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos para cada local de amostragem.	37
Figura 5.3: Concentração dos nutrientes (mg/L) analisados para cada local de amostragem, queimado (a castanho) e controlo (a azul).	39
Figura 5.4: Percentagem de cobertura das famílias botânicas em cada local de amostragem.	41
Figura 5.5: Taxa de cobertura absoluta (%) em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.	44
Figura 5.6: Abundância de carabídeos em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.	48
Figura 5.7: Variação da abundância de carabídeos para cada local ao longo de todo o período de amostragem.	48
Figura 5.8: Número de exemplares de cada espécie (<i>Carabidae</i>) colectados em cada local durante o período de amostragem.	49
Figura 5.9: Número de exemplares de cada género (<i>Carabidae</i>) colectados em cada local durante o período de amostragem.	50
Figura 5.10: Abundância de <i>Coleoptera</i> (incluindo <i>Carabidae</i>) em cada local (controlo e	

queimado) para cada área de amostragem.	52
Figura 5.11: Abundância de <i>Coleoptera</i> (não incluindo <i>Carabidae</i>) em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.	52
Figura 5.12: Número de exemplares correspondente às famílias de <i>Coleoptera</i> colectados em cada local durante o período de amostragem.....	54
Figura 5.13: Abundância de aranhas em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.	56
Figura 5.14: Número de exemplares correspondente às famílias de <i>Araneae</i> colectados em cada local durante o período de amostragem.....	56

Lista de quadros

Quadro 4.1: Períodos de amostragem com intervalo de 15 dias entre cada recolha.	31
Quadro 5.1: Resultados obtidos referentes às análises da matéria orgânica (%), pH e condutividade eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).	34
Quadro 5.2: Classificação dos solos quanto à percentagem de matéria orgânica (Santos, 1991).	34
Quadro 5.3: Intervalos de pH e designações, de acordo com Costa (1991).	36
Quadro 5.4: Valores de concentração (mg/L) de cada nutriente; concentração não detectável (n. d.).	38
Quadro 5.5: Taxa de cobertura relativa e absoluta das espécies e famílias em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.	43
Quadro 5.6: Riqueza específica (S) e índice de diversidade Shannon-Wiener (H') em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.	45
Quadro 5.7: Número total de carabídeos colectados em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem, riqueza específica e índice de diversidade Shannon-Wiener.	46
Quadro 5.8: Número total de coleópteros colectados em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem, riqueza específica e índice de diversidade Shannon-Wiener.	51
Quadro 5.9: Número total de aranhas colectadas em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem, riqueza específica e índice de diversidade Shannon-Wiener; n. i. (indivíduos não identificáveis).	55
Quadro 9.1: Grupos capturados nas armadilhas que não foram considerados para análise.	84

Lista de siglas e acrónimos

PNDFCI - Plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios

EUA – Estados Unidos da América

FAO – Food and Agriculture Organization

SNIRH – Sistema de Informação de Recursos Hídricos

1. Introdução

1.1. Problema

O planeamento da gestão dos combustíveis à escala da paisagem é fundamental para assegurar a gestão sustentável e viável dos recursos naturais. Segundo Rego & Almeida (1988) o perigo de incêndios presente nas florestas e mais recentemente nos espaços agrícolas abandonados consiste na probabilidade da ocorrência de um incêndio e a facilidade e intensidade da sua propagação. O estabelecimento de estratégias de prevenção é fundamental para garantir a diminuição da extensão, intensidade, severidade e propagação dos incêndios florestais (Guiomar & Fernandes, 2011). Nesta perspectiva, a utilização do fogo controlado como ferramenta de gestão em espaços florestais e em áreas abundantemente ocupadas por matos, consiste na criação de descontinuidades do combustível com o intuito de minimizar os impactos provocados pelos incêndios florestais, nomeadamente a área percorrida pelos incêndios florestais e as dificuldades de supressão.

Esta técnica está inserida no PNDFCI (RCM nº65/2006), como ferramenta de gestão de combustíveis. A sua aplicação resulta numa queima de baixa intensidade, conduzida de modo a impedir a livre propagação do fogo (Úbeda *et al.*, 2009), permitindo assim uma redução dos combustíveis e conseqüentemente do risco de incêndio.

O uso do fogo limita o potencial energético e estabelece uma descontinuidade horizontal e vertical do combustível, que a ser bem sucedido, minimiza os efeitos ecológicos negativos. A sua execução tem de ser realizada mediante condições meteorológicas específicas, processos de ignição apropriados às características dos combustíveis existentes e à topografia da região e utilizadores certificados para o aplicar (Manso *et al.*, 2005). Freitas, M. (2015) refere que a utilização de fogo controlado em matos exige condições ambientais específicas, pelo que a sua execução tem de ser ajustada à estrutura do combustível a ser gerido. Para além da sua execução no âmbito da prevenção de incêndios, o controlo de biomassa através deste método permite cumprir outros objectivos, nomeadamente na gestão silvícola e na gestão de habitats (Fernandes, 2002).

1.2. Objectivos

Neste contexto, este estudo pretendeu avaliar os efeitos do fogo controlado sobre a fauna de carabídeos, solo e desenvolvimento da vegetação em três áreas diferentes submetidas a queimas em anos distintos, procurando dar resposta às seguintes questões:

- Que variações se observam entre as áreas queimadas e as situações de controlo?
- De que forma os fogos afectaram as características do solo, a composição das

comunidades vegetais e a abundância de carabídeos? Em que medida este efeito variou em função do tempo decorrido desde a realização dos fogos?

- E os restantes artrópodes? Que perturbações o fogo controlado induziu nos artrópodes colectados nas armadilhas?

- Quais os impactos do fogo controlado nas propriedades do solo, nomeadamente no pH, condutividade eléctrica, nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Al e Cl) e matéria orgânica entre zonas queimadas e de controlo?

- Verificam-se diferenças consideráveis na recuperação da vegetação nas 3 áreas?

1.3. Estrutura

O trabalho encontra-se organizado em 9 capítulos:

- Capítulo I: Base introdutória;

- Capítulo II: Contempla a revisão bibliográfica associada ao tema;

- Capítulo III: Apresenta a caracterização geral da área de estudo;

- Capítulo IV: Descreve o delineamento da amostragem, os métodos analíticos utilizados na recolha e preparação das amostras, a metodologia utilizada no trabalho de campo e em laboratório bem como a análise dos dados;

- Capítulo V: Revela os resultados obtidos;

- Capítulo VI: Expõe a discussão dos mesmos;

- Capítulo VII: Incluem-se as conclusões e as considerações finais relativas ao trabalho realizado;

- Capítulo VIII: Referências bibliográficas;

- Capítulo IX: Anexos.

2. Revisão de literatura

2.1. Fogo e abandono dos espaços silvestres

O fogo é um dos factores determinantes da dinâmica da vegetação em todo o mundo (Bond *et al.*, 2005). No Sul da Europa as paisagens são susceptíveis ao fogo devido ao clima Mediterrânico, às características de inflamabilidade da vegetação e à topografia do terreno, especialmente durante o verão em que as condições meteorológicas são caracterizadas por temperaturas elevadas e reduzida humidade relativa (Pausas *et al.*, 2009; Trigo *et al.*, 2006).

Desde a segunda metade do século XX tem-se constatado um aumento significativo no número de incêndios bem como a área ardida na bacia Mediterrânica, sendo as principais causas atribuídas a factores socioeconómicos e políticos, nomeadamente as alterações do uso do solo, êxodo rural e alterações climáticas (Piñol *et al.*, 1998; Lavorel *et al.*, 1998; Mouillot *et al.*, 2002; Pausas, 2004; Lloret, 2004).

Em Portugal, no último século, constataram-se grandes alterações no uso do solo e na cobertura vegetal, que provocaram grandes transformações nas paisagens rurais, levando em alguns casos à sua descaracterização, desequilíbrio funcional e perda de identidade cultural (Nunes, A., 2002). A mesma autora refere que na primeira metade do século XX, a política do Estado Novo promoveu a intensificação do uso agrícola do solo e grandes campanhas de florestação, assentes na monocultura de pinheiro bravo. Nas décadas de 1960 e 1970, o êxodo rural e agrícola levou ao enfraquecimento das actividades primárias e conseqüentemente ao abandono de vastas áreas agrícolas e florestais.

Para Pinho *et al.* (2006), a problemática dos incêndios florestais resulta da perda de utilidade directa e abandono dos espaços silvestres. Na sequência do abandono das práticas agrícolas tradicionais na região mediterrânica, as mudanças no uso do solo conduzem à elevada acumulação de biomassa, potenciando o agravamento dos incêndios florestais em número, intensidade, severidade, extensão e frequência (Botelho *et al.*, 1990; Botelho, 1993; Swetnam & Betancourt, 1998; Covington *et al.*, 2001; Duguay, 2003; Romero-Calcerrada & Perry, 2004; Vélez, 1993; Rego, 1997; Lourenço, 2006; Moreno *et al.*, 1998; Nunes, 2002; Pausas, 2004). Neste contexto, as alterações no uso e ocupação do solo e conseqüentemente o fogo podem ser considerados os dois maiores factores de mudança nas paisagens da bacia do Mediterrâneo (Guiomar & Fernandes, 2011).

Estudos realizados (Turner, 1989; Turner & Dale, 1991; Lloret *et al.*, 2002; Pérez *et al.*, 2003) referem que o abandono agrícola e o correspondente aumento da perigosidade de incêndio florestal está relacionado com o aumento da homogeneidade espacial. Mencionando Guiomar & Fernandes (2011), a esta perda de heterogeneidade associam-se três fenómenos: (1) o domínio de espaços florestais ocupados por povoamentos

monoespecíficos densos e contínuos anteriormente utilizados como sistemas agro-silvo-pastoris, que compartimentavam e estruturavam o território (Duguay, 2003; Guiomar & Ramalho, 2006); (2) o estabelecimento de formações arbustivas contínuas consequentes do abandono agrícola (Duguay 2003; Santos *et al.*, 2003; Pinto-Correia, 1993; Moreira *et al.*, 2001; Pardini *et al.*, 2003; Höchtl *et al.*, 2005), sobretudo espécies de rápido crescimento e elevada combustibilidade que favorecem a acumulação de combustível; (3) o aumento da frequência, severidade e dimensão dos incêndios florestais potencia o estabelecimento de sucessões secundárias com espécies esclerófilas perenifólias características dos ecossistemas mediterrânicos e a ausência de espécies germinativas em diferentes comunidades vegetais (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Lloret *et al.*, 2003; Pausas *et al.*, 2004b; Rodrigo *et al.*, 2004; De Luís *et al.*, 2006).

O fogo afecta as propriedades biogeoquímicas do solo, a hidrologia e morfologia da área, influenciando a vegetação e a sua diversidade (Whelan, 1995). Segundo uma visão mais clássica, Hanes (1971) e Trabaud & Lepar (1980) salientam que a sucessão secundária desencadeada pelo fogo incentiva transição da vegetação para estágios de sucessão superiores, no entanto a dinâmica da vegetação e as suas interacções com o fogo apresentam alguma complexidade. Em contraste, Bowman *et al.* (2013) defende o aumento da frequência do fogo pode causar sérias alterações na estrutura da vegetação, constituindo uma regressão da estrutura das florestas. Uma elevada frequência de incêndios torna a vegetação incapaz de dar uma resposta no sentido climácico, comprometendo a transição da vegetação para estágios superiores, podendo ser atrasada ou até mesmo bloqueada pelo desenvolvimento excessivo de plantas pioneiras (Acacio *et al.*, 2007; Siles *et al.*, 2008).

Nestas condições, o planeamento da gestão de combustíveis à escala da paisagem é fundamental, estando implícita a necessidade de estabelecer estratégias de prevenção para garantir a diminuição da extensão, intensidade e severidade dos incêndios florestais.

2.2. Fogo controlado

O fogo controlado é uma ferramenta utilizada na prevenção estrutural de incêndios florestais e em formações arbustivas. Também designado na literatura como fogo prescrito, este método consiste na aplicação de fogo com baixa intensidade sob condições meteorológicas e de combustível específicas, para controlar a vegetação nos ecossistemas mediterrânicos. Geralmente, a sua realização é aconselhável entre outubro e fevereiro, devido à maior disponibilidade de água no solo e condições meteorológicas mais favoráveis. Com o intuito de reduzir a carga de biomassa, cria descontinuidades espaciais na paisagem e consequentemente evita incêndios de elevada intensidade (Nunes *et al.*, 2006; Montiel & Kraus, 2010). É também utilizado para a manutenção de espaços florestais, gestão

cinagética, conservação da natureza, controlo de infestantes, renovação de pastagens, preparação de áreas para plantação ou sementeiras e abertura de acessos (Guiomar & Fernandes, 2011). Desta forma, a utilização do fogo confere heterogeneidade à paisagem, através do estabelecimento progressivo de um mosaico de manchas de vegetação com idades diversificadas (Botelho *et al.*, 2008).

A relação custo-eficácia do fogo controlado é mais favorável face aos métodos mecânicos (Galiana & Lázaro, 2010), considerando que a utilização de tratamentos mecânicos depende das características morfológicas do terreno, da dimensão da área de intervenção, do tipo de combustível florestal e da estrutura dos povoamentos florestais (Guiomar & Fernandes, 2011).

É um método de gestão de combustível utilizado à escala da paisagem, mas não deve ocupar áreas contínuas muito extensas. No geral, as áreas de fogo controlado são relativamente pequenas, sendo aconselhado que a dimensão dos blocos individuais de queima seja entre 10 a 50 hectares (Botelho *et al.*, 2008). Assim, o mosaico criado pela queima permite limitar a propagação de um incêndio até áreas que foram anteriormente queimadas.

Diversos estudos realizados apoiam o fogo controlado como medida de gestão de combustível para reduzir o risco de incêndio, a intensidade e severidade do fogo e também melhorar a resiliência dos ecossistemas ao fogo (Fernandes & Botelho, 2003; Piñol *et al.*, 2005; Cassagne *et al.*, 2011; Marino *et al.*, 2011; Fernandes *et al.*, 2013; Casals *et al.*, 2016). Para Fernandes *et al.* (2013), o fogo controlado tem efeitos neutros e positivos no solo e na biodiversidade, contrariamente aos incêndios que são extremamente severos e geram sérios impactos no ecossistema. Nos Estados Unidos, é uma ferramenta de gestão regularmente utilizada, mas na região do Mediterrâneo a adopção deste método é ambígua, dado que o seu desenvolvimento é limitado por factores culturais e socioeconómicos e por factores específicos relativos à demografia, uso do solo e estrutura da paisagem. As principais limitações devem-se às incertezas sobre efeitos ecológicos produzidos, percepção pública do fogo, viabilidade operacional em diferentes situações e as vantagens em relação a outras técnicas (Ascoli & Bovio, 2013; Marino *et al.*, 2014). Outra condicionante deve-se à extensão das zonas rurais e urbanas, predominância de terrenos privados e escassez de recursos para a gestão da floresta, em particular do combustível (Fernandes *et al.*, 2013).

Jones & Stokes (2004) enumeram as desvantagens associadas ao fogo controlado e destacam as emissões de partículas para a atmosfera, o risco de propagação do fogo para áreas adjacentes que se possa tornar num incêndio com sérias proporções, perda de material que poderia ser utilizado de outra forma e os efeitos do fogo atípicos nos ecossistemas. Destacam também os impactos provocados em organismos vivos,

nomeadamente em organismos não adaptados ao fogo e em organismos que vivem na superfície do solo. Apesar das emissões de dióxido de carbono para a atmosfera serem um problema associado ao fogo controlado, Narayan *et al.* (2007) contrapõe essa questão referindo que o fogo controlado actua como ferramenta eficaz na mitigação as emissões de carbono, pois reduz o risco de fogos de elevada intensidade.

Rego (1986) salienta que um fogo controlado, correctamente planeado e executado minimiza os efeitos ecológicos negativos, sendo concordante com Fernandes (2006) que destaca o fogo controlado como uma técnica aplicável a uma escala significativa.

De modo a comprovar a sustentabilidade do fogo controlado como ferramenta de gestão, esta continua a ser objecto de estudo apesar da diversa informação disponível acerca desta temática. Mais estudos irão fomentar uma melhor compreensão dos seus efeitos provocados no solo e matéria orgânica, diversidade microbológica do solo, emissões de gases de efeito de estufa e resposta das diferentes comunidades vegetais e animais.

Para além disso, outros autores evidenciam a importância do planeamento das operações de gestão de combustíveis em áreas contíguas onde existam espécies invasoras, de modo a não potenciar a invasão para áreas maiores (Merriam *et al.*, 2007). Fernandes *et al.* (2013) destaca também a necessidade de verificar se os efeitos da aplicação repetida de fogo controlado são comparáveis a incêndios menos frequentes mas mais severos. E um outro aspecto muito importante é entender com que frequência deve ser realizado, de modo a ser uma técnica eficaz.

2.3. Efeitos do fogo

2.3.1. Solo

O solo é um componente básico do ecossistema, sendo crescente a investigação acerca dos impactos do fogo nas propriedades do solo (Bento-Gonçalves *et al.*, 2012). De acordo com Ferreira *et al.* (2010), os efeitos do fogo sobre o solo são de grande complexidade, pois envolvem muitos mecanismos que se encontram relacionados entre si. O mesmo autor refere que o fogo induz alterações de carácter químico e biológico, derivadas de mecanismos de ordem física. Os impactos do fogo no solo dependem de múltiplos factores, nos quais se destacam o regime de fogo, a meteorologia, a vegetação e o relevo (Neary *et al.*, 1999).

Fernandes *et al.* (2003) sugere que o aumento da frequência e da severidade dos incêndios pode interferir nos serviços dos ecossistemas, considerando que os incêndios florestais incrementam a escorrência superficial e o transporte de sedimentos (Mayor *et al.*, 2007), provocam modificações na abundância relativa das diferentes formas de matéria

orgânica do solo (Rovira *et al.*, 2012) e têm efeitos negativos na qualidade da água (Smith *et al.*, 2011).

A acção do calor sobre a componente orgânica do solo, leva à mineralização da matéria orgânica, que fica mais susceptível à exportação por processos hidrológicos e erosivos. Da mesma forma, o desaparecimento do coberto vegetal que confere a protecção do solo, torna-o mais exposto à erosão. Assim sendo, o aquecimento do solo e o efeito da protecção da restante camada de solo são os factores limitantes do fogo controlado sobre o solo e água (Fernandes *et al.*, 2013). A temperatura é o factor que está directamente relacionado com a erosão do solo, sendo extremamente importante o controlo da temperatura no solo durante a aplicação do fogo controlado. O aquecimento do solo é influenciado pelo padrão de ignição, o teor de humidade na matéria orgânica e no solo e a presença de rochas (Vega *et al.* 2005; Stoof *et al.* 2011b). O efeito do fogo no solo depende também da disponibilidade de água.

Fernandes *et al.* (2013) considera que os efeitos do fogo controlado nas propriedades do solo são reduzidos e Mataix-Solera *et al.* (2011) afirma que as alterações provocadas no solo podem ser consideradas temporárias. Todavia, os efeitos provocados pelo fogo nos processos do solo e a sua magnitude são bastante variáveis (González-Pérez *et al.*, 2004) pelo que os resultados entre estudos não se revelam consistentes.

Por exemplo, Fonturbel *et al.* (2012) sugere que o fogo controlado não teve grandes efeitos nas características microbiológicas do solo comparado com as variações sazonais. Outro estudo conclui que o fogo controlado teve um impacto significativo nos parâmetros do solo analisados, imediatamente após a queima, mas a longo prazo essas alterações não se revelam substanciais na qualidade do solo (Úbeda *et al.*, 2005). Os autores consideram que o fogo controlado não tem um impacto adverso na qualidade do solo desde que a intensidade do fogo seja baixa, no entanto, destacam que a utilização anual deste método como ferramenta de prevenção pode não permitir a recuperação completa do solo.

Relativamente à hidrofobia do solo após o fogo controlado, Zavala *et al.* (2009) constata uma redução da repelência do solo à água. Por outro lado, Stoof *et al.* (2011a) verificaram o contrário.

Ferreira *et al.* (2008) verificaram que em áreas onde o fogo foi mais intenso, a repelência da água foi mais extrema e distribuída uniformemente, face a áreas onde o fogo teve baixa intensidade, nas quais a repelência se verificou mais heterogénea, favorecendo a infiltração e a mitigação do escoamento e da erosão. Assim, os autores consideram que o fogo controlado é adequado enquanto estratégia de prevenção de incêndios, dado que tem menos impacto na degradação do solo e da qualidade da água. Apesar de Belillas & Rodà (1993) constatarem um efeito reduzido do fogo controlado na química da água dos rios e na erosão, noutros estudos observou-se o incremento do escoamento superficial (Marcos *et al.*

2000; Vega *et al.* 2005; Stoof *et al.* 2012).

Embora o fogo controlado seja geralmente aplicado na estação húmida, Choromanska & DeLuca (2002) destacam que o aquecimento de um solo com maior potencial hídrico aumenta a perda de mineralização do azoto e a mortalidade microbiana quando comparado com solo com baixo potencial hídrico. Em solos húmidos a penetração do calor latente é mais eficaz, enquanto que em solos secos a difusão do calor é mais rápida (Hartford & Frandsen, 1992; Campbell *et al.*, 1994), factor que pode explicar a razão pela qual a mortalidade microbiana se revelar mais elevada em solos húmidos. Para além disso, a formação de esporos e adaptação microbiana ao stress em solos secos durante o período anterior ao fogo (Choromanska & DeLuca, 2002) aumenta a probabilidade de sobreviver à perturbação ou colonizar áreas queimadas.

O impacto do fogo na matéria orgânica depende essencialmente do tipo e intensidade do fogo, da humidade e tipo de solo e da natureza do combustível queimado. Num fogo de baixa ou média intensidade, as alterações estruturais induzidas na matéria orgânica não são diferenciáveis das que ocorrem nos processos bióticos do solo (Almendros & González-Vila, 2012).

Outra consequência de um fogo é a exportação de nutrientes. Após um fogo florestal o pH do solo aumenta devido à mineralização da matéria orgânica, permitindo que os nutrientes fiquem temporariamente disponíveis sobre a forma de sais dissolvidos na solução do solo. A exportação de nutrientes através de arrastamento em profundidade ou escorrência favorece o restabelecimento dos valores de pH iniciais (Mataix-Solera *et al.*, 2009). A variação do pH está relacionada com a intensidade do incêndio e depende essencialmente da temperatura atingida durante a queima, tipo de vegetação e grau de combustão dos combustíveis (Mataix-Solera & Cerdà, 2009). Em solos calcários, devido à sua capacidade tampão, registaram-se variações de pH inferiores comparativamente às observadas em solos ácidos. No entanto, esse aumento é temporário devido ao aparecimento de matéria orgânica e pela lavagem de iões básicos, apesar de se ter constatado em alguns casos que o pH levou anos para recuperar o valor inicial (Khanna & Raison, 1986).

A condutividade eléctrica no solo indica a concentração de sais solúveis. Tal como o pH, a condutividade eléctrica tende a aumentar após um incêndio, devido à solubilização dos compostos presentes nas cinzas. Mataix-Solera (1999) concluiu que num intervalo de tempo relativamente curto, entre um e dois anos após o fogo, a condutividade eléctrica retoma aos valores antes do incêndio ou até mesmo valores mais baixos. Este fenómeno é explicado pela erosão do solo e das cinzas, lavagem de sais e incorporação de nutrientes pela vegetação que coloniza novamente a área que ardeu (Mataix-Solera *et al.*, 2009).

Em incêndios florestais, volatilização também desempenha um papel relevante na

perda de nutrientes, sendo a temperatura pela combustão atingida o factor responsável. O fogo interrompe o ciclo de nutrientes especialmente o ciclo do azoto que sofre alterações substanciais, verificando-se a sua volatilização e oxidação do azoto orgânico acumulado na matéria orgânica (Mataix-Solera, 1999). O azoto é o elemento que está sujeito a perdas maiores, a sua volatilização inicia-se a partir dos 200°C, face a outros elementos que necessitam de temperaturas mais elevadas para se volatilizar, como é o caso do fósforo (760°C), potássio (774 °C), enxofre (800 °C), sódio (880°C), magnésio (1107°C) e cálcio (1240°C) (Weast, 1988).

A volatilização do azoto faz com que este elemento tenha perdas para a atmosfera sob a forma de N₂ e NO_x. Parte do azoto orgânico é transformado e incorporado nas cinzas sob a forma de amoníaco (NH₄⁺) e outra parte é transformada em nitrato (NO₃⁻) após algum tempo por acção de bactérias nitrificantes (Mataix-Solera, 1999; Fernandes, 2009). O aumento da concentração de nitratos resulta do aumento do pH, da quantidade de nutrientes disponíveis e do aumento da temperatura do solo (Mataix-Solera, 1999). Apesar de se verificar maior disponibilidade de azoto para as plantas, o ião nitrato é muito móvel, dado que não é facilmente adsorvido pelo solo. E na ausência de regeneração natural, ocorre perdas de azoto por lixiviação e desnitrificação, o que afecta a recuperação da vegetação e dos solos nas áreas ardidas (Fernandes, 2009; Knicker, 2007).

O fósforo é também um nutriente essencial para as plantas. A quantidade de fósforo disponível para as plantas aumenta após um fogo florestal, pela incorporação de cinzas e mineralização do fósforo de formas orgânicas (Mataix-Solera, 1999; Mataix-Solera *et al.*, 2009). Contudo, pode verificar-se a sua perda por arrastamento das cinzas, vento ou escoamento superficial. Sendo a temperatura de volatilização do fósforo elevada, após um fogo verificam-se baixas perdas no solo, uma vez que temperaturas extremamente elevadas são difíceis de atingir (Fernandes, 2009).

2.3.2. Vegetação

O fogo é um factor de perturbação da flora e da sua dinâmica e a sua recuperação depende essencialmente do banco de sementes, bolbos e raízes presentes no solo. No caso dos ecossistemas mediterrânicos, a recuperação após os incêndios é determinada pelas espécies vegetais presentes (Mataix-Solera & Cerdà, 2009). Os mesmos autores reconhecem a vegetação como bom indicador em ecossistemas mediterrânicos para observar as alterações provocadas pelo fogo.

Os matos mediterrânicos são habitats com elevada biodiversidade constituídos por extensas formações arbustivas. Segundo Delgado (2001) a gestão do combustível tem efeitos na estrutura da vegetação, levando a mudanças na composição da comunidade. A

curto prazo constata-se a rápida recuperação do coberto herbáceo e arbustivo. A frequência e intensidade determinam o impacto do fogo na vegetação de superfície e na matéria orgânica. Sendo o fogo controlado uma queima de baixa intensidade, Vandermast *et al.* (2004) afirmam que a vegetação responde rapidamente, sobretudo a vegetação herbácea, surgindo na época seguinte de crescimento. E Gagan (2002) sugere que a matéria orgânica recupera cerca de 3 anos após a queima.

Moreira *et al.* (2003) consideram que para uma rápida recuperação da vegetação herbácea as queimas devem ser efectuadas em intervalos de tempo de 2 a 3 anos, sendo concordante com Delgado (2001) que argumenta que após o fogo a vegetação herbácea atinge o crescimento máximo em 3 anos, voltando a decrescer depois desse período, dando lugar ao desenvolvimento contínuo da vegetação arbustiva que recupera ao seu estado inicial cerca de 5 anos após a queima.

Fernández *et al.* (2015) compararam o efeito do fogo controlado, o corte e trituração na recuperação da vegetação arbustiva numa charneca dominada por *Erica australis* e *Pterospartum tridentatum* no Norte de Espanha. Verificaram que o padrão temporal de recuperação da vegetação depende da capacidade de renovo das espécies presentes antes da aplicação dos tratamentos. Quatro anos após a aplicação dos tratamentos, observou-se uma recuperação mais rápida da cobertura de *Pterospartum tridentatum* face à *Erica australis*, enquanto que a recuperação em altura foi semelhante em ambos, tal como noutros estudos realizados (Calvo *et al.* 1998; Potts *et al.* 2010; Fernández & Vega 2014). Estes resultados revelam-se também consistentes com Fernández & Vega (2014) em matos dominados por *Erica umbellata*.

Calvo *et al.* (1998, 2002a, b, 2005) não observaram diferenças na recuperação do coberto arbustivo entre tratamentos (fogo controlado e desbaste). E Potts *et al.* (2010), notaram que o fogo controlado e a trituração induziram uma maior recuperação da cobertura arbustiva. Foi observado um aumento significativo na germinação de arbustos após o fogo, contrariamente ao observado por Fernández *et al.* (2015), no qual a regeneração dependeu essencialmente do renovo.

Apesar da germinação de *Pterospartum tridentatum* e *Halimium lasianthum* ser estimulada pelo aquecimento do solo num ambiente controlado em laboratório (Rivas *et al.* 2006; Fernández *et al.* 2013b), Fernández *et al.* (2013b) observou um esgotamento banco de sementes no mesmo local de estudo de Fernández *et al.* (2015). Fernández *et al.* (2015) não encontraram diferenças entre tratamentos no número de espécies e nos parâmetros relacionados à composição da comunidade, sendo consistente com resultados de estudos sobre outras comunidades arbustivas mediterrânicas (Calvo *et al.* 2005), atlânticas (Fernández & Vega 2014) e da Califórnia (Perchemlides *et al.*, 2008; Sikes & Muir, 2009; Potts *et al.*, 2010). Mas contrasta com observações em comunidades vegetativas

australianas (Pelton & Conran, 2002; Gosper *et al.*, 2010).

Desta forma, estes estudos demonstram a importância dos mecanismos de adaptação das espécies após o fogo como determinantes do sucesso da sua utilização. Vários autores indicam as vantagens na recuperação após o fogo do renovo comparativamente à germinação (Keeley 1986; Trabaud 1987; Terradas 1996; Naveh 1990). O renovo é uma estratégia de adaptação típica dos matagais mediterrânicos (Mataix-Solera & Cerdà, 2009), que pode ocorrer imediatamente após um fogo, dada a acumulação de nutrientes e água nas raízes. Por exemplo, a *Erica australis* caracteriza-se por um rápido renovo após a perturbação, dado que o sistema radicular permanece intacto e a planta só precisa recuperar a biomassa acima do solo (Fernández *et al.*, 2015).

2.3.3. Biodiversidade

Os efeitos do fogo controlado na biodiversidade têm vindo a gerar crescente preocupação Pons *et al.* (2003). Para Moreira & Russo (2007), o uso do fogo controlado reduz o risco de fogos florestais que têm impactos negativos na biodiversidade.

De acordo com Monroe & Converse (2006) e Delgado (2001) não foram provados impactos significativos em populações de pequenos mamíferos. Monzón *et al.* (2004) e Moreno & Villafuerte (1995) consideram que a utilização do fogo controlado, ao incrementar a heterogeneidade espacial em matos, permitiu melhorar a qualidade do habitat para espécies com valor de conservação, como por exemplo o aumento da abundância de coelho-bravo, espécie com valor cinegético.

Pons *et al.* (2003) notaram que o uso do fogo favorece a conservação de aves. No entanto, Delgado (2001) observou que a curto prazo, para espécies dependentes do estrato arbustivo, houve uma diminuição da abundância de aves. Sendo sugerido por Pärt & Söderström (1999) a conservação de 10 % do coberto arbustivo para a manutenção da riqueza de aves.

Em conformidade com outros estudos realizados (Delgado, 2001; Ford *et al.*, 1999; Floyd *et al.*, 2002; Keyser *et al.*, 2004), o fogo revelou ter impactos reduzidos na diversidade e abundância de anfíbios. A bibliografia sobre gestão do coberto vegetal é unânime em considerar que as intervenções não podem afectar toda a área de intervenção mas apenas um terço ou no máximo metade deste, de modo a salvaguardar o máximo possível de habitat para a fauna e flora locais e permitir uma rápida recolonização, a salvaguarda do património genético e uma perturbação minimizada do biota local, sobretudo em zonas naturais e seminaturais.

2.4. Indicadores

A promoção da biodiversidade e a integridade do ecossistema é um objectivo primordial na gestão sustentável de habitats, sendo fundamental a compreensão das dinâmicas associadas à heterogeneidade das florestas naturais para delinear estratégias de gestão (Lindenmayer *et al.*, 2000).

A gestão da floresta assente na sustentabilidade necessita de critérios de avaliação que possam medir o sucesso ou insucesso das práticas aplicadas. No entanto, avaliar o modo de gestão enquanto modelo ecologicamente sustentável é de elevada complexidade, considerando que engloba a diversidade ao nível da genética, espécies, paisagem e ecossistema (Noss & Cooperider, 1994).

Deste modo, foram propostos indicadores de monitorização como mecanismo de avaliação da sustentabilidade (MontrealProcess, 2000). Landres *et al.* (1988) afirmam que a monitorização com recurso a espécies indicadoras é um método apelativo, dada a impossibilidade de avaliar os efeitos da sustentabilidade da gestão florestal em todas as espécies ou em processos ecológicos de interesse.

Os bioindicadores são uma ferramenta útil para monitorizar e detectar mudanças no meio natural. Permitem avaliar o estado de saúde do ecossistema na medida em que respondem às alterações nas características físicas, químicas e estruturais do ambiente onde ocorrem (Cândido *et al.*, 2012).

Os artrópodes reflectem os efeitos de um regime de perturbação do ecossistema, sendo considerados indicadores biológicos eficientes. A sensibilidade face às alterações de temperatura e humidade (Schowalter *et al.*, 2003), a facilidade de amostragem com recurso a metodologias de baixo custo, ampla disponibilidade bibliográfica e a identificação simples a nível de ordem e família (Triana *et al.*, 2014) faz com que sejam indicadores adequados.

2.4.1. Carabídeos

Os carabídeos enquanto bioindicadores já foram utilizados em diversos estudos com diferentes finalidades, tendo como principais vantagens a relação custo-eficácia da amostragem, sensibilidade a diferentes factores ambientais e diversidade morfológica e ecológica (Niemelä *et al.*, 2000; Rainio & Niemelä, 2003). Para além disso, são abundantes e diversos em diferentes ecossistemas e a sua taxonomia e ecologia é bem conhecida (Lövei & Sunderland, 1996; Niemelä, 1996). São um grupo relativamente fácil de identificar, sendo referidos como potenciais indicadores de perturbações ambientais (McIver *et al.*, 1992; Beaudry *et al.*, 1997), tornando-os um indicador adequado para prever e avaliar o efeito das práticas de gestão (Rushton *et al.*, 1990).

As populações e tipologias dominantes de carabídeos (voadores ou estritamente terrestres) ocorrentes num local dependem de factores bióticos e abióticos, nos quais se incluem a temperatura e humidade, alimento, presença e distribuição de competidores e ciclo de vida e período de actividade, incluindo o habitat de reprodução (Lövei & Sunderland, 1996). Os ovos, as larvas e a pupa são os mais vulneráveis (Lövei & Sunderland, 1996). Estudos sugerem que os carabídeos estão fortemente associados à estrutura do habitat e a factores microclimáticos (Thiele, 1977). Os carabídeos respondem ao tipo de matéria orgânica (Niemelä *et al.*, 1992a; Koivula *et al.*, 1999; Pearce *et al.*, 2003), profundidade (Michaels & McQuillan, 1995), perturbação do solo (Digweed *et al.*, 1995; Pearce *et al.*, 2003), humidade (Epstein & Kulman, 1990; Niemelä *et al.*, 1992b; Rykken *et al.*, 1997), temperatura (Thiele, 1977) e pH do solo (Paje & Mossakowski, 1984).

As principais desvantagens da utilização de carabídeos como bioindicadores diz respeito à sua variação sazonal, distribuição irregular, elevado número de espécies generalistas e dificuldade de prever a riqueza de espécies (Rainio & Niemelä, 2003). Para minimizar o efeito da variação sazonal, é recomendado que as amostragens sejam realizadas durante a época de maior actividade e para contrariar a distribuição irregular das espécies deve haver replicação espacial da amostragem.

Rainio & Niemelä (2003) reviram o potencial dos carabídeos como indicadores de biodiversidade, ambientais e ecológicos em múltiplos estudos. Concluíram que os carabídeos enquanto indicadores ambientais (Halme & Niemelä, 1993; Davies & Margules, 1998; Abildsnes & Tømmeros, 2000) são aceitáveis na medida em que respondem às perturbações do habitat. Contudo, como indicadores de biodiversidade, os estudos que existem são escassos e demonstram que os carabídeos não se revelam propriamente adequados (Greenslade 1997; Duelli & Obrist 1998; Niemelä & Baur 1998). Enquanto indicadores ecológicos não há evidência de como os carabídeos representam a resposta de outros grupos de espécies face às perturbações do meio (Rushton *et al.*, 1989; Abensperg *et al.*, 1996), sendo necessário mais estudos para avaliar os carabídeos enquanto indicadores de biodiversidade e ecológicos.

2.4.1.1. Efeitos do fogo controlado

Diversos estudos (Duchesne, L. C. & McAlpine, R. S., 1993; Niwa & Peck, 2002; Cook & Holt, 2006; Nunes *et al.*, 2006; Gongalsky *et al.*, 2006; Bargmann & Hattland, 2015) abordam os efeitos do fogo controlado na comunidade de carabídeos em diferentes regiões e habitats. O efeito do fogo na comunidade de carabídeos de um local depende da intensidade do fogo e pode ser espacialmente variável ao longo da área ardida (Pearce & Venier, 2006). Os carabídeos são capazes de sobreviver a um fogo de baixa intensidade

(Wikars, 1995; Beaudry *et al.*, 1997), uma vez que o solo ou as rochas fornecem abrigo. Um fogo intenso remove a comunidade de espécies presente anteriormente e fornece habitat para espécies colonizadoras. Os fogos de baixa intensidade permitem preservar as espécies já existentes e o aparecimento de espécies colonizadoras de habitats abertos.

Cook & Holt (2006) referem que o mosaico de paisagem provocado pela sequência de fogos controlados e tipos de vegetação em pradaria nos EUA (Kansas) teve pouca expressão na estrutura da comunidade de carabídeos. Relativamente aos efeitos provocados pelo fogo controlado nos carabídeos em charnecas na Noruega, Gongalsky *et al.* (2006) constataram que os carabídeos apresentam maior abundância e diversidade nas zonas ardidadas face às zonas de controlo e que entre zonas ardidadas a composição não apresenta diferenças significativas, referindo o fogo controlado como medida de conservação favorável em florestas boreais. Barmann & Hatteland (2015) sugerem igualmente que o fogo controlado contribui positivamente para a diversidade de carabídeos na paisagem. Os autores revelam também que o mosaico criado pelo fogo controlado aumenta a riqueza específica dado que, permite uma maior deslocação de espécies entre parcelas que arderam recentemente face às que arderam há mais tempo. Deste modo, os resultados demonstram que para assegurar a diversidade de carabídeos, o fogo controlado deve ser realizado em intervalos relativamente curtos, gerando uma descontinuidade horizontal com mais manchas em estágios médios e pioneiros, considerando que o ciclo do fogo controlado em habitat de *Calluna* varia entre 0 e 14 anos.

Beaudry *et al.* (1997) e Duchesne & McAlpine (1993) apresentam resultados concordantes, o fogo controlado aumentou a diversidade de espécies em povoamentos florestais sujeitos a corte e a corte seguido de fogo controlado em comparação com zonas adjacentes sem gestão.

Nunes *et al.* (2006) avaliaram o potencial dos carabídeos enquanto indicadores que respondem aos efeitos do fogo em regiões mediterrânicas. Ao comparar dois ecossistemas com diferente composição e estrutura vegetal (pinhal e mato) verificaram que o fogo não teve grande expressão na zona de pinhal, uma vez que as condições após o fogo foram favoráveis para a recuperação. No pinhal a comunidade de carabídeos manteve-se constante em todos os tratamentos. Na zona de mato as espécies comuns de habitats secos e abertos responderam positivamente ao fogo, conclusão que sugere esta ferramenta como tratamento viável para promover espécies comuns em espaços abertos.

Contrariamente, Niwa & Peck (2002) verificaram que numa floresta mista de coníferas no sudoeste de Oregon, não houve diferenças na riqueza específica e na diversidade entre zonas queimadas e de controlo. A abundância de carabídeos foi claramente menor em zonas sujeitas a fogo controlado quando comparadas a zonas de controlo. Tal facto pode dever-se ao período em que são realizadas as queimas, no qual os organismos se

encontram nas etapas de desenvolvimento mais sensíveis (ovos ou larvas). Relativamente à estrutura da matéria orgânica constatou-se que não houve diferenças entre ambas as zonas, factor que não contribuiu significativamente para explicar a abundância de carabídeos. Na escala temporal, não foram encontrados grandes padrões relativamente ao efeito do fogo ao longo do tempo.

Assim sendo, apesar dos inúmeros estudos realizados, todos eles apontam no sentido de ser necessária uma investigação mais precisa, generalizada e sistemática acerca da combinação de variáveis que influenciam a comunidade de carabídeos após o fogo e qual a extensão desses efeitos.

3. Caracterização geral do Baldio de Carvalhais

3.1. Enquadramento

O Baldio de Carvalhais tem uma extensão de 100 hectares e situa-se entre os limites administrativos da União de Freguesias de Santa Cruz da Trapa e Cristovão de Lafões e da União das Freguesias de Carvalhais e Candal, no concelho de São Pedro do Sul, Viseu. A propriedade está a ser gerida pela Montis – Associação de Conservação da Natureza, cujo protocolo de gestão entrou em vigor no ano de 2015 e terá um período de 10 anos, tendo sido cedida pela União das Freguesias de Carvalhais e Candal.

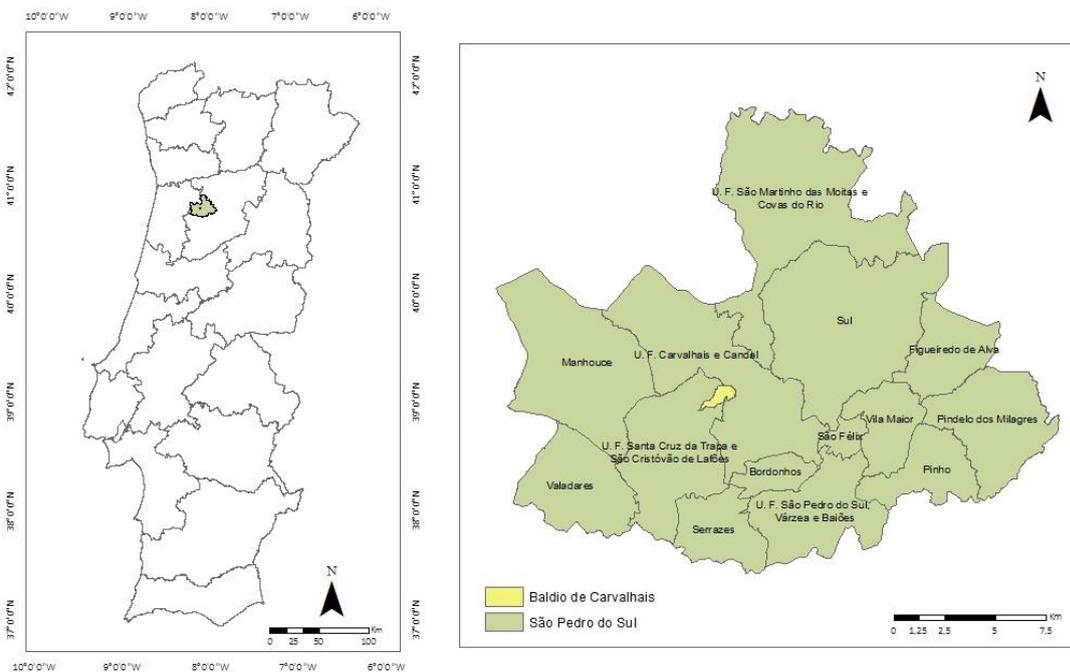


Figura 3.1: Limites administrativos da propriedade.

3.2. Caracterização biofísica

3.2.1. Hipsometria, declive e orientação

A propriedade ($40^{\circ}48'30.51''N$, $8^{\circ}07'29.15''O$) situa-se numa zona serrana com cotas entre os 586 e os 853 metros e declives acentuados sobretudo na zona mais a centro. Devido ao declive que a encosta apresenta, o escoamento superficial é grande, sobretudo em épocas com forte precipitação, em que surgem linhas de água de carácter temporário.

Os afloramentos rochosos de granito são frequentes em toda a propriedade e os solos não apresentam aptidão agrícola. O terreno encontra-se delimitado por caminhos rurais quase na sua totalidade. Situado na vertente sul da Serra da Arada, a orientação das

vertentes é maioritariamente virada a Sul e Sudeste.

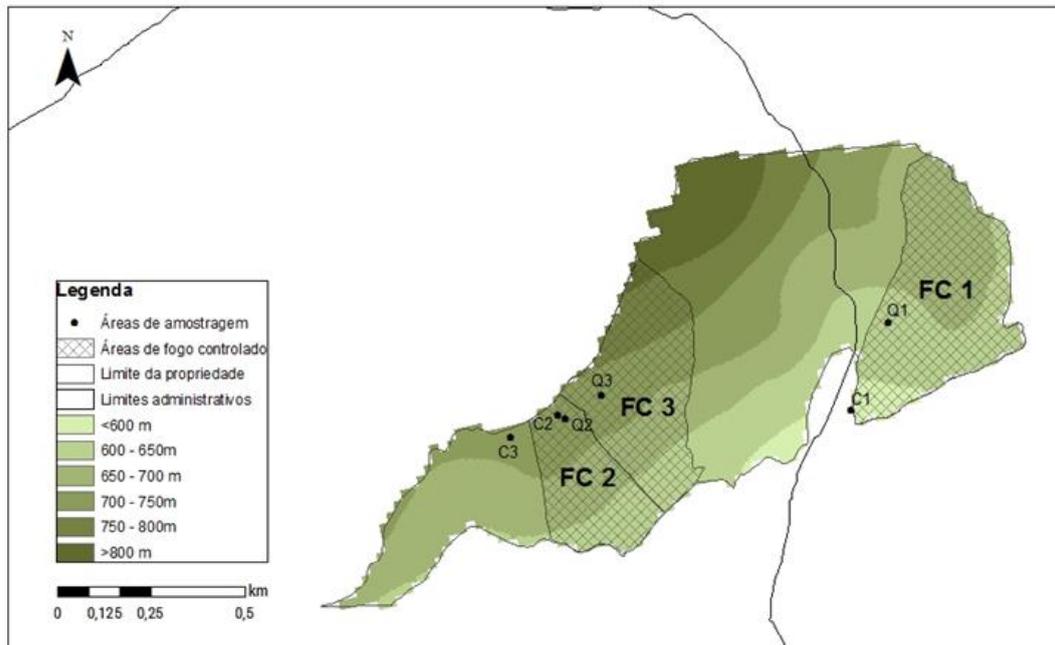


Figura 3.2: Mapa hipsométrico da propriedade.

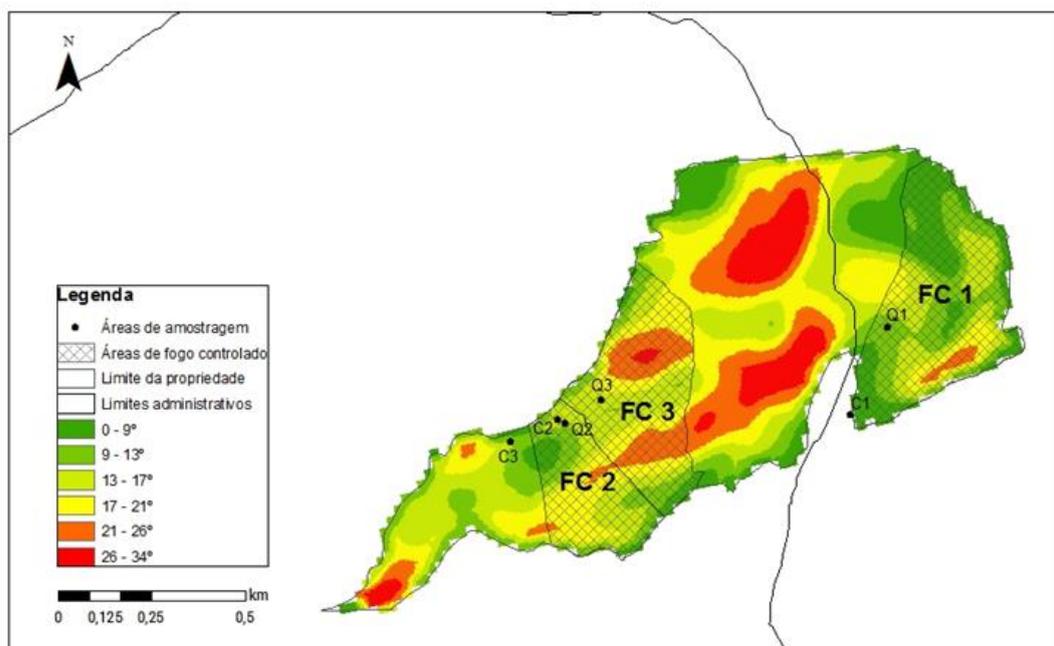


Figura 3.3: Mapa da declividade da propriedade.

O local é marcado por declives variáveis, apresentando áreas com declives máximos na ordem dos 26 a 34°. Relativamente à exposição das vertentes, o território é marcadamente exposto a Sudeste e Sul. Com menor expressão verificam-se exposições a Este, Sudoeste e ainda pontualmente a Oeste e Nordeste.

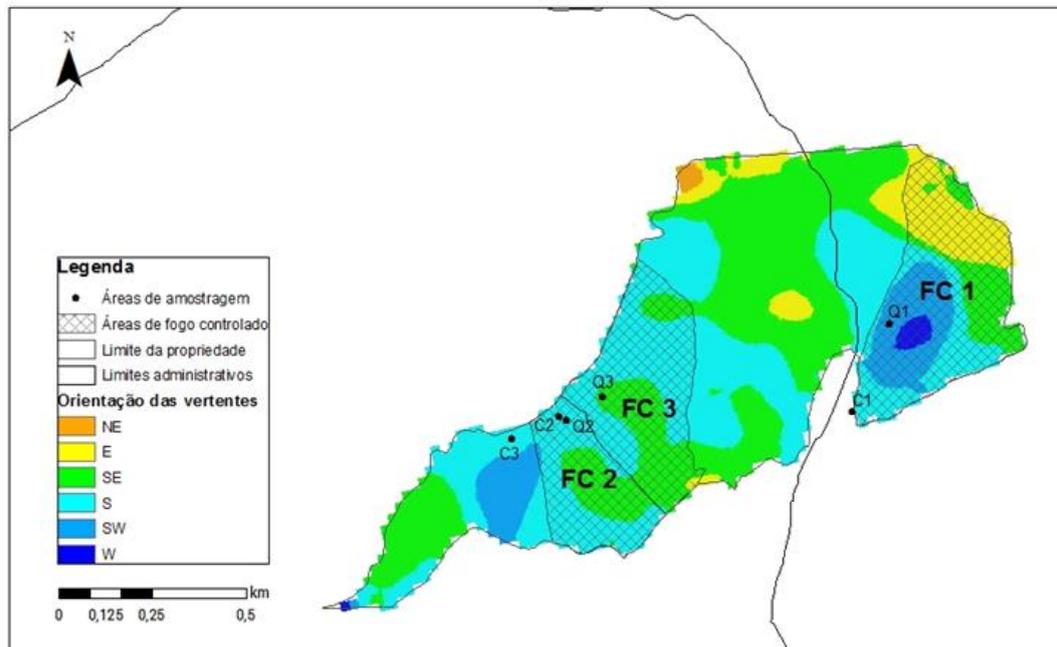


Figura 3.4: Mapa da orientação das encostas da propriedade.

3.2.2. Geologia e litologia

Do ponto de vista geológico, o Baldio de Carvalhais encontra-se nos terrenos autóctones do Maciço Ibérico, na Zona Centro-Ibérica. Esta região é constituída essencialmente por rochas eruptivas plutónicas, onde são predominantes granitos e rochas afins.

O Baldio de Carvalhais encontra-se na unidade geológica que ocupa maior extensão em Portugal, o Maciço Antigo, que é essencialmente constituído por rochas magmáticas e metassedimentares, das quais se destacam granitos, grauvaques, xistos e alguns afloramentos de quartzitos. Dentro da unidade estrutural do Maciço Antigo, de origem metamórfica eruptiva, existem importantes sistemas montanhosos, com destaque para o extremo sudoeste da Cordilheira Central. A Serra da Arada actua como linha divisória das bacias hidrográficas do Vouga e do Paiva (AmBioDiv–Valor Natural, 2014).

Segundo a carta e notícia explicativa da folha 14-C (Castro Daire) da Carta Geológica de Portugal, a zona onde se encontra o Baldio de Carvalhais é composta por três unidades geológicas: granodioritos a granitos de Pendilhe, Alva etc, Granodioritos de Sátão, Canado

etc. e xistos argilosos e grauvaques cinzentos com faixas azuis e/ou leitosa mais psamíticos com intercalações de rochas calcossilicatadas e conglomerados quartzosos do Câmbrico e/ou Precâmbrico superior (Schermerhorn,1980).

Na zona específica da propriedade ocorrem as rochas graníticas pertencentes à orogenia hercínica, com a designação de rochas magmáticas hercínicas tardi a sintectónicas, sendo as fáceis designadas por granodioritos a granitos de Pendilhe, Alva etc, que são compostas litologicamente por “granitos” de duas micas, em parte “porfiroides”.

3.2.3. Solos

De acordo com a classificação da FAO, o solo caracteriza-se como Cambissolos húmicos. É impossível uma caracterização mais detalhada devido à ausência de cartografia, sendo contudo de presumir que dada a homogeneidade geológica e morfológica não deverá ocorrer grande heterogeneidade dos tipos de solos. Ferreira, A. (2000) descreve os Cambissolos como solos jovens, moderadamente desenvolvidos sobre uma rocha parental pouco a moderadamente meteorizada, não apresentando quantidade apreciáveis de argila, matéria orgânica e compostos de alumínio ou ferro. Em Portugal é o tipo de solo mais representado, dominando nas áreas mais húmidas e de relevo acentuado do norte em que a rocha mãe é granítica e no maciço calcário estremenho.

3.2.4. Uso do solo

A propriedade está inserida numa região montanhosa sem aptidão agrícola, estando associada a espaços degradados sem actividade agro-florestal. Ao longo dos anos têm-se verificado mudanças no uso do solo. De acordo com os mapas Corine Land Cover de 1990, 2012 e 2018 observa-se uma regressão na vegetação de bosque de quercíneas ou pinhal para um coberto de matos.

3.2.5. Bioclimatologia

Em termos bioclimáticos, a área de estudo insere-se no Macrobioclima Temperado oceânico a submediterrânico (Rivas-Martinez, 2011) e de acordo com os mapas publicados por Monteiro-Henriques (2010) apresenta um índice de continentalidade Semi-hiperoceânico atenuado, com variação ombrotérmica desde o Hiper-húmido inferior ao Hiper-húmido superior, cujo termótipo está posicionado no Mesotemperado superior (Monteiro-Henriques et al., 2016).

A área de estudo está inserida numa zona de transição entre um clima de influência atlântica e um clima continental, sendo caracterizada como região húmida, com chuvas moderadas a frequentes, inverno frio e verão por vezes quente (AmBioDiv–Valor Natural, 2014).

Segundo a classificação de Köppen, o clima desta região é classificado como clima temperado com inverno chuvoso e verão seco e pouco quente (Csb). A temperatura média anual em São Pedro do Sul é 15° C e a pluviosidade média anual 1060 mm (Climate-data, acedido a 24 de Setembro de 2019).

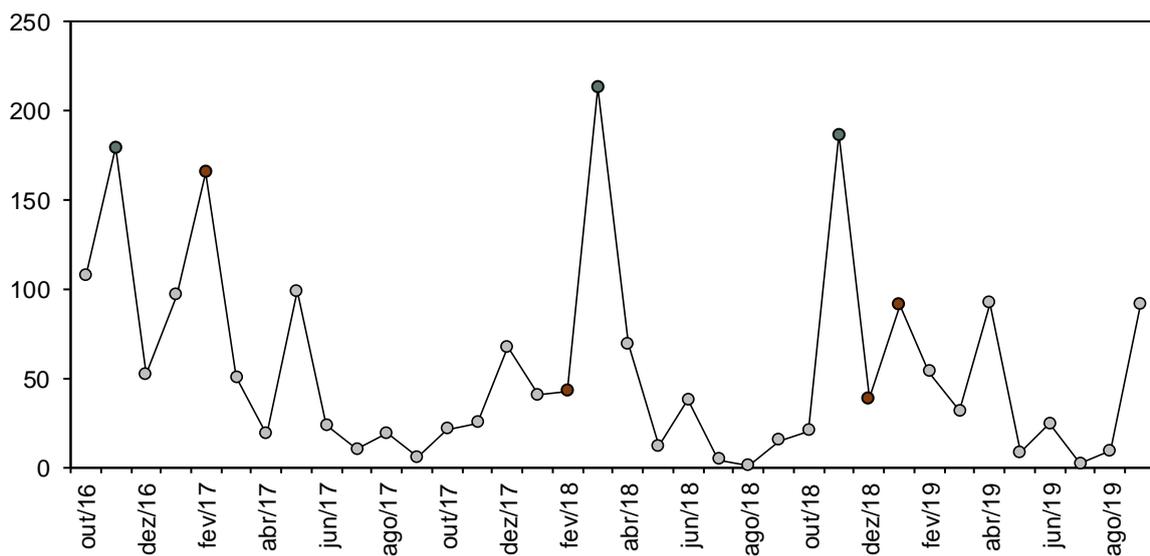


Figura 3.5: Perfil de precipitação mensal (mm) em Castro Daire/Lamelas desde Outubro de 2016 até Setembro de 2019. A castanho encontram-se as datas nas quais foram aplicados os fogos controlados. A azul estão assinalados os meses em que ocorreu mais precipitação (SNIRH, acedido a 30 de Setembro de 2019).

A Figura 3.5 compreende os valores de precipitação mensal registados na estação meteorológica de Castro Daire/Lamelas, a mais próxima do local de estudo e pela sua localização, susceptível de ser considerada representativa da variação dos parâmetros de precipitação no local de estudo.

Pelo perfil, verifica-se que três meses antes do primeiro fogo controlado, a ocorrência de precipitação em Novembro de 2016 foi equivalente a 179mm. Em Fevereiro de 2017, no mês em que se efectuou a primeira queima controlada, registou-se uma precipitação mensal de 165mm.

Entre os fogos controlados realizados em Fevereiro de 2018 e Dezembro de 2018/Janeiro de 2019 verificaram-se eventos de precipitação elevada atingindo valores de precipitação mensal de 213mm e 186mm, em Março e Novembro de 2018 respectivamente.

3.2.6. Biogeografia

Segundo Costa *et al.*, (1998) e Rivas-Martinez *et al.* (2014), a área de estudo insere-se na seguinte unidade biogeográfica:

Reino Holártico
Região Eurossiberiana
Sub-região Atlântica-Medioeuropeia
Superprovíncia Atlântica
Província Cantabro-Atlântica
Subprovíncia Galaico-Asturiana
Sector Galaico-Português
Subsector Miniese
Superdistrito Miniese Litoral

Como referido acima, o Superdistrito Miniese Litoral encontra-se inserido no Subsector Miniese, na parte norocidental do Sector Galaico-Português. O território é predominantemente granítico.

3.2.7. Vegetação

A vegetação da propriedade é pouco diversificada, dominando os giestais altos e densos de *Cytisus striatus* (giesta-das-serras) pertencentes à associação *Ulici europaei-Cytisetum striati*, que tem máxima expressão no Noroeste de Portugal Continental.

Em zonas onde a presença de giesta é menos abundante, destacam-se os urzais de *Erica* sp. e *Pterospartum tridentatum* (carqueja) em zonas de relevo menos acentuado. Observou-se *Erica arborea* em zonas húmidas, sendo no geral mais comum observar-se *Erica umbellata*, *Erica australis* e *Erica cinerea* pela propriedade. Em zonas de maior declive com afloramentos rochosos a presença de urzes com porte arbustivo é maior comparativamente a outras zonas.

Quanto à vegetação rasteira, é muito comum a presença de *Cistus psilocephalus*, *Cistus monspeliensis* e *Halimium lasianthum*. As zonas abertas são dominadas também por espécies com baixos requisitos ecológicos, sendo comum o *Pterospartum tridentatum* e o *Pteridium aquilinum* (feto). Pontualmente encontraram-se tojais de *Ulex minor* e *Ulex europaeus*.

Apesar das linhas de água serem essencialmente de carácter temporário, constatou-se a presença de *Salix* sp., *Alnus glutinosa* e *Betula celtiberica*. Junto a zonas húmidas é abundante a presença de *Rubus ulmifolius*.

A presença de árvores autóctones é reduzida e fragmentada, existindo povoamentos

jovens de *Pinus pinaster* e pontualmente exemplares de *Quercus pyrenaica*. Pontualmente em zonas periféricas junto ao limite sul da propriedade ocorrem manchas florestais de *Eucalyptus globulus*.

É de salientar que numa zona interior da propriedade se encontra um núcleo reduzido do género *Acacia*, que foi intervencionado este ano, nomeadamente através de controlo por descasque.

A paisagem envolvente é bastante idêntica, sendo constituída por giestais, povoamentos florestais de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus*, carvalhais de *Quercus pyrenaica* e outras folhosas. Numa das zonas adjacentes, contíguas à propriedade encontra-se um povoamento extenso de *Cupressus lusitanica*, próximo de uma das áreas de amostragem.

3.3. Gestão de combustíveis

O fogo controlado enquanto acção de gestão de combustíveis foi efectuado por 3 vezes, em 3 locais e datas diferentes (Figura 3.6).

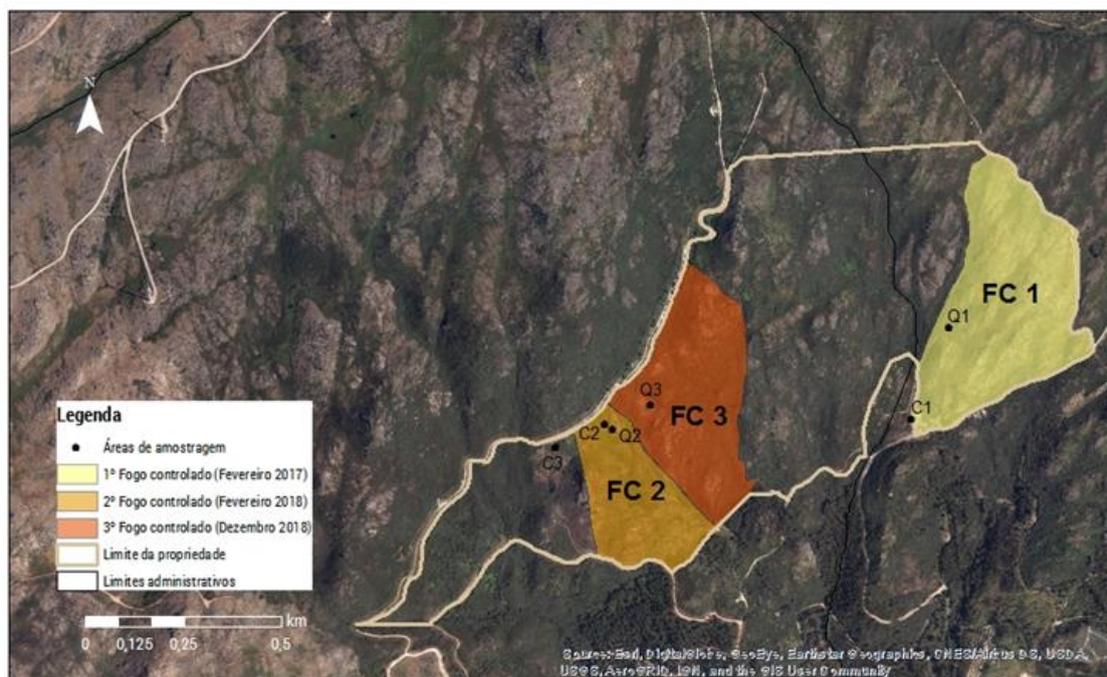


Figura 3.6: Áreas referentes à ocorrência de fogo controlado (FC) em Fevereiro de 2017 (FC1), Fevereiro de 2018 (FC2) e Dezembro de 2018/Janeiro de 2019 (FC3); áreas de amostragem alusivas a cada FC, controlo (C) e queimada (Q), respectivamente.

No dia 23 de Fevereiro de 2017 foi realizado o primeiro fogo controlado (FC1), numa área correspondente a 18 hectares que compreende a zona leste da propriedade. Antes da

realização da queima foi preciso assegurar todas as condições de segurança e prevenção exigidas para a efectuar. O perímetro da área a queimada é constituído maioritariamente por caminhos rurais que cumprem o papel de faixas de contenção, no entanto foi preciso abrir uma faixa de contenção no limite oeste da área a queimar, que acompanha uma linha de água onde estão presentes giestas com cerca de 3 metros de altura. As faixas de contenção permitem compartimentar a área delimitada para o fogo, criando uma descontinuidade nas estruturas vegetais. Antes da queima esta área era composta por matos relativamente baixos de tojo, urze e carqueja e núcleos de giestal alto.

O fogo foi conduzido consoante as características do terreno e a vegetação presente. Iniciou-se pelo extremo Norte, no qual os matos permitiram o seu avanço rápido, eliminando os combustíveis finos e deposição das cinzas no solo. Na segunda fase o fogo avançou para o interior da área. A Sudoeste a presença de giestas dificultou a propagação do fogo, devido à baixa abundância de combustível junto ao solo e maior teor de humidade. O giestal comportou-se diferenciadamente, prevalecendo as situações de lenta progressão pelos motivos atrás indicados, havendo mesmo zonas que não arderam mas, em zonas pontuais, o comportamento foi completamente o oposto apresentando elevada combustibilidade com significativo aumento da intensidade do fogo (Montis – ACN, acedido a 19 de Março de 2019).

O segundo fogo controlado (FC2) foi realizado a 23 de Fevereiro de 2018, estando previsto arder uma área correspondente 8,75 hectares. A área encontra-se na zona centro da propriedade, estando delimitada a Norte e Sul por caminhos rurais e a Este e Oeste por faixas de contenção abertas para o fogo controlado.

Nesta área, pelo facto de ser constituída principalmente por giestal contínuo e denso, a acção da queima foi difícil de gerir. Com baixa intensidade a giesta não arde e não há combustíveis no solo para fazer progredir o fogo. Com o aumento de intensidade torna-se uma situação limite que deu origem a 3 focos de incêndio em locais próximos dentro da propriedade, que não estavam previstos arder, tendo sido queimados mais 3 hectares do que o previsto no planeamento da intervenção. A complexidade da queima dos giestais associada à natureza do fogo bem como as condições meteorológicas determinaram que algumas manchas de giesta bem como núcleos com outro tipo de vegetação permanecessem intactos (Montis – ACN, acedido a 19 de Março de 2019).

O último fogo controlado (FC3) estava previsto ser realizado na sua totalidade a 11 de Dezembro de 2018, com extensão de 14,6 hectares. No entanto devido às condições meteorológicas, sobretudo humidade, não foi possível intervir na parcela toda, tendo sido apenas reforçado o perímetro de controlo. A 7 de Janeiro de 2019 interviu-se novamente a parcela de modo a proceder a queima da restante área que estava planeada arder. Tal como aconteceu nas queimas anteriores, devido à dificuldade em fazer arder o

giestal impenetrável e às condições meteorológicas, houve núcleos de giestas e de outro tipo de vegetação que não arderam (Montis – ACN, acedido a 20 de Março de 2019).

Dado que os fogos foram realizados em épocas diferentes, deve ter-se em consideração que a possível variação das condições climáticas e por vezes o aumento da intensidade do fogo em situações pontuais poderá ter induzido alterações nos solos, nomeadamente nas suas características físico-químicas.

4. Métodos

4.1. Delineamento da amostragem

4.1.1. Local de estudo

A escolha dos locais de amostragem baseou-se nas três áreas queimadas pelos fogos controlados de Fevereiro de 2017 (FC1), Fevereiro de 2018 (FC2) e Dezembro de 2018/Janeiro de 2019 (FC3), como está representado na Figura 3.6. Em cada área onde foi aplicado fogo controlado (FC) determinou-se uma área de amostragem (Q) que fosse representativa do local. A cada área de amostragem queimada estão associadas as respectivas zonas de controlo (C). No total foram definidas 6 parcelas de amostragem, cada uma com 25 m².

Os locais de amostragem foram previamente estudados, considerando a orientação e composição florística semelhantes para a escolha de zonas de referência e zonas afectadas pelo fogo controlado. Contudo, não foi possível garantir a equivalência de todas as condições entre áreas de amostragem e os locais de controlo sobretudo devido à não existência de zonas com características semelhantes próximas às áreas ardidas (vegetação, solo, condições de drenagem e orientação das vertentes) e condições de acessibilidade.

A situação de referência do primeiro fogo controlado (C1) encontra-se fora do limite da propriedade dado que não foi encontrada uma zona com características semelhantes à área Q1 dentro dos limites da propriedade. Na área 2 (FC2) a zona de controlo encontra-se inserida no limite do fogo controlado, num local que não foi afectado pelo fogo e que manteve portanto as suas características. A zona de controlo 3 (C3) é a que se encontra mais afastada da área de amostragem (Q3) dado que próximo daquele local não havia uma zona com características semelhantes, nomeadamente quanto à vegetação, solo e orientação da vertente.

Estas condicionantes poderão ter afectado os resultados obtidos. Para além das condicionantes relativas à selecção de áreas de amostragem, este trabalho apresenta algumas limitações, no sentido em que não foi possível realizar um estudo comparativo antes e pós fogo, tratando-se apenas de uma comparação entre áreas queimadas e áreas equivalentes consideradas como controlo, de modo a observar as diferenças provocadas pela acção do fogo controlado realizado em 3 locais e anos distintos.

4.1.1.1. Área 1

A área Q1 situa-se numa encosta orientada a Sudoeste, no nível de cotas entre os 600 e 650 metros com declividade na classe de 9 a 13 graus. A parcela da área queimada do 1º fogo controlado (Q1) é uma zona arbustiva com mato baixo, dominado essencialmente por *Pterospartum tridentatum*. É também constituída por *Erica umbellata* e *Cistus psilocephalus* e *C. monspeliensis* ainda jovens. *Pteridium aquilinum* também tem alguma expressão. Próximo da área de amostragem existe um agregado de *Ulex minor* bem desenvolvidos, sendo que na restante área a sua presença é muito reduzida e de menor dimensão.



Figura 4.1: Áreas de amostragem de FC1: zona de controlo (C1) à esquerda; zona queimada (Q1) à direita.

Dada a impossibilidade de definir uma zona de controlo com características semelhantes à área ardida (Q1) dentro da propriedade, optou-se por escolher uma zona de controlo numa área adjacente próxima. A parcela de referência (C1) encontra-se relativamente próxima do limite da área do fogo controlado, tendo orientação a Sul e vegetação idêntica à referida como a que ocorria antes da realização do fogo controlado. Tem declividade na ordem de 0 a 9º e situa-se abaixo dos 600 metros de altitude. Esta área é constituída por mato arbustivo desenvolvido, sendo a carqueja a espécie mais abundante. Estão presentes *Erica arborea*, *E. cinerea* e *E. umbellata*, tendo alguns indivíduos dimensão média. A presença de *Cistus psilocephalus* e fetos também é visível. Os tojos neste local estão presentes espaçadamente e têm grande expressão sobretudo na área em redor. Pontualmente constata-se a presença de giestas e *Quercus pyrenaica* ainda jovens. Para além de tojos, na zona adjacente encontram-se pontualmente pinheiros e um extenso povoamento de *Cupressus lusitanica*.

4.1.1.2. Área 2

Na parcela queimada (Q2) é evidente a abundância de *Pterospartum tridentatum*, seguido de *Pteridium Aquilinum*, *Cistus psilocephalus*, *Erica umbellata* e *E. arborea*.

Na área de controlo (C2), observa-se um estágio de sucessão avançado. Este local encontra-se dentro da parcela do 2º fogo controlado (FC2), que estava previsto arder, contudo o fogo não chegou a atingir esta parte do terreno. Uma vez que esta faixa manteve as suas características e está muito próxima da área ardida, definiu-se como controlo. Nesta área o estrato arbóreo é composto por *Pinus pinaster*, encontrando-se distribuído espaçadamente. O estrato arbustivo alto é composto por *Cytisus striatus*, o médio por ericáceas e carqueja e o mais baixo por cistáceas e fetos.



Figura 4.2: Áreas de amostragem de FC2: zona de controlo (C2) à esquerda; zona queimada (Q2) à direita.

Ambos os locais de amostragem, queimado (Q2) e controlo (C2) apresentam as mesmas características em termos de altitude, declive e orientação uma vez que se encontram relativamente próximos um do outro. Encontram-se localizados na mesma encosta com orientação a Sul, entre os 700 e 750 metros de altitude, com uma declividade entre os 13 e 17º.

4.1.1.3. Área 3

Na área queimada (Q3) constata-se uma forte presença de carqueja, fetos e cistáceas. Dada a dificuldade em encontrar uma área de controlo próxima da zona do fogo controlado com características semelhantes à área ardida, definiu-se como referência (C3) uma zona junto à faixa de contenção entre o 2º fogo controlado e uma área não queimada dado o coberto vegetal idêntico ao da parcela queimada. O estrato arbustivo alto é composto por giesta, o estrato médio é composto por ericáceas e o estrato mais baixo por cistáceas, fetos e *lithodora prostrata*, ainda que a última encontrada muito pontualmente. Nesta área não se

verifica a presença do tojo, no entanto em zonas adjacentes abertas a sua presença é acentuada.



Figura 4.3: Areas de amostragem de FC3: zona de controlo (C3) à esquerda; zona queimada (Q3) à direita.

Os locais de amostragem Q3 e C3 encontram-se no mesmo nível de altitude, entre os 700 e 750 m com encostas orientadas a Sudeste e Sul, respectivamente. Relativamente à declividade a área ardida encontra-se numa encosta com mais inclinação acentuada (13 a 17°) face à área de controlo (9 a 13°).

4.2. Recolha e tratamento de dados

4.2.1. Solos

A recolha das amostras de solo foram efectuadas na primeira semana de Maio de 2019. No total foram recolhidas 30 amostras de solo. Para cada parcela de amostragem, realizou-se a recolha de uma amostra composta, constituída por 5 unidades retiradas de pontos distintos com 15 cm de profundidade, de forma a ser uma amostra representativa do local. Os pontos escolhidos foram previamente limpos para não incluir ervas e detritos maiores. O solo foi retirado de cada ponto de amostragem com uma pá para um saco de plástico limpo. De seguida, depois de recolhidas todas as amostras simples, procedeu-se à sua mistura para formar a amostra composta.

Todas as amostras de solo foram analisadas no Laboratório de Ecologia da Universidade de Évora.

Primeiramente verificou-se o estado das amostras compostas recolhidas no campo e preparou-se o solo para posterior análise. Após a mistura, extraiu-se o solo dos sacos para uma caixa de cartão para proceder à sua secagem durante 2 dias. Ao constatar-se que o solo estava seco, realizou-se o processo de crivagem, com uma peneira com uma malha de 2,00 mm, com número de série 311470 e de seguida colocou-se as amostras em sacos de

papel. Depois da preparação do solo, realizaram-se as seguintes análises químicas: condutividade eléctrica, pH, matéria orgânica e concentração dos seguintes compostos e elementos - NH₃, NO₃⁻, PO₄³⁻, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Al, Cl⁻.

4.2.1.1. Matéria orgânica (determinação da cinza total por via seca a 550°C)

O método de combustão por via seca foi utilizado para determinar a matéria orgânica (Instituto Adolfo Lutz, 2008, Carmo & Silva, 2012). Primeiro recorreu-se a uma balança (Precisa 310 M) para pesar o cadinho (TARA), tendo-se colocado uma caixa por cima para evitar a influência das correntes de ar durante a pesagem. O cadinho foi sempre manuseado com recurso a uma tenaz. De seguida foram colocadas 2 gramas da amostra de solo no cadinho (T+Si) e procedeu-se à pesagem da mesma. Calculou-se o peso da amostra de solo antes da queima (T+Si – TARA). As amostras de solo foram colocadas na mufla e aguardou-se que a temperatura estabilizasse até aos 550°C. Ao atingir essa temperatura, as amostras permaneceram 4 horas na mufla, intervalo de tempo suficiente para a total destruição da matéria orgânica. Após este processo as amostras foram colocadas no dessecador, por aproximadamente 30 minutos, para arrefecer. Neste seguimento, calculou-se o peso de cada amostra de solo inserida nos cadinhos (T+Sf) e o peso da amostra de solo depois da queima (T+Sf – TARA). De seguida calculou-se o peso da matéria orgânica, a diferença entre o peso da amostra de solo depois e antes da queima ((T+Si – TARA) – (T+Sf – TARA)). Por fim, o cálculo da percentagem de matéria orgânica foi realizado através da fórmula:

$$\% M.O. = \frac{M.O. (2g)}{(T + Si - TARA)} \times 100$$

4.2.1.2. pH

A determinação do pH em amostras de solo foi realizada com recurso ao método potenciométrico. Foi utilizada uma suspensão de solo em água na proporção de 1:2,5. Pesou-se uma amostra de 10 gramas de solo num copo de 50 ml de medição de pH e adicionou-se 25 ml de água destilada. Agitou-se em intervalos regulares, durante 1 hora, com a ajuda de uma vareta de vidro. As medições foram efectuadas utilizando um aparelho medidor de pH (SenTix 41 pH electrode) equipado com um eléctrodo de vidro combinado e calibrado com padrões de pH 4,0 e 7,0. Agitou-se novamente a suspensão do solo,

introduziu-se o eléctrodo na suspensão e registou-se a leitura do valor de pH assim que o potenciómetro estabilizou (Black *et al.*, 1965, Piper, 1950).

4.2.1.3. Condutividade eléctrica

Para efectuar a medição da condutividade eléctrica, pesou-se cada amostra de 20 gramas de solo para um balão de erlenmeyer de 250 ml, com a ajuda de uma colher de medida de 10 gramas. Com a proveta adicionaram-se 100 ml de água destilada. Durante 1 hora o solo ficou em contacto com a água, tendo sido agitado em intervalos regulares (de 10 em 10 minutos). Com um papel de filtro Whatman nº 40 procedeu-se à filtragem da solução. A condutividade eléctrica foi medida com recurso ao condutivímetro WTW LF 320 Conductivity Meter.

4.2.1.4. Análise química

Com recurso ao Kit Palintest analisaram-se diversos nutrientes (N, K, P, Ca, Mg, Cl, Cu, Fe, Mn e Al). De acordo com o manual de instruções do Kit Palintest, a primeira fase consistiu na extracção do solo e de seguida foram testados os extractos com recurso a um teste colorimétrico, recorrendo ao fotómetro ELE Paqualab com o número de série 7049-002.

A extracção do solo é primeira fase do teste. O solo é agitado com uma solução de extracção de modo a extrair o nutriente ou vestígios do solo. A extracção do solo foi preparada de acordo com o procedimento descrito no manual de instruções, para cada análise ao elemento pretendido. Depois do solo ser agitado com a solução de extracção durante o período descrito, procedeu-se à filtragem do mesmo, com um filtro de Whatman nº 1, para um recipiente limpo. De seguida, a segunda fase consiste no teste de coloração, no qual a intensidade de coloração é proporcional à concentração do nutriente na amostra de solo, sendo determinada através do fotómetro acima referido. Após a leitura do comprimento de onda no fotómetro, consultou-se o valor do mesmo na tabela de calibração de cada elemento para a obtenção da sua concentração no solo em teste.

Para o cálcio e cloretos não foi necessário recorrer ao fotómetro, procedeu-se ao método de contagem de pastilhas. Este método consiste na adição de pastilhas até se observar uma mudança de coloração. O resultado do teste é calculado a partir do número de pastilhas adicionadas ao solo extraído.

As instruções do kit foram rigorosamente aplicadas de modo a evitar erros no tratamento das amostras. Todas as análises foram procedidas dos necessários procedimentos de calibração e validação dos resultados obtidos.

4.2.2. Vegetação

A análise da composição florística foi realizada nas parcelas delimitadas, tendo sido contabilizadas o número total de espécies e a frequência de cada uma, a percentagem de cobertura e a altura dos espécimes, de acordo com os critérios de Braun-Blanquet. A recolha dos dados referentes à vegetação foi efectuada no mesmo período da recolha das amostras de solo.

Quando não foi possível a identificação em campo, efectuaram-se registos fotográficos e procedeu-se à recolha do material para posterior análise. Após a identificação de espécies, procedeu-se ao tratamento dos dados recolhidos. A taxonomia e a nomenclatura das espécies baseou-se na Flora Iberica (Castroviejo et al. 1986-2014) e Nova Flora de Portugal (Franco 1971, 1984; Franco & Afonso 1994, 1998, 2003).

4.2.3. Fauna

Os artrópodes foram amostrados utilizando armadilhas do tipo *pitfall*. A amostragem foi realizada entre Março e Maio de 2019 e a recolha dos exemplares efectuou-se em 5 datas, com intervalo de 15 dias entre cada recolha, à excepção da última data, como demonstra a Quadro 4.1. Em cada parcela foram colocadas 5 armadilhas do tipo *pitfall* com aproximadamente 2 metros de distância entre elas.

Quadro 4.1: Períodos de amostragem com intervalo de 15 dias entre cada recolha.

Períodos de amostragem
6/03 – 20/03
20/03 - 3/04
3/04 - 17/04
17/04 – 1/05
1/05 – 10/05

No delineamento inicial, apenas estavam previstas 4 recolhas, no entanto, optou-se por fazer uma 5ª recolha que não perfez os 15 dias devido às próprias condições do trabalho e meios limitados.

Nos pontos de amostragem procedeu-se à abertura de buracos no solo com uma pá com largura e profundidade suficiente para encaixar as armadilhas. As armadilhas consistem em recipientes de plástico (com aproximadamente 8 cm de diâmetro e 15 cm de altura), preenchidos até 8 cm com uma solução conservante composta por água com cerca de 1 cm de formol (30 %), uma gota de detergente de modo a quebrar a tensão superficial

da solução. Foram colocadas coberturas nas armadilhas fixas com pregos, para evitar o contacto de animais com estas e para as proteger de condições meteorológicas adversas, nomeadamente precipitação. Por fim, a sua localização foi registada via *GPS* através da aplicação *Viewranger* e sinalizadas para serem mais facilmente identificadas no terreno.

Na recolha dos exemplares, recorreu-se a um funil, pinça e coador com malha fina para evitar a passagem de pequenos artrópodes. Os exemplares foram guardados em frascos de plástico isolantes com a solução conservante para posterior análise.

No laboratório procedeu-se ao tratamento das amostras. Primeiro fez-se a limpeza e conservação das amostras em álcool a 70 %. De seguida, os espécimes de cada amostra foram vertidos para uma placa de Petri e observados sob uma lupa. Numa primeira fase procedeu-se à triagem dos artrópodes, separando-os pela Ordem. Para o grupo taxonómico de interesse, *Carabidae*, a sua identificação foi mais detalhada, sendo o reconhecimento feito até à espécie.

Relativamente aos outros artrópodes que caíram nas armadilhas, para os grupos mais representativos (*Coleoptera* e *Araneae*) a identificação foi realizada ao nível da Família, para os restantes a sua identificação não foi taxonómica, tendo-se realizado a separação dos *taxa* com base nas características morfológicas, facilmente observáveis como é referido por Derraik *et al.* (2002). Estes últimos, apesar de identificados não foram considerados no presente estudo dado o método de amostragem não ser o adequado para cada um dos diferentes grupos registados (de qualquer modo, por uma questão de registo, os resultados são indicados em anexo). O reconhecimento dos grupos taxonómicos foi realizado através da consulta de diferentes materiais bibliográficos (Aguiar & Serrano, 2013; Choate, P. M.).

Os dados foram registados no *Excel* para posterior análise, tendo-se registado o número de indivíduos por espécime, morfoespécie, armadilha e data.

4.3. Análise de dados

4.3.1. Solos

Os dados obtidos relativos à matéria orgânica, pH e condutividade eléctrica foram organizados para posterior análise. Considerando que apenas se efectuou um único momento de amostragem para o solo, não foi possível, devido a limitação de meios efectuar uma análise, caracterização e validação mais exaustiva.

4.3.2. Vegetação

De modo a obter uma estimativa da heterogeneidade florística de cada local, calculou-se o Índice de diversidade Shannon-Wiener através da expressão:

$$H' = - \sum P_i \cdot \ln(P_i)$$

Em que $P_i = \frac{n_i}{N}$ é a proporção relativa, i. e., n_i representa o número de indivíduos de uma dada espécie e N o número total de indivíduos.

Realizou-se também uma análise estatística descritiva dos dados florísticos, recorrendo a gráficos de barras e circulares para representar a taxa de cobertura absoluta e relativa em cada local de amostragem.

4.3.3. Fauna

Após a identificação dos carabídeos ao nível da espécie e dos outros artrópodes a níveis superiores, foram avaliadas as mudanças nas populações.

Foi calculado o índice de diversidade Shannon-Wiener (H') enquanto medida da diversidade de espécies. Para a interpretação dos dados em termos de abundância local e temporal utilizaram-se gráficos de barras para evidenciar as diferenças entre si.

5. Resultados

5.1. Solos

Os resultados mostram variações importantes em todas as áreas, sobretudo para a condutividade eléctrica e os nutrientes presentes no solo. A Quadro 5.1 engloba os resultados obtidos na determinação da percentagem de matéria orgânica, pH e condutividade eléctrica.

Quadro 5.1: Resultados obtidos referentes às análises da matéria orgânica (%), pH e condutividade eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Local	M. O. (%)	pH	C. E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
C1	11,8	4,69	27,6
Q1	15,0	4,64	73,3
C2	11,2	4,71	61,3
Q2	12,1	4,72	47
C3	13,0	4,75	28,6
Q3	9,8	4,77	46

5.1.1. Matéria orgânica

As amostras de solo analisadas correspondem a solos médios e pesados com classificação Alta em termos de matéria orgânica (Quadro 5.2).

Quadro 5.2: Classificação dos solos quanto à percentagem de matéria orgânica (Santos, 1991).

Classificação	% Matéria orgânica	
	Solos ligeiros	Solos médios e pesados
Muito baixo	$\leq 0,5$	$\leq 1,0$
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	> 20	> 30

Como a Figura 5.1 indica, as zonas ardidas Q1 e Q2 demonstram ter maior percentagem de matéria orgânica face às respectivas zonas de controlo. Uma vez que estes fogos ocorreram em Fevereiro de 2017 e Fevereiro de 2018, supõe-se que para além da intensidade de um fogo controlado ser baixa, a sua recuperação foi relativamente rápida.

No caso da área 3, a zona de controlo apresenta uma percentagem de matéria orgânica superior à da zona ardida. O que pode ser explicável, dado que o fogo ocorreu há menos de um ano, ainda não tendo recuperado por completo.

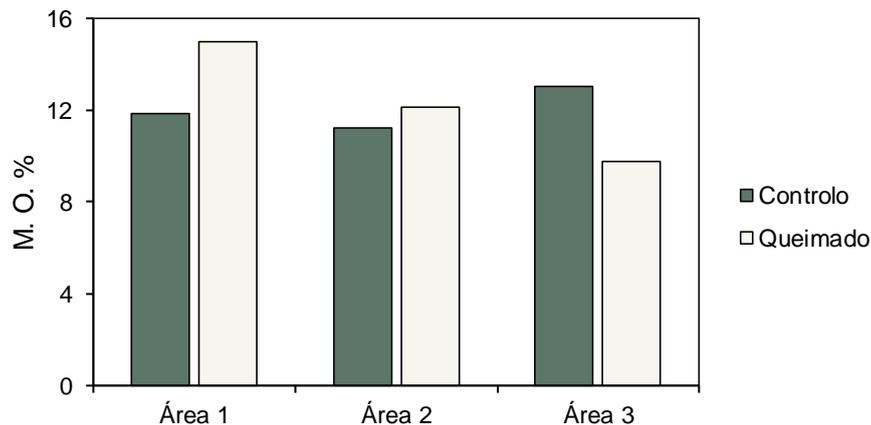


Figura 5.1: Percentagem de matéria orgânica obtida para cada local de amostragem.

Gagan (2002) sugere que a matéria orgânica recupera cerca de 3 anos após a queima, o que pode explicar a percentagem de matéria orgânica da zona ardida da área 1 ser superior a todas as outras e a percentagem de matéria orgânica da zona ardida 3 ser menor que a do respectivo controlo. Os valores elevados de matéria orgânica nas zonas ardidas não representam a presença de húmus mas correspondem a uma maior disponibilidade de nutrientes levando ao aumento de microrganismos no solo.

5.1.2. pH

De acordo com a literatura, o fogo controlado pode ter um impacto significativo nos parâmetros do solo, nomeadamente logo após a queima. Segundo Bodí *et al.* (2012), o aquecimento do solo provoca geralmente um aumento do pH e da condutividade eléctrica devido à presença de carbonatos, catiões básicos e óxidos nas cinzas formadas e depositadas no solo durante o fogo. A variação do pH depende essencialmente da temperatura alcançada pelo fogo, do tipo de vegetação e do grau de combustão de biomassa, que afecta a composição das cinzas. Com a lavagem das cinzas o pH tende a diminuir (Mataix-Solera & Cerdà, 2009). O tempo de recuperação do pH inicial é variável e depende do tempo que as cinzas permanecem no solo (Mataix-Solera & Guerrero, 2007).

O grau de acidez do solo é quantificado através dos valores de pH. Os valores observados permitem classificar o solo como ácido (Quadro 5.3).

Quadro 5.3: Intervalos de pH e designações, de acordo com Costa (1991).

pH (H ₂ O)	Designação do solo
≤ 4,5	Hiperácido
4,6 – 5,5	Ácido
5,6 – 6,5	Subácido
6,6 – 7,5	Neutro
7,6 – 8,5	Subalcalino
8,6 – 9,5	Alcalino
≥ 9,6	Hiperálcalino

Observando os valores referentes às amostras de solo analisadas (Quadro 5.1), o pH revela-se bastante homogêneo em todos os locais de amostragem, apresentando variações mínimas entre áreas de 4,69 a 4,77. Não se verificam diferenças entre as zonas abrangidas pelo fogo e os locais de controlo, o que revela que o fogo controlado não teve qualquer influência sobre o pH do solo.

Destaca-se o valor do pH de Q3, na qual se realizou o fogo controlado mais recente (Dezembro de 2018/Janeiro de 2019), onde se observa um pH superior ao da zona de controlo, o que pode significar que o fogo controlado não teve um impacto adverso na qualidade do solo, contudo os valores não diferem muito entre si. Tal como na área ardida 3, não há dados acerca dos valores de pH antes e logo após as queimas das zonas 1 e 2, mas verifica-se que o pH é aproximado entre zonas de controlo e zonas queimadas. O que sugere que as alterações que possam ter existido logo após as queimas já não se verifiquem após 1 e 2 anos.

Apesar da falta de dados sobre o pH logo após as queimas, estes resultados parecem ser concordantes com Úbeda *et al.* (2005) que concluiu que o fogo controlado teve um impacto significativo nos parâmetros do solo analisados, imediatamente após a queima, mas a longo prazo essas alterações não se revelam substanciais na qualidade do solo.

5.1.3. Condutividade eléctrica

A condutividade eléctrica (CE) refere-se à capacidade do material de conduzir a corrente eléctrica através dele e é medida numa solução aquosa de solo dissolvido. A unidade de medida internacional da condutividade é microSiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{m}$). Este parâmetro permite medir a salinidade do solo (Santos, 1991), isto é, permite estimar o teor de sais solúveis no solo ou na solução do solo, sendo uma propriedade importante dado que influencia o crescimento das plantas.

O efeito da salinidade provocada pelo fogo é variável e causa impactos na vegetação. Mataix-Solera (1999) refere que após fogo, geralmente ocorre um aumento da condutividade eléctrica, de forma semelhante ao pH, uma vez que a presença das cinzas no solo contribui para o aumento do teor de sais em solução. O excesso de sais solúveis não é benéfico para a vegetação, uma vez que pode causar distúrbios fisiológicos nas plantas, nomeadamente a inibição da absorção de nutrientes, devido à pressão osmótica e à acção tóxica de alguns elementos, como o sódio e cloretos (Mataix-Solera, 1999). Porém, o mesmo estudo considera que os efeitos decorrentes da formação de cinzas, não se revelam a longo prazo, considerando que em alguns casos não ultrapassam os dois anos.

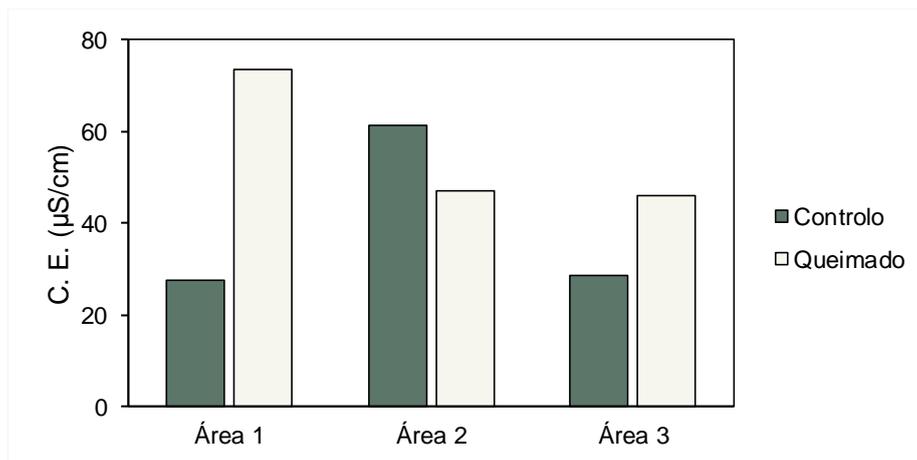


Figura 5.2: Valores de condutividade eléctrica (µS/cm) obtidos para cada local de amostragem.

Seria de esperar que os valores de condutividade eléctrica fossem superiores nas áreas ardidas face aos valores nas zonas de controlo, no entanto os resultados demonstram claras diferenças entre áreas (Figura 5.2). As áreas 1 e 3 seguem o padrão expectável, com as zonas queimadas com valores mais elevados às situações de referência, nomeadamente Q1 que apresenta um valor muito superior. Os valores da área 3 correspondem ao expectável, no entanto não se esperava um valor tão alto de condutividade na área queimada 1. Na área 2 constata-se a situação contrária, a zona de controlo apresenta valores superiores ao local ardido. Estes valores poderão corresponder a uma variação local das características da rocha a montante ou, mais provavelmente dever-se à pluviosidade anormalmente muito elevada e concentrada ocorrida nesse ano, imediatamente após a realização do fogo controlado.

Neste local a profundidade das rochas é muito variável, o que pode influenciar a libertação de sais. Entre as três áreas de controlo há variações significativas pelo que se justificaria, num estudo complementar futuro, elaborar um levantamento mais exaustivo ao longo das zonas envolventes de modo a confirmar um padrão mais consistente da condutividade eléctrica.

5.1.4. Análise química

Os resultados obtidos relativamente à concentração dos nutrientes do solo mostraram-se contraditórios entre si, sem apontarem para nenhum padrão de evolução e variação consistente ou coerente (Quadro 5.4). Relativamente às formas inorgânicas do azoto, amoníaco e nitrato, seria de esperar valores mais elevados nas áreas queimadas face às áreas de referência, devido à acção do fogo. Nas áreas 1 e 3 os valores correspondem ao esperado, mas na área 2 tal facto não se verifica para os nitratos, visto que a sua presença na área queimada é inferior ao da área de controlo.

A concentração de cálcio e cloretos revelam-se elevadas em todas as parcelas de amostragem, sendo a concentração deste último igual em todas as situações de referência. Nas áreas 2 e 3 os valores de cálcio e potássio são maiores nas zonas queimadas e na área 1 verifica-se a situação oposta para ambos.

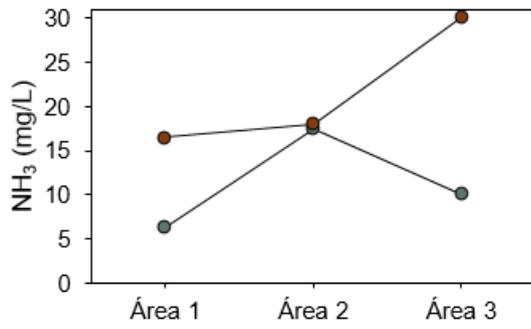
Quadro 5.4: Valores de concentração (mg/L) de cada nutriente; concentração não detectável (n. d.).

Local	Concentração (mg/L)										
	NH ₃	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Al	Cl ⁻
C1	6,2	0,5	9	35	1500	n.d.	6,7	n. d.	1,25	95	1000
Q1	16,5	3,5	n. d.	25	750	n. d.	8,5	n. d.	n. d.	90	875
C2	17,5	7,4	n. d.	90	750	n. d.	5,75	n. d.	1,25	250	1000
Q2	18	3,6	95	97	1000	35	15,5	n. d.	3,25	27	875
C3	10	1,6	n. d.	20	1000	20	29,5	n. d.	n. d.	160	1000
Q3	30	9,8	n. d.	35	1500	n. d.	16	n. d.	n. d.	21	1000

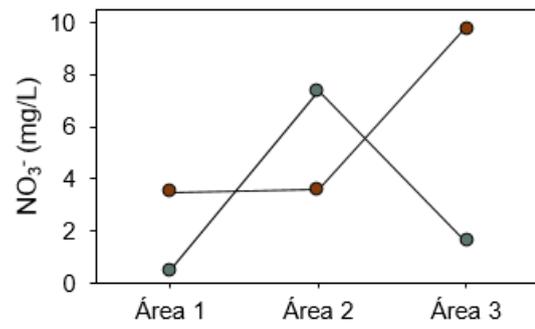
Relativamente ao ferro presente nas amostras de solo, constatou-se que a sua concentração é maior nas zonas Q1 e Q2. Na área 3 a concentração de ferro é mais elevada na zona de referência. O cobre não foi detectável em qualquer parcela de amostragem. O magnésio, o fósforo e o manganês são os elementos menos presentes no solo, dado que apenas foram encontrados pontualmente. O fósforo e o magnésio foram apenas detectados em duas parcelas. Já a presença de manganês foi detectada apenas na área 2 e em C1.

Considerando que a concentração de alumínio é menor em zonas queimadas face às zonas de controlo os resultados parecem ser coerentes uma vez que após um fogo é de esperar que os nutrientes sejam facilmente erodíveis. Na área 1 os valores são semelhantes entre a zona de controlo e a zona queimada, o que pode ser explicado devido ao desenvolvimento da vegetação, que leva a uma maior estabilidade da concentração ao longo do tempo. Nas zonas Q2 e Q3 as diferenças para as zonas de referência são muito expressivas.

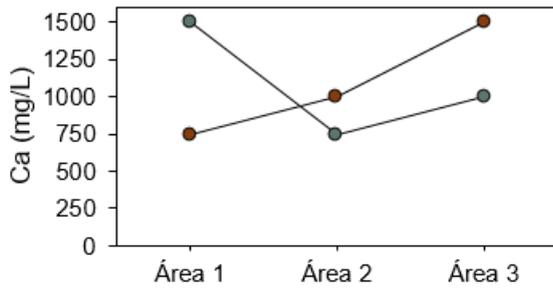
Amônia



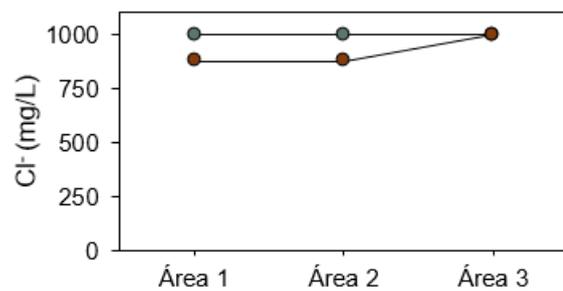
Nitratos



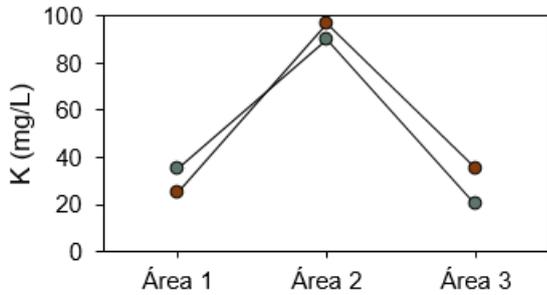
Cálcio



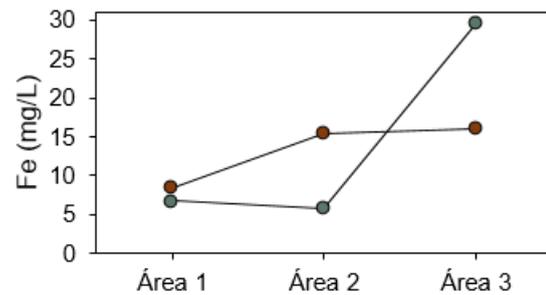
Cloretos



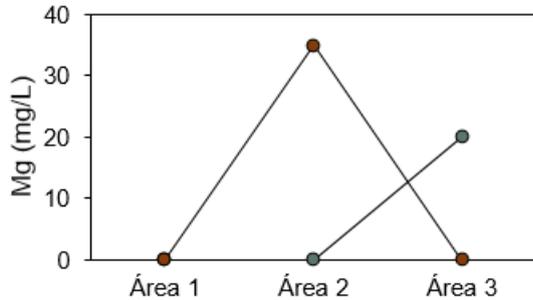
Potássio



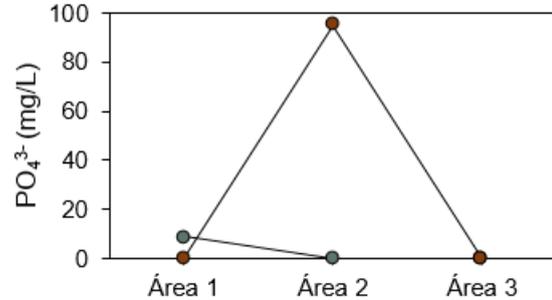
Ferro



Magnésio



Fosfato



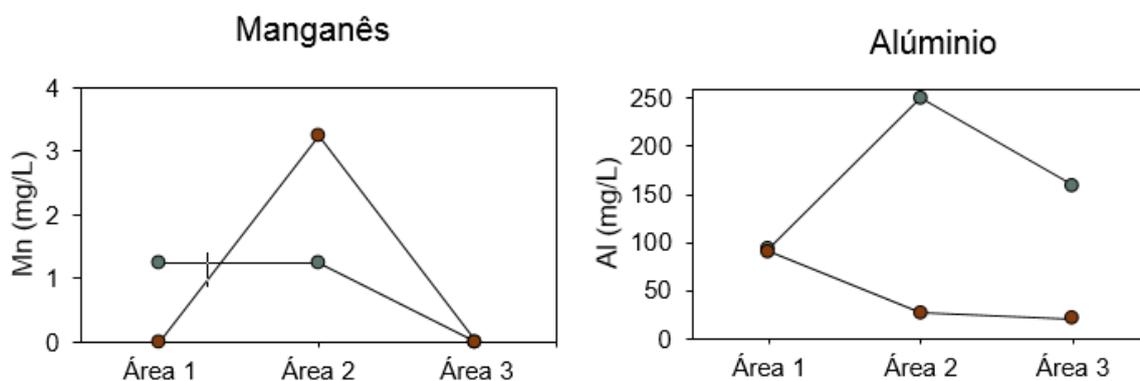


Figura 5.3: Concentração dos nutrientes (mg/L) analisados para cada local de amostragem, queimado (a castanho) e controle (a azul).

A Figura 5.3 revela a concentração dos nutrientes para cada local de amostragem. Observando apenas as situações de controle, a área 2 apresenta os valores máximos de amónio, nitratos, potássio e alumínio. O local C1 apresenta a concentração mais elevada de cálcio e na área 2 toma o valor mínimo. A concentração de ferro revela-se muito abundante na zona de controlo 3 face aos restantes controlos, sendo o valor mais anómalo entre todas as parcelas de amostragem.

Os resultados alusivos às zonas queimadas mostram que as concentrações de amónia e nitrato seguem o mesmo padrão, verificando-se um máximo para a Q3 e valores semelhantes entre os locais de queima 1 e 2. O potássio é o único elemento que apresenta um padrão idêntico ao observado nos locais de controlo, tendo o valor mínimo para C1. O cálcio toma o valor mais elevado no local 3 e mínimo no local 1. O ferro apresenta concentrações mais baixas Q1 quando comparada às zonas 2 e 3 que apresentam valores semelhantes. Contrariamente, para o alumínio, verifica-se uma concentração mais elevada para o local queimado 1. Em termos de concentração de cloretos, a parcela referente à zona Q3 apresenta o valor mais elevado. Entre as zonas queimadas, Q2 apresenta as concentrações mais elevadas para os elementos potássio, magnésio, fosfato e manganês.

De um modo geral, o local de controlo 2 apresenta uma diferença substancial comparativamente ao dos restantes locais.

5.2. Vegetação

Os resultados dos levantamentos fitossociológicos nos 6 locais de estudo demonstraram significativas diferenças entre as zonas de controlo e as zonas queimadas, quer em termos de taxas de cobertura (absoluta e relativa), riqueza específica, espécies presentes e sua abundância, bem como da diversidade específica (Quadros 5.5 e 5.6).

Na totalidade das unidades de amostragem foram inventariadas 23 *taxa*, distribuídos por 12 famílias botânicas. De um modo geral observou-se a presença dominante das famílias *Fabaceae*, *Ericaceae*, *Cistaceae* e *Dennstaedtiaceae*.

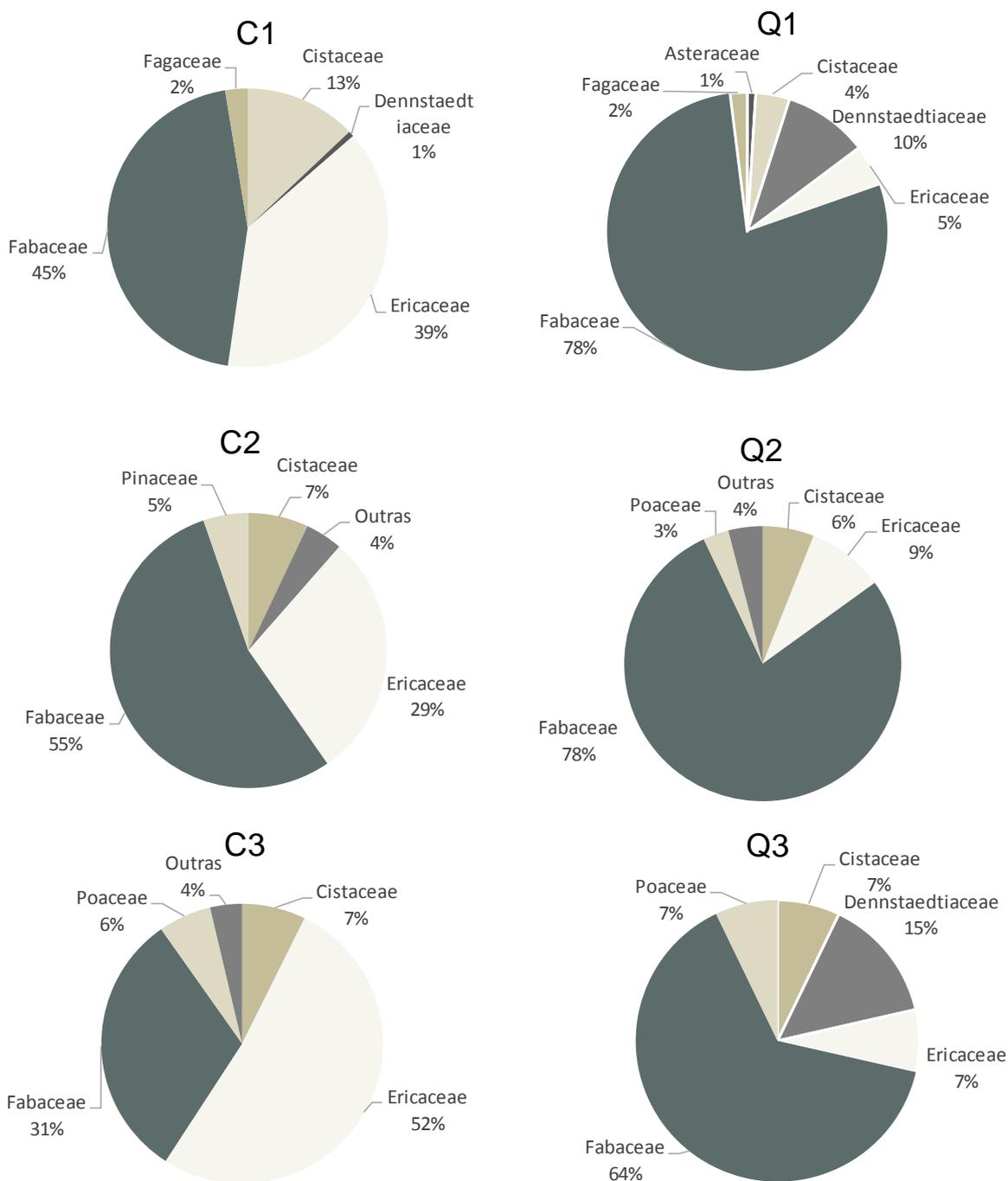


Figura 5.4: Percentagem de cobertura das famílias botânicas em cada local de amostragem.

A taxa de cobertura relativa e absoluta das espécies e famílias botânicas está representada na Quadro 5.5. No local C1 verifica-se, pela Figura 5.4, a presença de 5 famílias botânicas, sendo *Fabaceae* (45,2%), *Ericaceae* (38,7%) e *Cistaceae* (12,9%) as

mais representativas. Foram contabilizadas cerca de 11 espécies, das quais se destacam *Pterospartum tridentatum* (41,9%), *Erica cinerea* (22,6%) e *Cistus psilocephalus* (11%). Neste local verificou-se a presença de *Quercus pyrenaica* (2,6%).

Na zona ardida Q1 a família *Fabaceae*, devido à espécie *Pterospartum tridentatum*, apresenta igualmente a percentagem de cobertura mais elevada, ocupando 78,3% da amostra total, seguindo-se *Pteridium aquilinum* (9,8%) e *Erica umbellata* (4,9%). As restantes espécies perfazem apenas cerca de 7% da cobertura do local.

Comparando com a situação de referência, verifica-se que a família *Fabaceae* tem uma grande expressão, ocupando mais de metade do local de amostragem. Em C1 a espécie *Pteridium aquilinum* compreendia menos de 1% do total face aos cerca de 10% que ocorrem em Q1.

Na área 2 pode-se observar um padrão idêntico ao da área 1. Em C2 as famílias mais representativas são as mesmas apresentadas em C1. As *Fabaceae* mais dominantes são as espécies *Pterospartum tridentatum* (43,9%) e *Cytisus striatus* (10,5%). Da família *Ericaceae* destaca-se *Erica umbellata* que representa 17,5% da amostra total. E *Cistus psilocephalus* compreende 7,0% da cobertura do local. Destaca-se também a presença de *Pinus pinaster* (5,2%). Apesar deste local apresentar elevada riqueza específica, as outras espécies correspondem a menos de 5% da amostra total.

Na zona queimada (Q2) as *Fabaceae* aumentam a sua expressão, sendo claramente o grupo dominante, representando 78% da cobertura total (75% correspondente a *Pterospartum tridentatum* e 3% a *Ulex minor*). Tal como se verificou na área 1, a zona ardida apresenta uma percentagem menor de ericáceas, sendo *Erica arborea* a espécie com maior relevância (8%). Relativamente à família *Cistaceae* (6%), *Cistus psilocephalus* e *Halimium lasianthum* têm expressão equivalente correspondente a 3%. Espécies constituintes das famílias *Boraginaceae*, *Dennstaedtiaceae*, *Plantaginaceae* e *Rosaceae* representam apenas 4% da amostra.

Dentre todas as áreas, a área 3 apresenta um carácter mais diferenciado. Em C3, ainda que as famílias botânicas dominantes sejam correspondentes às das áreas anteriores, são as *Ericaceae* que têm maior expressão seguidas das *Fabaceae*. Em termos de cobertura a *Erica australis* e *Erica umbellata* ocupam 42,7% e 9,1% respectivamente. As *Fabaceae* são, como nos outros locais, dominadas pela espécie *Pterospartum tridentatum* que representa 30,5%. As restantes famílias representam 17,7% do total da amostra.

Do mesmo modo, Q3 comparando com os outros locais sujeitos ao fogo controlado, apresenta algumas diferenças. Apesar das *Fabaceae*, nomeadamente *Pterospartum tridentatum* (57,2%), representarem mais de metade da cobertura total (64%), verifica-se um maior peso das outras famílias. A presença de *Pteridium aquilinum* corresponde a cerca de 14,4% da amostra, sucedendo-se *Cistus monspeliensis*, *Erica arborea*, *Lotus pendunculatus*

e *Agrostis curtisii*, sendo que cada uma destas espécies representa 7,1% da amostra de Q3.

Quadro 5.5: Taxa de cobertura relativa e absoluta das espécies e famílias em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.

Família e espécies	Taxa cobertura relativa (%)					
	C1	Q1	C2	Q2	C3	Q3
<i>Asteraceae</i>						
<i>Leontodon tuberosus</i>					0,6	
<i>Senecio sylvaticus</i>		1,0			0,6	
<i>Boraginaceae</i>						
<i>Lithodora prostrata</i>			0,9	1,0		
<i>Cistaceae</i>						
<i>Cistus monspeliensis</i>		2,0			3,0	7,1
<i>Cistus psilocephalus</i>	11,0	2,0	7,0	3,0		
<i>Halimium lasianthum</i>	1,9			3,0	4,3	
<i>Dennstaedtiaceae</i>						
<i>Pteridium aquilinum</i>	0,6	9,8	0,9	1,0	0,6	14,4
<i>Ericaceae</i>						
<i>Calluna vulgaris</i>	5,2		5,3			
<i>Erica arborea</i>	1,3		6,1	8,0		7,1
<i>Erica australis</i>					42,7	
<i>Erica cinerea</i>	22,6					
<i>Erica umbellata</i>	9,7	4,9	17,5	1,0	9,1	
<i>Fabaceae</i>						
<i>Cytisus striatus</i>	1,9		10,5			
<i>Lotus pendunculatus</i>					0,6	7,1
<i>Pterospartum tridentatum</i>	41,9	78,3	43,9	75,0	30,5	57,2
<i>Ulex minor</i>	1,3			3,0		
<i>Fagaceae</i>						
<i>Quercus pyrenaica</i>	2,6	2,0				
<i>Hyacinthaceae</i>						
<i>Scilla monophyllos</i>			0,9		0,6	
<i>Pinaceae</i>						
<i>Pinus pinaster</i>			5,2			
<i>Plantaginaceae</i>						
<i>Anarrhinum bellidifolium</i>			0,9		0,6	
<i>Linaria triornithophora</i>				1,0	0,6	

<i>Poaceae</i>						
<i>Agrostis curtisii</i>			0,9	3,0	6,2	7,1
<i>Rosaceae</i>						
<i>Rubus ulmifolius</i>				1,0		
Taxa cobertura absoluta (%)	70	60	70	50	90	10

Através da Figura 5.5 constata-se que a taxa de cobertura em todas as áreas é maior nos locais de controlo. Estes resultados correspondem ao que se esperava, considerando que a queima induz a redução da vegetação nos espaços afectados. As áreas 1 e 2 apresentam resultados idênticos. A zona Q1 apresenta maior taxa de cobertura relativamente a Q2, dado que foi sujeita ao fogo controlado há mais tempo, apresentando um tempo de recuperação mais longo relativamente a Q2, na qual a queima foi induzida uns meses mais tarde.

A área 3 evidencia grandes diferenças entre o local sujeito a queima e o respectivo controlo como seria de esperar dado o pouco tempo decorrido desde a queima controlada no momento da amostragem. Em C3, o estrato arbustivo apresenta-se bem desenvolvido correspondendo a uma cobertura do solo de 90%. Q3 foi a zona mais recentemente sujeita a fogo controlado, daí apresentar apenas 10% do solo coberto por vegetação.

As variações observadas entre locais de controlo deverão depender das características dos próprios locais e de padrões sucessionais.

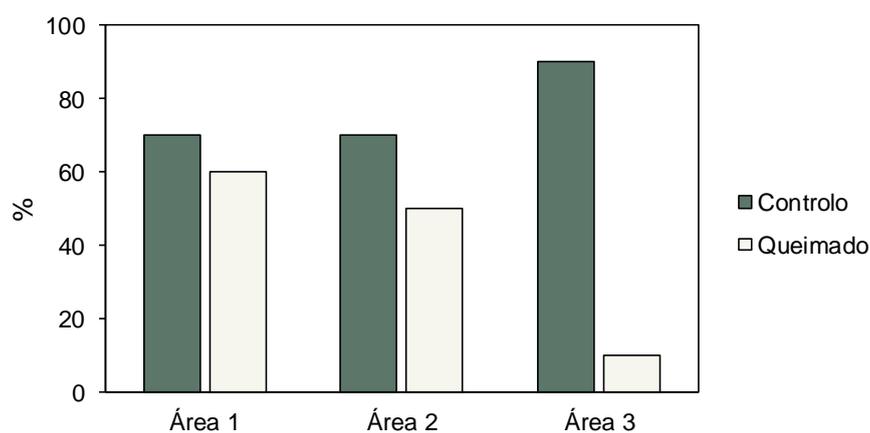


Figura 5.5: Taxa de cobertura absoluta (%) em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.

Conforme apresentado abaixo na Quadro 5.6, em todas as áreas a riqueza específica é menor em locais onde se efectuaram os fogos controlados comparativamente aos respectivos controlos. A área 2 demonstra ser a área com maior número de espécies, apresentando uma diferença mínima entre o local de queima e o controlo. Para as áreas 1 e 3 revelam-se variações mais acentuadas entre as zonas queimadas e as situações de

referência. Em termos de diversidade, o índice de Shanon-Wiener (H') aponta valores entre 1,27 e 2,22. Os valores máximos referentes à riqueza específica e para o índice Shanon-Wiener são coincidentes para C2 ($S=12$ espécies, $H'=2,22$) e C3 ($S=13$, $H'=2,21$). O valor mínimo para ambas as variáveis corresponde a Q3 ($S=6$, $H'=1,27$) e entre zonas ardidas Q2 apresenta o maior número de espécies ($S=11$, $H'=1,94$).

Quadro 5.6: Riqueza específica (S) e índice de diversidade Shannon-Wiener (H') em cada local (controle e queimado) para cada área de amostragem.

Local	Riqueza específica (S)	Índice diversidade Shannon-Wiener (H')
C1	11	2,01
Q1	7	1,80
C2	12	2,22
Q2	11	1,94
C3	13	2,21
Q3	6	1,27

5.3. Fauna

A interpretação dos resultados teve de realizar-se com base numa análise mais simplificada dos resultados, já que, de acordo com outros estudos apenas os taxa que compreendem >3% da amostra total podem ser analisados estatisticamente (Gauch 1982, Weaver 1995). Apesar de determinados taxa respeitarem essa condição considerou-se que não seriam suficientes para extrair conclusões consistentemente fundamentadas.

Os resultados referentes à abundância de artrópodes revelaram-se irregulares. A família *Carabidae* não mostra a ocorrência de nenhuma espécie cujo número de exemplares recolhidos tenha relevância estatística induzida. Para os restantes coleópteros, ocorre a mesma situação, não sendo possível considerar os resultados estatisticamente significativos. Apenas o grupo *Araneae* se revelou susceptível de ser indicador com mínimo de significado.

Com efeito, dos três grupos analisados, apenas *Araneae* mostrou 4 espécies com um número de exemplares estatisticamente representativo, pelo que a discussão e conclusões que se podem retirar devem ter em consideração esta limitação de partida e a deficiente representatividade dos resultados obtidos.

5.3.1. Carabidae

Foram colectados um total de 165 carabídeos, pertencentes a 11 géneros e 17 espécies (Quadro 5.7). O local de controlo 2 é o que apresenta maior riqueza específica e o local com menor diversidade específica é o local de controlo 3. O índice de Shannon-Wiener varia entre 0,69 e 1,92, estando associados os valores extremos ao local de controlo 3 e controlo 2, respectivamente.

A composição de espécies revelou-se diferente para todos os locais de amostragem. De todas as espécies capturadas, nenhuma apareceu na totalidade dos locais de amostragem. Considerando todos os indivíduos capturados, os géneros com maior número de espécies são *Syntomus* e *Harpalus*, estando ambos representados por 3 espécies. Os géneros mais abundantes *Poecilus*, *Cicindela* e *Platyderus* apresentam um número igual ou superior a 25 indivíduos.

Quadro 5.7: Número total de carabídeos colectados em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem, riqueza específica e índice de diversidade Shannon-Wiener.

Género e espécies	Nº indivíduos	C1	Q1	C2	Q2	C3	Q3
<i>Bembidion</i>							
<i>Bembidion (Metallina)</i>	4			4			
<i>lampros</i>							
<i>Bembidion (Metallina)</i>	11			11			
<i>properans</i>							
<i>Cicindela</i>							
<i>Cicindela (Cicindela)</i>	34	4	1	6	10		13
<i>marrocana marrocana</i>							
<i>Harpalus</i>							
<i>Harpalus decipiens</i>	1						1
<i>Harpalus honestus</i>	2		2				
<i>Harpalus rufipalpis</i>	2				1		1
<i>Microlestes</i>							
<i>Microlestes corticalis</i>	1	1					
<i>Notiophilus</i>							
<i>Notiophilus biguttatus</i>	6			6			
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	2			2			
<i>Penetretus</i>							
<i>Penetretus rufipennis</i>	1			1			
<i>Philorhizus</i>							

<i>Philorhizus crucifer</i>	1					1	
<i>confusus</i>							
<i>Platyderus</i>							
<i>Platyderus bescanus</i>	25	5	7	8	5		
<i>Poecilus</i>							
<i>Poecilus (Macropoecilus) kugelanni</i>	42	3	17	17	4	1	
<i>Syntomus</i>							
<i>Syntomus foveatus</i>	5	3		2			
<i>Syntomus foveolatus</i>	9	3	3	3			
<i>Syntomus truncatellus</i>	18	8	1	2	2	5	
<i>Trechus</i>							
<i>Trechus (Trechus) obtusus</i>	1					1	
Total	165						
Riqueza específica (S)		6	5	10	7	2	7
Índice Shannon-Wiener (H')		1,64	1,50	1,92	1,58	0,69	1,34

As espécies mais abundantes representam cerca de 72,1% da amostra total e estão presentes em pelo menos 4 locais distintos, destacando-se *Poecilus (Macropoecilus) kugelanni* (25,5%), *Cicindela (Cicindela) marrocana marrocana* (20,6%), *Platyderus bescanus* (15,2%) e *Syntomus truncatellus* (10,9%). As restantes 13 espécies compreendem 27,9% do total, das quais 10 espécies estão presentes apenas num local.

Para *Poecilus (Macropoecilus) kugelanni*, a espécie mais capturada com um total de 42 indivíduos, verificou-se a sua presença em praticamente todos os locais, com excepção de C1. Os espécimes dos géneros *Cicindela* e *Syntomus* encontram-se presentes em quase todas as zonas de amostragem, à excepção do local C3, no qual não foi capturado nenhum indivíduo pertencente a estes *taxon*. *Platyderus bescanus*, encontra-se presente em 4 locais de amostragem, nos locais de controlo e na zona ardida 2. As 3 espécies do género *Syntomus* capturadas encontram-se presentes nos locais C1 e C2, sendo a espécie *Syntomus truncatellus* a mais capturada (18 indivíduos), seguindo-se *S. foveolatus* (9 indivíduos) e *S. foveatus* (5 indivíduos). Para além dos locais referidos, *S. truncatellus* apenas não foi encontrado em C3 e *S. foveolatus* foi também encontrado no local Q1.

As espécies pertencentes ao género *Harpalus* foram colectadas apenas nas zonas aridas. Ao passo que, as espécies dos géneros *Bembidion*, *Notiophilus* e *Penetretus* foram apenas encontradas no local C2, sendo que a ocorrência deste género *Bembidion* aparece em número relativamente significativo (15 indivíduos). *Harpalus decipiens*, *Philorhizus*

crucifer confusus e *Trechus (Trechus) obtusus* foram as únicas espécies encontradas apenas na zona ardida Q3. Do género *Microlestes* apenas foi colectado 1 exemplar *Microlestes corticalis* na zona de controlo 1.

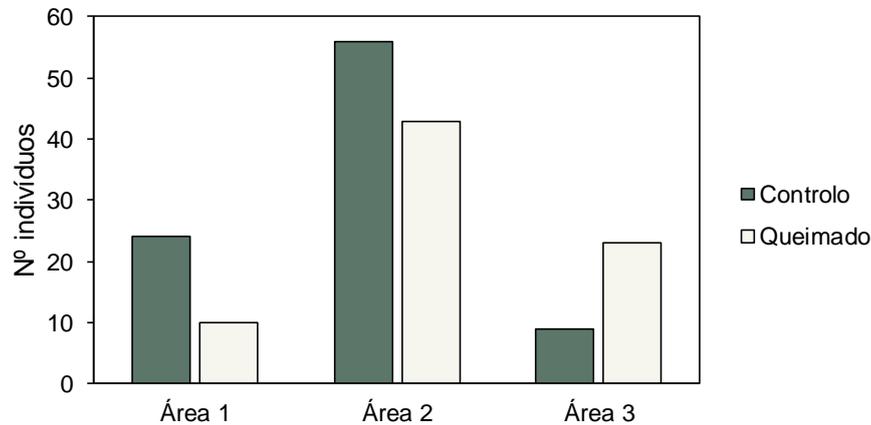


Figura 5.6: Abundância de carabídeos em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.

Como pode ser observado na Figura 5.6, a área 1 representa 20,6% do número total de indivíduos, a área 2 60% e a área 3 19,4%. Da amostra total, as situações de referência representam 53,9% (C1=27,0%, C2=62,9% e C3=10,1%) e as zonas ardidas 46,1% (Q1=13,2%, Q2=56,6% e Q3=30,2%).

A área 2 é a que apresenta o maior número de indivíduos recolhidos e a menor diferença entre o local de controlo (56,6%) e o local queimado (43,4%). Apesar das diferenças evidentes, a área 1 apresenta a mesma tendência observada na área 2, sendo inferior o número de indivíduos no local queimado (29,4%) face ao respectivo controlo (70,6%). Para a área 3 constata-se o padrão oposto, 71,9% dos espécimes foram recolhidos na zona queimada e 28,1% no local de controlo correspondente.

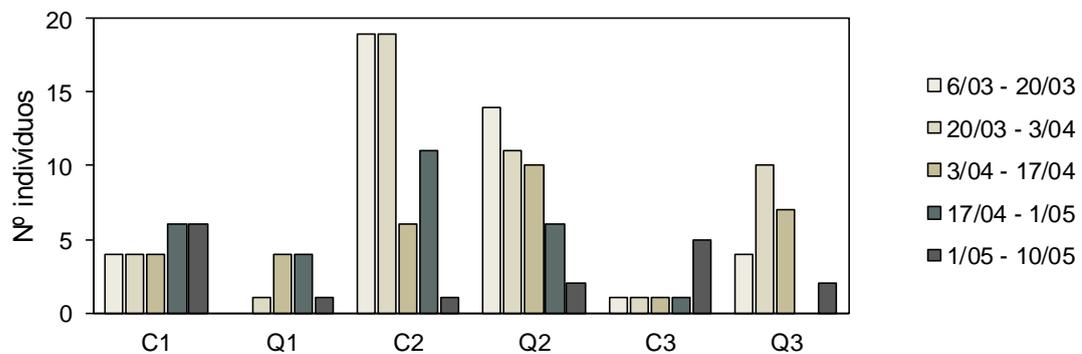


Figura 5.7: Variação da abundância de carabídeos para cada local ao longo de todo o período de amostragem.

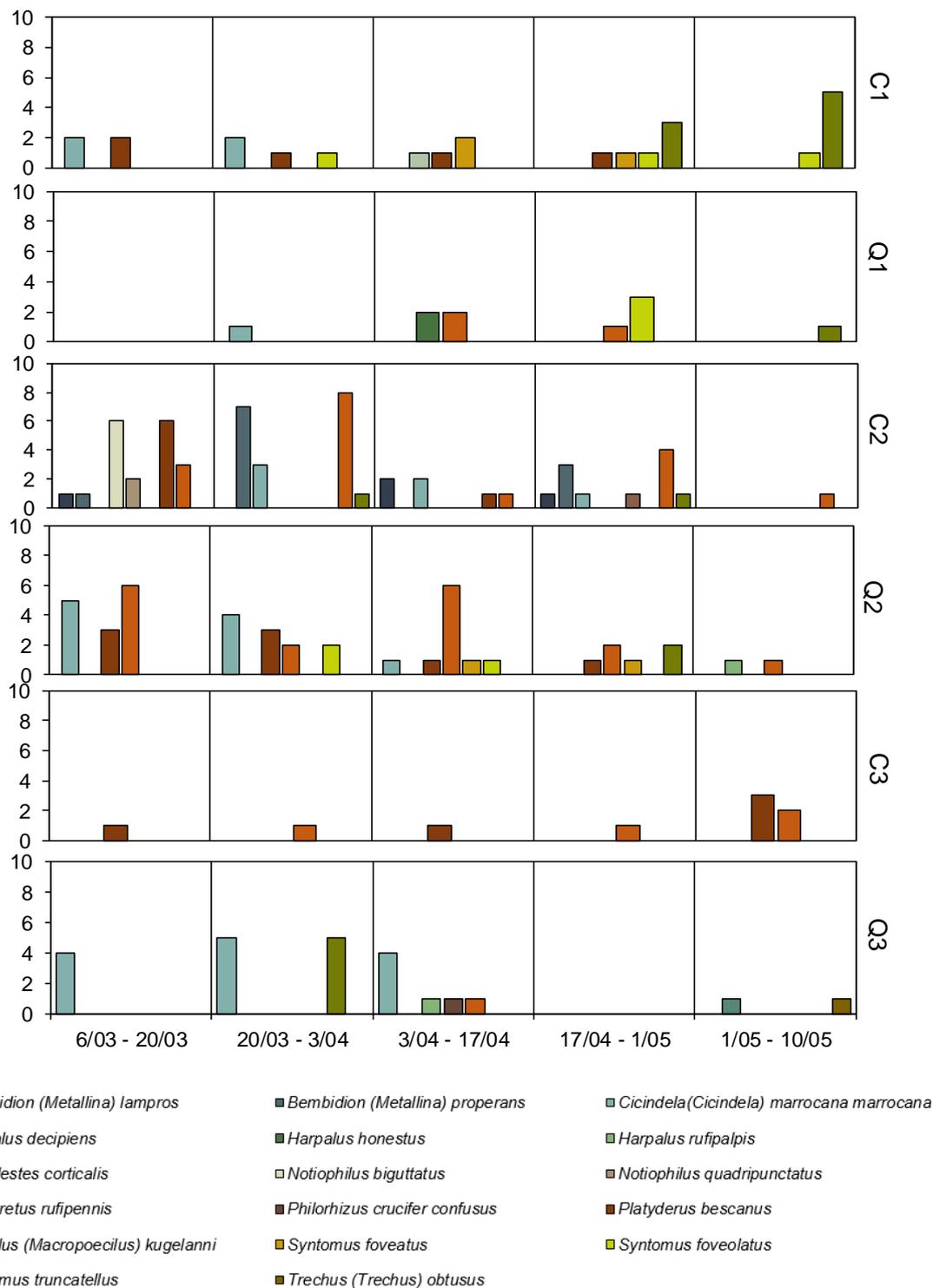


Figura 5.8: Número de exemplares de cada espécie (*Carabidae*) colectados em cada local durante o período de amostragem.

Todas as áreas mostram-se diferentes em termos da variação da abundância à escala temporal (ao longo do período de amostragem) (Figura 5.7). Em C2 e Q2 verifica-se uma diminuição do número de espécimes colectados ao longo do tempo. Nas zonas C1, Q1 e C3 o número de indivíduos não apresenta grandes variações. O local Q3 apresenta um máximo no 2º período de amostragem.

A Figura 5.8 mostra a grande variabilidade de ocorrência de cada espécie em cada local ao longo do período de amostragem. Em termos temporais, não se observa um padrão consistente de ocorrência para qualquer uma das espécies. Para além disso, não há diferenças marcantes nas espécies ocorrentes entre locais de controlo e locais sujeitos ao fogo. Q1 e C3 revelam-se os locais com menor riqueza específica.

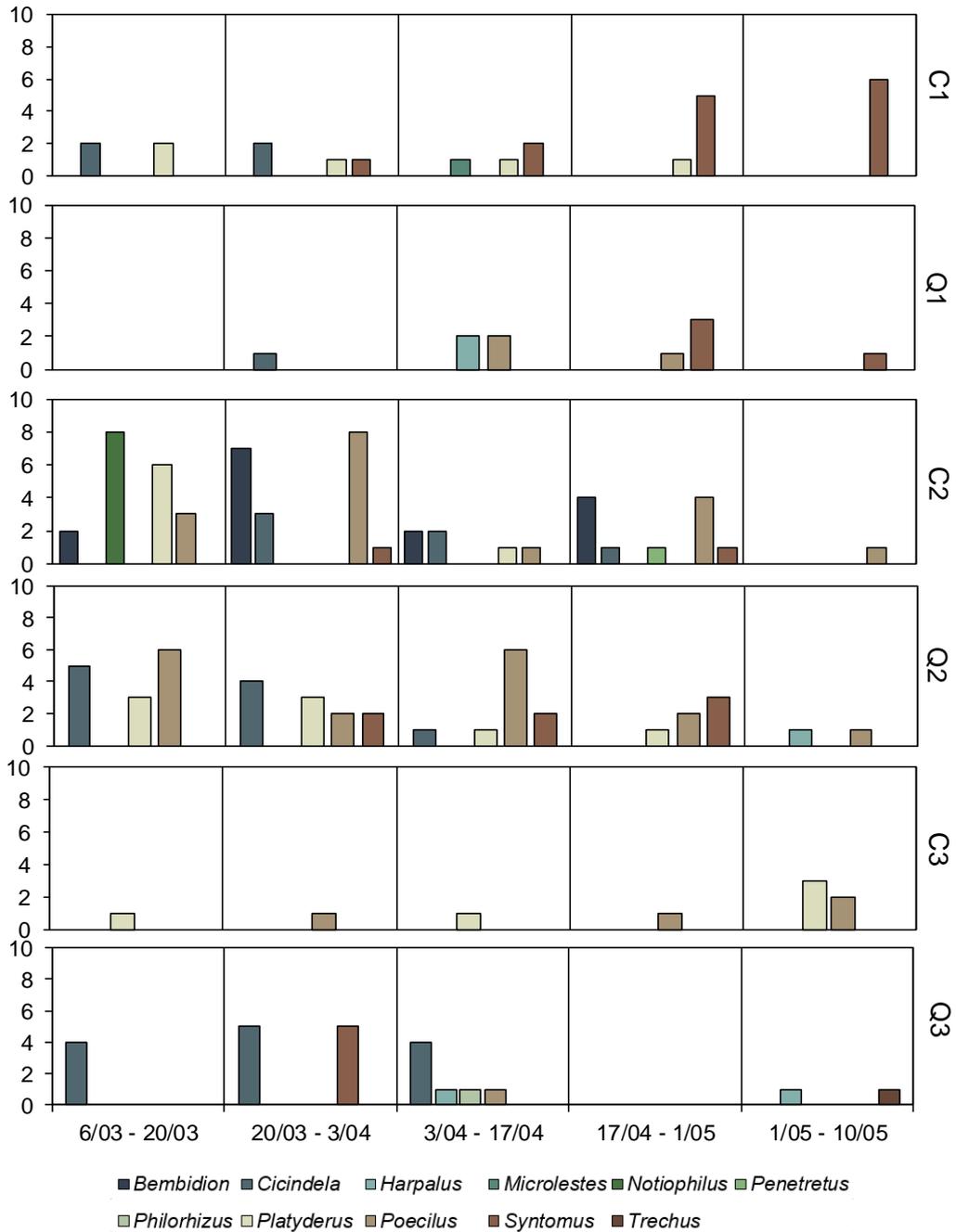


Figura 5.9: Número de exemplares de cada género (Carabidae) colectados em cada local durante o período de amostragem.

A Figura 5.9 pretendia evidenciar eventuais padrões para os exemplares de cada género ao longo do tempo, no entanto, de um modo geral, os resultados seguem o mesmo

padrão de reduzida ou nula consistência já observado com a variação temporal das espécies amostradas. Com exceção de C1 e Q2, assim como para a área 2 não é possível identificar padrões concretos de variação. No local C1 é possível observar-se uma tendência crescente para o género *Syntomus* em 4 momentos de amostragem. Para o local Q2 observa-se uma tendência positiva em 3 momentos de amostragem para o género *Poecilus*. Para a área 2 verifica-se uma regressão do género *Cicindela* ao longo do período de amostragem, tanto para a situação de referência como para a zona ardida.

5.3.2. Coleoptera

Colectaram-se 271 indivíduos da Ordem *Coleoptera* de 13 famílias diferentes ao longo de todo o período de amostragem (Quadro 5.8). *Carabidae* (60,9%) é a família mais representativa da amostra seguindo-se *Curculionidae* (11,8%), *Phalacridae* (7,7%) e *Staphylinidae* (7,4%). As restantes famílias compreendem 12,2% da amostra total.

Quadro 5.8: Número total de coleópteros colectados em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem, riqueza específica e índice de diversidade Shannon-Wiener.

Família	Nº indivíduos	C1	Q1	C2	Q2	C3	Q3
<i>Anthicidae</i>	1		1				
<i>Carabidae</i>	165	24	10	56	43	9	23
<i>Chrysomelidae</i>	10	1	2		1	2	4
<i>Coccinellidae</i>	1						1
<i>Curculionidae</i>	32	3	2	5	9	3	10
<i>Dasytidae</i>	1				1		
<i>Histeridae</i>	1			1			
<i>Phalacridae</i>	21	1	6	3	7	3	1
<i>Scarabaeidae</i>	4	3				1	
<i>Scydmaenidae</i>	6		6				
<i>Staphylinidae</i>	20	5	2	2	2	3	6
<i>Tenebrionidae</i>	6	3			1		2
<i>Trogidae</i>	3			1	1	1	
Total	271						
Riqueza específica (S)	-	7	7	6	8	7	7
Índice Shannon-Wiener (H')	-	1,33	1,69	0,72	1,15	1,68	1,45

Em termos de riqueza específica, todos os locais apresentam um valor da mesma ordem de grandeza. As áreas 1 e 3 apresentam igual riqueza específica em ambos os locais

de controlo e queimados. O local C2 apresenta o menor número de espécies (6) e o local Q2 o número mais elevado, com 8 espécies. O índice de Shannon-Wiener apresenta o valor mínimo para C2 (0,72) e o valor máximo para Q1 (1,69).

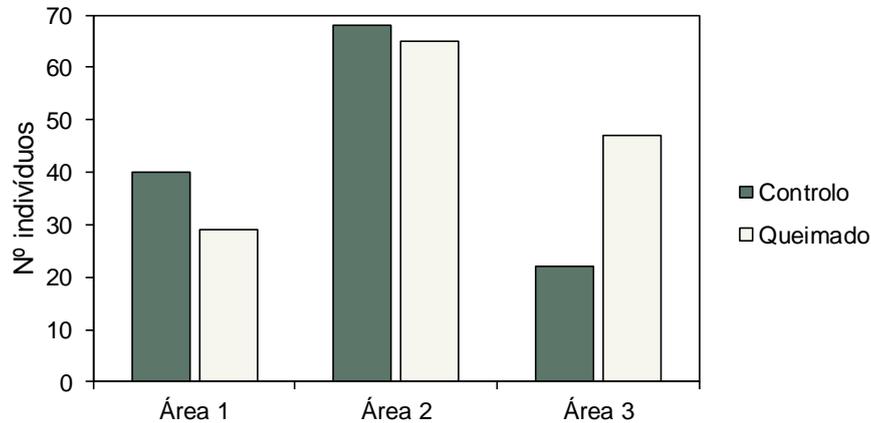


Figura 5.10: Abundância de *Coleoptera* (incluindo *Carabidae*) em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.

Atendendo à Figura 5.10, é possível observar diferentes situações para cada área de amostragem em relação à abundância de *Coleoptera*. A área 2 compreende o maior número de indivíduos recolhidos, cerca de 68 e 65 indivíduos para os respectivos locais de controlo e queimado. Na área 1 verifica-se que foram recolhidos mais indivíduos no local de controlo (40 indivíduos) comparativamente ao local de queima (29 indivíduos). A área 3 é aquela que apresenta uma maior variação entre a zona queimada (47 indivíduos) e o local de controlo (22 indivíduos).

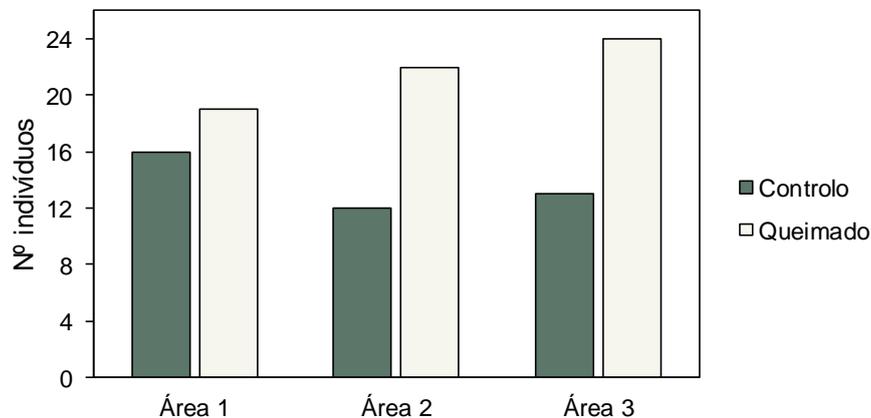


Figura 5.11: Abundância de *Coleoptera* (não incluindo *Carabidae*) em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.

Excluindo os carabídeos, foram recolhidos cerca de 106 espécimes de *Coleoptera* pertencentes a 12 famílias. No que toca a este grupo, nas 3 áreas observa-se o mesmo padrão: nas zonas queimadas o número de indivíduos recolhidos foi superior aos

respectivos locais de controlo (Figura 5.11). No entanto, estes resultados não são coincidentes com a situação apresentada na Figura 5.10, sugerindo que os coleópteros, sem considerar os carabídeos, parecem preferir zonas mais abertas, sobretudo nas áreas 2 e 3 em que as diferenças entre locais de controlo e queimados são mais acentuadas. Porém, a reduzida expressão da amostra não permite considerar esta conclusão como absolutamente consistente.

Considerando que os carabídeos são o maior grupo de coleópteros colectados neste estudo (dada a especificidade da armadilha utilizada), estes influenciam a abundância de coleópteros nos diferentes locais de amostragem, pelo que os resultados agregados podem induzir em análises distorcidas. A Figura 5.11 mostra que sem a influência dos carabídeos se verificam outros padrões de abundância. Nela constata-se o mesmo padrão nas 3 áreas, nas quais as zonas queimadas apresentam um número de indivíduos superior aos respectivos locais de controlo.

A Figura 5.12 evidencia o que foi dito anteriormente: de entre todas as famílias de coleópteros, apenas os carabídeos se destacam de forma representativa. À excepção da família *Carabidae*, os resultados mostram-se muito variáveis. No local C1 o número de carabídeos mantém-se mais ou menos constante ao longo dos períodos de amostragem. Para a área 2 é possível observar uma tendência regressiva de *Carabidae* ao longo do tempo.

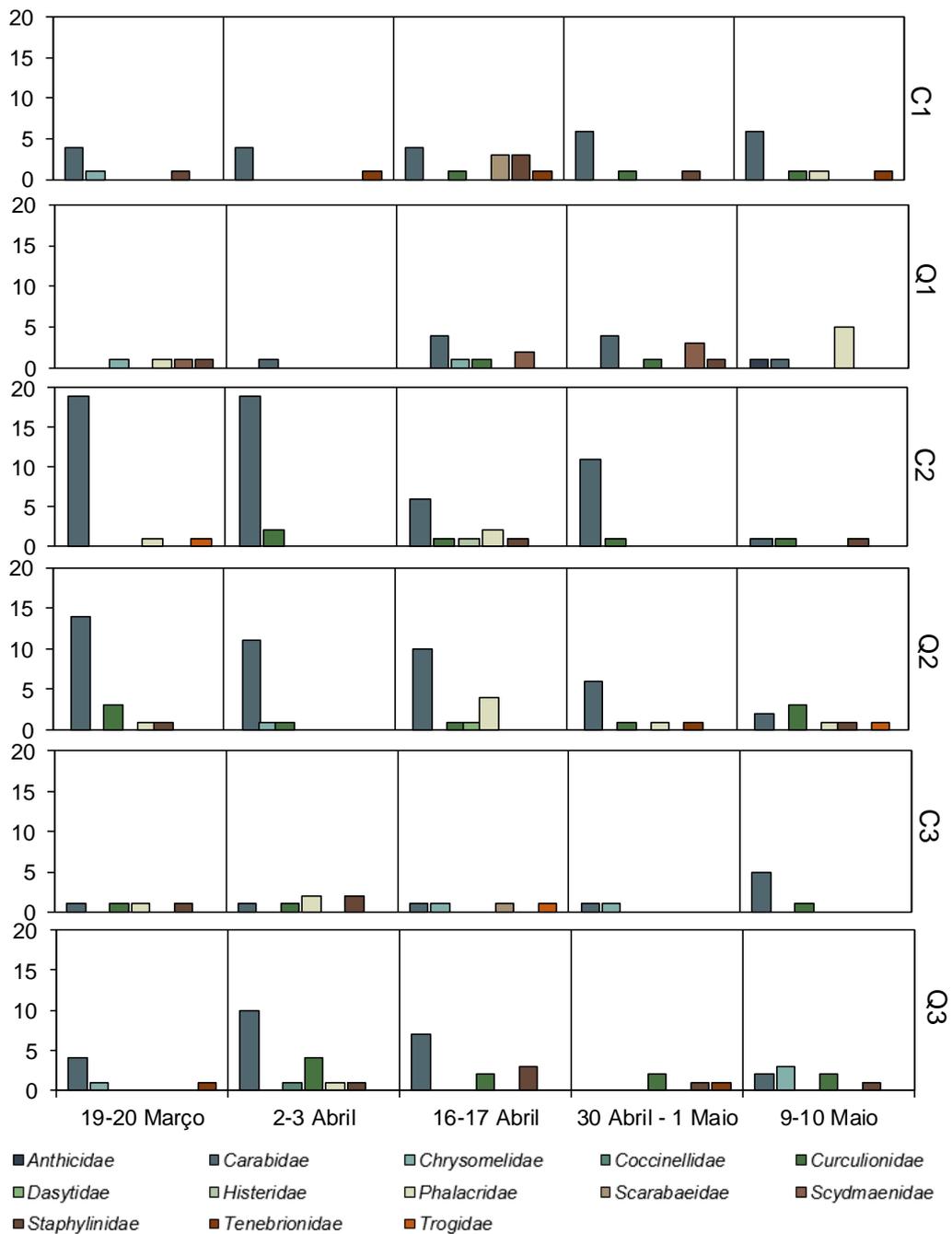


Figura 5.12: Número de exemplares correspondente às famílias de *Coleoptera* colectados em cada local durante o período de amostragem.

5.3.3. Araneae

No total foram recolhidos cerca de 483 indivíduos (Quadro 5.9), pertencentes a 15 Famílias, sendo *Lycosidae* (232), *Gnaphosidae* (82), *Agelenidae* (55) e *Linyphiidae* (54) as mais abundantes, que representam cerca de 87,6% da amostra total. As restantes famílias compreendem 12,4% do número total de espécimes recolhidos, das quais 9 famílias foram raramente capturadas (4,3%, número de indivíduos <5). Foram ainda contabilizados um total de 8 indivíduos não identificáveis.

Quadro 5.9: Número total de aranhas colectadas em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem, riqueza específica e índice de diversidade Shannon-Wiener; n. i. (indivíduos não identificáveis).

Família	Nº indivíduos	C1	Q1	C2	Q2	C3	Q3
<i>Agelenidae</i>	55	15	12	8	10	5	5
<i>Cheiracanthiidae</i>	3	1			1	1	
<i>Clubionidae</i>	1		1				
<i>Dysderidae</i>	17	3	2	5	2	2	3
<i>Gnaphosidae</i>	82	16	10	21	14	15	6
<i>Linyphiidae</i>	54	35	2	5	3	9	
<i>Liocranidae</i>	3		1		2		
<i>Lycosidae</i>	232	48	48	59	41	27	9
<i>Miturgidae</i>	2		1		1		
<i>Nemesiidae</i>	1				1		
<i>Pisauridae</i>	2		1	1			
<i>Salticidae</i>	2		1	1			
<i>Theridiidae</i>	3						3
<i>Thomisidae</i>	14	1	3	3	5	1	1
<i>Zodariidae</i>	4			1	3		
n. i.	8	1	3			3	1
Total	483						
Riqueza específica (S)	-	8	12	9	11	8	7
Índice Shannon-Wiener (H')	-	1,47	1,52	1,37	1,65	1,57	1,72

O local Q1 é o que apresenta uma riqueza específica maior e o local Q3 o maior índice de diversidade, apesar de ter o menor número de espécies. As famílias *Agelenidae*, *Dysderidae*, *Gnaphosidae*, *Lycosidae* e *Thomisidae* estão presentes em todos os locais.

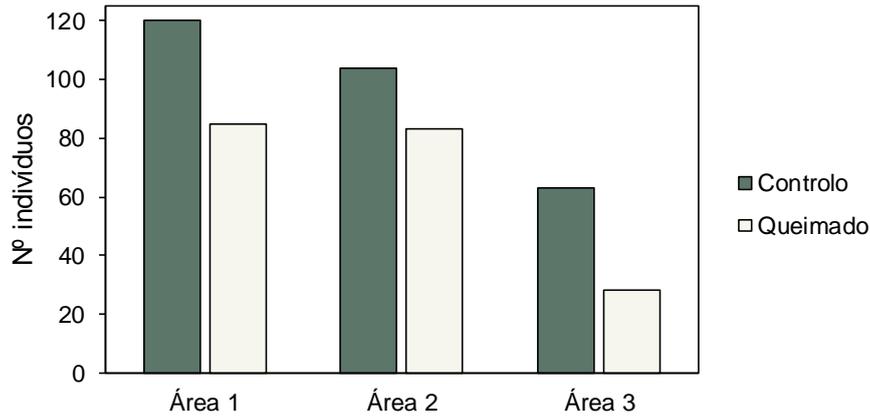


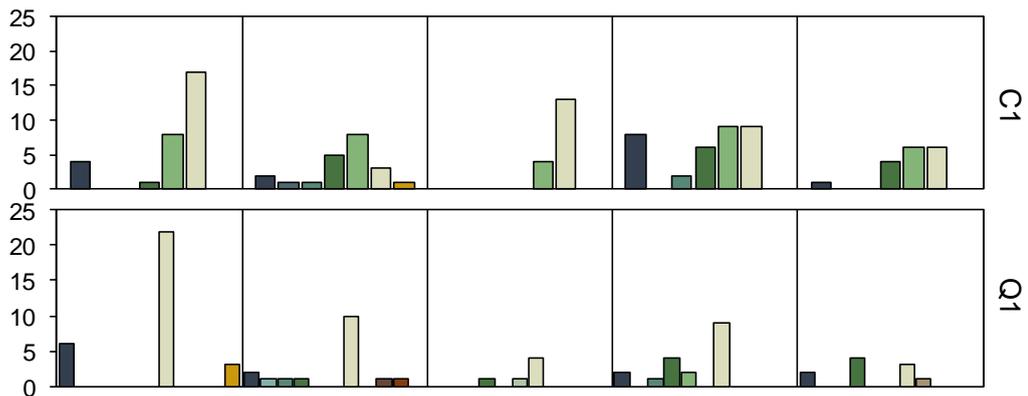
Figura 5.13: Abundância de aranhas em cada local (controlo e queimado) para cada área de amostragem.

Através da Figura 5.13 é possível observar que a abundância de aranhas é claramente superior nos locais de controlo comparativamente aos locais queimados em todas as áreas. A distribuição percentual da área 1 compreende 42,5% do número total de indivíduos colectados. A área 2 e 3 englobam 38,7% e 18,8% do total da amostra, respectivamente.

As zonas ardidas perfazem na totalidade 40,6% da amostra, correspondendo as zonas de controlo a 59,4%. A área 3 apresenta o menor número de indivíduos capturados, tanto na zona ardida como no local de controlo.

Dentre os locais de queima verifica-se que Q3, a zona queimada mais recentemente, representa apenas 14,3% dos indivíduos recolhidos, sendo que os restantes locais apresentam valores superiores e idênticos entre si (Q1=43,4% e Q2=42,3%). Para os locais de controlo verifica-se a mesma situação apresentada para os locais de queima: C3 apresenta o menor valor entre as zonas de referência (C1=41,8%, C2=36,2% e C3=22%).

Seriam de esperar diferenças na abundância de aranhas nas zonas que foram queimadas, no entanto, observam-se também diferenças em todos os locais de controlo. Estas diferenças podem estar relacionadas com as características dos próprios locais, nomeadamente composição da vegetação e solo.



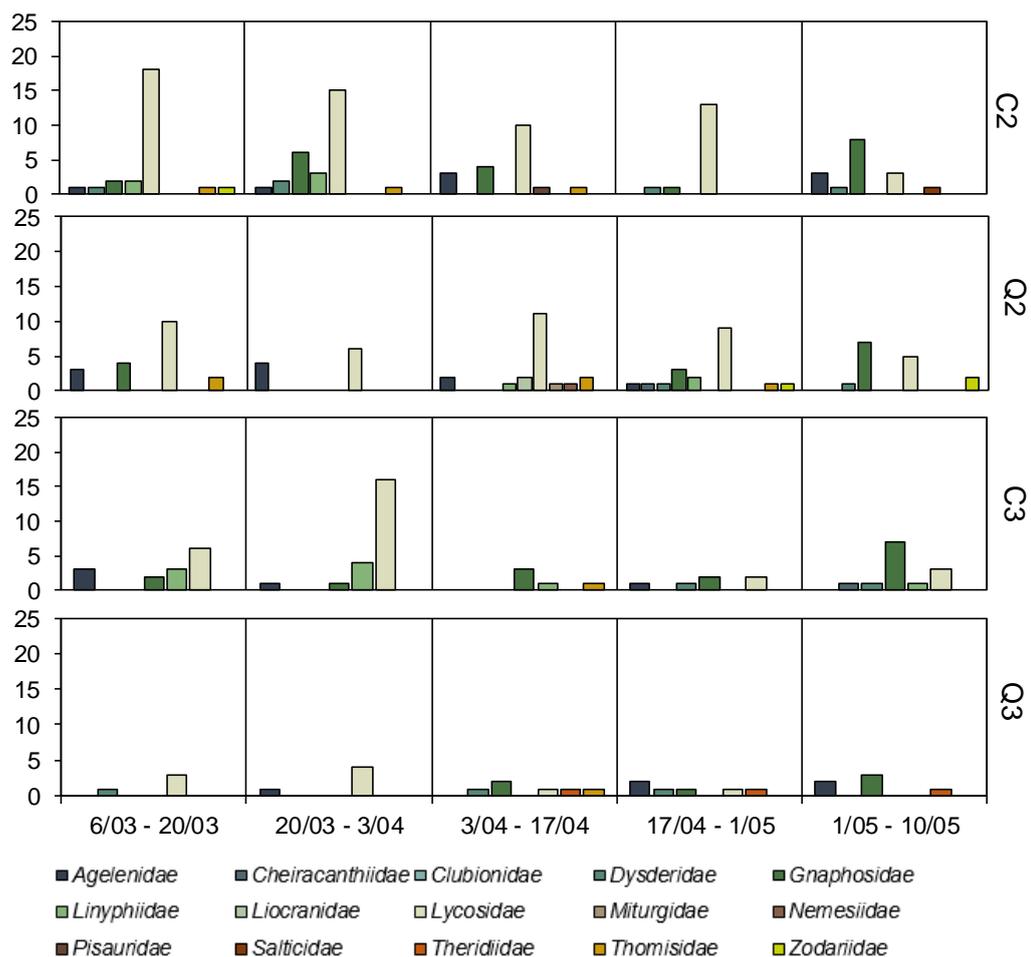


Figura 5.14: Número de exemplares correspondente às famílias de *Araneae* colectados em cada cada local durante o período de amostragem.

No que diz respeito às 4 famílias mais numerosas, observa-se, de um modo geral, uma regressão do número de espécimes colectados ao longo do período de amostragem (Figura 5.14). Para a família *Agelenidae*, os locais C1 e Q1 apresentam um padrão regressivo, à excepção do período 17/4 – 1/05 em que há um pico para C1.

Para a família *Gnaphosidae*, para todas as áreas observa-se um padrão crescente ao longo do tempo, sendo mais variável para as áreas 1 e 2. Para *Linyphiidae*, os resultados mais expressivos registam-se no local C1, apresentando no geral um carácter regressivo para todas as áreas. Quanto à família *Lycosidae*, as áreas 1 e 2 apresentam um padrão idêntico entre os locais queimados e os respectivos controlos. Apesar de se constatar um pico no período 20/03 – 4/04 para o controlo 3, ambos os locais C3 e Q3 apresentam um padrão decrescente ao longo do período de amostragem.

À excepção da família *Agelenidae*, todas as famílias mais abundantes apresentam um número de indivíduos superior em todos os controlos face às zonas queimadas.

6. Discussão

Os resultados obtidos caracterizam-se pela ausência de padrões claros de variação da maioria dos descritores analisados e pela falta de correspondência entre os padrões de variação registados (quando eles existem) e os constantes da literatura. Esta situação no caso dos descritores faunísticos podem decorrer do reduzido período de amostragem e no caso de outras variáveis, sobretudo referentes ao solo, exigiriam uma repetição do processo de amostragem e análise de modo a validar os resultados obtidos, implicando ou não a busca de outros determinantes para as variações registadas que não os descritores analisados.

6.1. Solos

A variação entre as situações de controlo e zonas aridas nas três áreas de amostragem é muito diversificada não mostrando qualquer padrão específico entre os elementos químicos presentes no solo, à excepção do potássio que segue um padrão semelhante nas situações de referência e nas áreas queimadas. A concentração de amónia corresponde ao esperado, assim como os valores de nitratos para a área 1 e 3. Considerando que a condutividade eléctrica aumenta após o fogo devido à presença de cinzas, que incrementa o teor de sais da solução, seria de esperar que a concentração de cloretos obtida nas amostras seguisse o mesmo padrão, o que não se observa.

É de salientar que a precipitação pode ter tido influência na variação da concentração dos elementos presentes no solo. Os locais Q1 e Q2 foram fortemente afectados pela precipitação em abril e maio de 2018, enquanto que a acção do fogo controlado em Q3 foi posterior a esse fenómeno, seguindo-se um período com pluviosidade baixa. A queima na zona 3 ocorreu após forte pluviosidade, pelo que não se poderá considerar uma evolução totalmente comparável com as áreas 1 e 2, pois eventualmente a precipitação induziu alterações na composição do solo. Contudo esta explicação parece só poder ser claramente aplicável à área 2, já que a área 1 se aproxima mais do padrão expectável.

Sumarizando, os resultados obtidos são muito estranhos dada a adjacência directa das zonas amostradas que levaria a esperar uma semelhança entre os resultados das análises das zonas de controlo o que de todo não acontece. O esclarecimento desta aparente anormalidade só pode ser concretizado com uma repetição e replicação da amostragem e das análises para validar os resultados obtidos e então obrigar a determinar outras explicações para as variações registadas que não decorram dos procedimentos de análise.

6.2. Vegetação

O padrão de recuperação da vegetação depende da capacidade de renovação das espécies presentes antes da queima. Por outro lado, a evolução da taxa de cobertura absoluta aponta no sentido de uma recuperação relativamente rápida do grau de protecção do solo, o que minimiza o risco de erosão do solo como consequência das acções de fogo controlado. Os resultados mostram-se concordantes temporalmente dado que evolui consoante a área queimada há mais tempo para a mais recente. Na globalidade a área 2 tem o maior número de espécies, no entanto, o grau de cobertura em Q2 ainda é só da ordem de 50% face a 70% do controlo, o que evidencia um maior sucesso da recolonização nesta área, mas, como seria de esperar, um desenvolvimento ainda limitado devido a ter decorrido pouco mais de um ano desde a realização do fogo controlado. A diferença entre C1/Q1 e C2/Q2 pode decorrer de perturbações ocorridas após Q1 (nomeadamente dois episódios de fortes chuvadas ocorridos nos períodos após os fogos controlados). Pode também dever-se a diferentes padrões de evolução de sucessão determinando que possa haver uma regressão susceptível de vir a ser recuperada a mais longo prazo. Contudo isso implicaria um período de amostragem mais longo (dois ou três anos no mínimo).

Em todas as áreas é observado um aumento das *Fabaceae* nas zonas queimadas, que se deve ao aumento da taxa de ocorrência da espécie *Pterospartum tridentatum*. Estes resultados estão de acordo com a literatura, sugerindo que esta espécie recupera muito bem após o fogo, sendo por isso muito resiliente. Espécies pertencentes ao género *Erica* da família *Ericaceae*, não apresentam uma recuperação tão rápida em termos de cobertura. A presença de *Pteridium aquilinum* revela-se substancialmente mais elevada nos locais Q1 e Q3 face aos locais de controlo, enquanto que na área 2 a sua presença é um pouco menos significativa.

O factor mais estranho é exactamente o facto de, mesmo ao fim de três anos, não haver alterações no peso relativo das espécies ocorrentes indiciando, quer uma muito menor capacidade de recolonização por parte das espécies que não o *Pterospartum tridentatum*, bem como, eventualmente, uma muito maior capacidade competitiva desta que inibe um mais rápido estabelecimento e aumento da taxa de cobertura relativa das restantes espécies. Esta pode ser uma explicação para a aparente regressão observada em C1 comparando com C2.

6.3. Fauna

Os resultados mostram que os grupos analisados revelam uma resposta muito variada ao fogo, sendo difícil ou mesmo impossível encontrar padrões consistentes para todos os

grupos amostrados. Para os carabídeos (à excepção da área 3) e aranhas a abundância revela-se superior nos locais de controlo. Em contraste, para os outros coleópteros a abundância é mais elevada nas zonas ardidas. O índice de Shannon-Wiener calculado não apresenta uma tendência distinta para qualquer um dos grupos analisados, com pequenas excepções pontuais. As Figuras 5.8, 5.9, 5.12, 5.14 representam a distribuição do número de indivíduos de cada *taxa* ao longo do período de amostragem, sendo claro que nenhum padrão evidente é observável.

Para os outros *Coleoptera* observou-se um padrão de ocorrência diferente dos *Carabidae* e oposto ao observado para as aranhas. Verifica-se a sua diminuição nas zonas de controlo e um incremento nas zonas queimadas. Aparentemente os resultados apontam para uma colonização rápida nas zonas abertas face às zonas de controlo, mais fechadas, onde a abundância é mais reduzida ou uma preferência dos grupos amostrados por situações abertas. Enquanto que o padrão de variação dos carabídeos se mostra irregular, pois não apresenta um padrão claro, os restantes *Coleoptera* parecem preferir zonas abertas a zonas mais fechadas. No entanto, a amostra revela-se reduzida e sem significado estatístico, pelo que seria necessário um estudo mais abrangente e prolongado para poder confirmar com clareza tal conclusão.

Araneae é o único grupo para cujo padrão dos resultados obtidos se mostra consistente, na medida em que varia de forma idêntica em todas as áreas estudadas. Os controlos revelam valores superiores em relação às zonas queimadas o que é compreensível pela dependência deste grupo de vegetação para a construção das suas teias. Seria de esperar que a abundância nos 3 controlos não apresentasse grandes variações entre si, considerando que estes locais não sofreram perturbações, mas observa-se uma tendência negativa da área 1 para a área 3.

Relativamente aos carabídeos, todas as áreas revelam diferenças em termos de abundância. A área 2 é a que apresenta maior abundância de espécies. As áreas 1 e 2 seguem o mesmo padrão de variação, nas quais a abundância se revela superior nos controlos. Na área 3 verifica-se a situação oposta, o controlo apresenta valores inferiores aos da zona queimada.

Apesar do número reduzido de espécimes do género *Harpalus* colectados, é coerente aparecerem apenas em zonas ardidas, considerando que são espécies que se alimentam predominantemente de sementes e têm preferência por habitats abertos com solo exposto. As espécies pertencentes ao género *Bembidion* e *Penetretus* são geralmente higrófilas, o que pode explicar o facto de aparecerem apenas no local C2.

O género *Notiophilus* compreende espécies diurnas. De acordo com a literatura ambas as espécies capturadas podem ser encontradas em bosque de quercíneas e pinhais. *N. biguttatus* é uma espécie silvícola, que tem preferência por áreas abertas com pouca

vegetação e *N. quadripunctatus* ocupa diferentes tipos de habitat, estando presente em ambientes mais húmidos. Ambas as espécies foram encontradas no local C2. De acordo com Aguiar & Serrano (2008, 2013), *N. biguttatus* apenas se encontra activa em Portugal desde a primavera até ao final do verão e *N. quadripunctatus* entre o fim da primavera e início do outono. O número de espécimes recolhidos não permite nenhuma conclusão fundamentada dado não ser estatisticamente significativo.

Apesar de *Poecilus kugelanni* ser considerada uma espécie xerófila, à excepção do local C1, encontra-se presente nas restantes zonas de amostragem, sendo que o número de indivíduos colectados foi muito superior na área 2 face às outras áreas. Tendo em conta que é uma espécie com preferência a ambientes secos, seria de esperar que fosse encontrada em maior número para todas as zonas áridas.

A espécie *Cicindela (Cicindela) marrocana marrocana* é uma espécie heliófila e com comportamento diurno que prefere espaços abertos. Segundo (A. Serrano *et al.*, 2008) a actividade sazonal ocorre entre os meses de março e maio. Esta espécie foi encontrada em maior quantidade nas zonas queimadas 2 e 3, o que indica a sua preferência a locais mais abertos e expostos ao sol.

O género *Platyderus* compreende espécies que preferem solos mais húmidos entre a folhada em áreas de mato, sendo consistente com o que os resultados, considerando que nos locais mais abertos e secos (Q1 e Q3), esta espécie não está presente.

O género *Syntomus* compreende espécimes relativamente higrófilos que se encontram geralmente junto a pedras ou sobre folhada (Antoine, 1959) e espécies associadas a ambientes mais secos. A amostragem não é estatisticamente significativa, mas a ecologia do género aponta para comportamentos semelhantes aos dos *Bembidion* e *Cicindela*, os quais já aparecem em número considerável como estatisticamente válido.

Foi apenas colectado um exemplar dos géneros *Microlestes* (em C1), *Philorhizus* e *Trechus* (em Q3). *Microlestes corticalis* encontra-se habitualmente em terrenos húmidos com solo argiloso. O género *Philorhizus* engloba espécies que geralmente preferem zonas de pastagem onde se alimentam no dossel. A espécie *Trechus obtusus* é descrita como espécie higrófila que pode também ser encontrada em ambientes costeiros ou pastagens de montanha.

Embora a bibliografia refira que o habitat preferencial da maioria das espécies amostradas como sendo de natureza higrófila, os resultados não o permitem afirmar com clareza, dado que muitas espécies consideradas higrófilas estejam presentes quer em ambientes ligeiramente mais húmidos quer em ambientes mais secos. Espécies que geralmente são encontradas em zonas abertas foram também encontradas em locais mais fechados pelo que constitui mais uma irregularidade e indica que estudos futuros contemplem um período de amostragem mais longo. De qualquer modo é de realçar a

estranheza relativamente à ocorrência de um número tão significativo de espécies e exemplares referidos como correspondendo a habitats higrófilos numa localização tendencialmente xérica como é a área de estudo, na qual não ocorrem zonas húmidas e onde apenas existe uma linha de água temporária.

Sendo o fogo controlado de baixa intensidade, seria de esperar que a abundância e riqueza específica se mantivessem comparáveis entre cada local de queima e as situações de referência correspondentes e que, em particular, as zonas onde a queima controlada foi realizada há mais tempo (local 1 – dois anos e local 2 – 1 anos) mostrassem uma recuperação muito mais significativa comparativamente à zona queimada apenas um mês antes do início do trabalho de campo.

As diferentes respostas ao fogo podem estar relacionadas com as mudanças na estrutura do habitat. A simplificação do habitat induzida pelo fogo advém do desaparecimento da vegetação e da redução da qualidade ou profundidade da matéria orgânica no solo. Essas mudanças na estrutura do habitat podem alterar a capacidade de obtenção de alimento e abrigo dos artrópodes, podendo também influenciar as condições microclimáticas necessárias para a sua sobrevivência. Os padrões fenológicos podem também estar associados à mortalidade directa causada pelo fogo (Niwa & Peck, 2002). Estes factores não explicam, contudo a tendência consistente para uma maior pobreza da área 1 e a falta de consistência entre os resultados dos controlos e das zonas queimadas e mesmo entre si, já que a semelhança dos primeiros e a homogeneidade do terreno e a proximidade dos locais de amostragem deveriam apontar para resultados bem diferentes.

É de realçar que diferentes factores podem ter influenciado os resultados obtidos. Para além da ocorrência de precipitação ser um dos factores a ter em consideração, a variação sazonal das diferentes espécies pode explicar a variabilidade dos resultados, considerando que a actividade sazonal varia entre espécies. Sabe-se que no Norte da Europa, o período de actividade é compreendido entre os meses da primavera e os finais do outono e durante os meses de verão (agosto e setembro), mas não durante o inverno (Dulge, 1994). No Sul da Península Ibérica, apesar de algumas excepções, a maioria dos carabídeos encontra-se activa durante os meses de inverno e inactivos nos meses de verão (julho, agosto, setembro) (Oliveira, 2016). De acordo com Tuf *et al.* (2012) 90% das espécies activas no outono têm hábitos nocturnos, ao passo que na primavera 30% das espécies encontram-se activas durante a noite. Pode-se considerar que a área de estudo corresponderá a uma situação mais próxima da descrita para a zona sul da Península, mas com um possível período de menor actividade nos meses de inverno devido às diferenças térmicas ocorrentes.

O conjunto dos resultados obtidos, devido provavelmente à limitação do período de amostragem, não permite uma interpretação consistente dos resultados obtidos, nomeadamente, como já referido, a abundância muito significativa de espécies

relativamente higrófilas num habitat de encosta orientado ao quadrante sul, e distanciado de quaisquer zonas húmidas.

É também de referir que no decorrer da amostragem, os eventos de precipitação ocorridos nos meses de Março e Abril, as armadilhas inundadas bem como a captura indesejável de predadores nas armadilhas (nomeadamente roedores e répteis) e a destruição de algumas armadilhas por parte de javalis podem ter reduzido o número de indivíduos colectados.

O delineamento da amostragem dos artrópodes foi realizado de modo a corresponder a uma amostragem estatisticamente representativa, tendo esta sido efectuada ao longo de 2 meses com 5 momentos de amostragem separados por períodos de duração semelhante. No entanto, os resultados têm muito pouca coerência pelo que se coloca a necessidade de considerar uma amostragem mais extensa no tempo e no espaço. A falta de conformidade nos resultados foi idêntica à registada na análise de solos. Comparando com estudos constantes da literatura em que o período de amostragem é significativamente mais longo e com maior número de pontos de amostragem, os resultados apontam para que um período de amostragem curto não é suficientemente representativo da situação ocorrente. Como referido anteriormente, dadas as limitações deste trabalho, nomeadamente logística e do tempo disponível para a elaboração de uma dissertação de mestrado, foi apenas possível realizar a amostragem durante 2 meses.

7. Considerações finais

De um modo geral, os resultados obtidos nos diferentes descritores considerados neste estudo (solo, vegetação e artrópodes, em especial carabídeos) justificam a necessidade dum estudo mais abrangente para entender e identificar e validar as variações obtidas relativamente às características químicas dos solos bem como o número de espécies de *Carabidae*.

Nas análises do solo foram detectadas variações significativas em todas as áreas, nomeadamente para a condutividade eléctrica e nutrientes. Já a presença de matéria orgânica e valores de pH evidenciam que o fogo controlado parece não ter induzido perturbações relevantes no solo.

Segundo estudos (Bultman & Uetz 1982, Michaels & McQuillan, 1995), os teores em matéria orgânica poderão afectar a comunidade de carabídeos e aranhas, factor de variação que não ocorre no presente caso de estudo, considerando que não se observaram diferenças significativas entre zonas queimadas e de controlo. Ainda no que concerne a matéria orgânica, a maior disparidade foi registada entre o local mais recentemente queimado e o respectivo controlo, sendo a única área que revela uma percentagem de matéria orgânica inferior na zona queimada. As áreas sujeitas a queimas controladas há mais tempo apontam para uma recuperação relativamente rápida dos teores de matéria orgânica do solo.

Os valores de pH observados mostraram-se semelhantes entre zonas ardidadas e de controlo, sugerindo que o fogo controlado não apresenta impactos adversos para este parâmetro.

A condutividade eléctrica nas áreas 1 e 3 está geralmente de acordo com o esperado, apesar do valor anómalo registado para Q1. Em oposição, a área 2 apresenta resultados contraditórios aos citados na literatura, considerando que a condutividade é superior na situação de referência. Mataix-Solera (1999) refere que após o fogo os nutrientes ficam mais susceptíveis a perdas por lixiviação, quer em profundidade no perfil do solo quer pela ocorrência de precipitação. Após a queima controlada em Q2 sucedeu-se um evento de pluviosidade acentuada, o que pode ter induzido a lixiviação dos nutrientes, explicando o valor inferior de condutividade eléctrica apresentado relativamente a C2.

Quanto aos elementos presentes no solo, não se observa um padrão minimamente coerente de variação dos mesmos entre os diferentes locais de amostragem, pelo que, dada essa incoerência dos resultados, não é possível inferir conclusões objectivas. Com efeito, os resultados obtidos relativos à concentração dos nutrientes analisados revelam-se totalmente inconsistentes e mesmo inexplicáveis dada a adjacência dos locais amostrados. Esperava-se que a concentração dos nutrientes em áreas queimadas fosse superior às

áreas de controlo, o que nem sempre se verifica. Dadas as divergências relativamente ao expectável e às referências da literatura, justifica-se, no futuro, a realização de uma amostragem mais abrangente e com repetições de modo a ser estatisticamente mais representativa e devidamente validada.

Importa registar que, devido às condições do trabalho (envolvendo um número muito significativo de variáveis estudadas) e às limitações de tempo decorrentes do calendário limitado associado ao período de duração da realização da dissertação de mestrado não foi possível realizar uma amostragem de solos com repetições, pelo que seria importante fazê-lo, de modo a verificar se os resultados resultam da própria amostragem e do procedimento analítico ou se são resultantes de outras características do terreno.

Estas observações, pela abrangência dos parâmetros analisados, levantam dúvidas em relação aos comportamentos constantes da literatura - normalmente variações lineares ao longo dos anos, apontando para a necessidade de uma análise mais abrangente das variáveis consideradas (como foi o caso deste estudo) e a consideração dos factores conjunturais de perturbação como, neste caso, foi a ocorrência de um evento climático excepcional.

O desenvolvimento da vegetação aponta para uma evolução positiva ao longo do tempo. A taxa de cobertura absoluta do solo demonstra ser elevada para locais onde o fogo controlado foi realizado há mais tempo, apesar de não atingir os valores correspondentes aos dos locais de controlo. Em termos de riqueza específica, a área 2 assume particular destaque pelo facto de apresentar um número de espécies relativamente elevado e com a diferença mínima entre zona de controlo e zona ardida. A espécie *Pterospartum tridentatum* apresenta uma taxa de cobertura relativa superior em todas as zonas ardidas comparativamente às situações de referência.

Os resultados obtidos referentes aos carabídeos mostram uma escassez bastante significativa das espécies ocorrentes nos locais de controlo e uma variação significativa entre eles apesar da sua grande proximidade física e semelhança em termos de vegetação. Portanto, é de estranhar, numa área de estudo com dimensões relativamente pequenas, morfologia e tipologia de vegetação idêntica, a variação significativa do número de espécies entre as 3 áreas de controlo, sobretudo no local C3 que apresenta uma riqueza específica muito reduzida de *Carabidae*. Esperava-se que o número de espécies nas situações de referência fosse mais regular. Deste modo, a variação nas zonas de controlo leva a questionar o porquê da heterogeneidade dos resultados das amostragens, pelo que esses resultados reforçam a necessidade de uma amostragem mais exaustiva e prolongada em termos temporais.

É de realçar o resultado inesperado da zona ardida 1 apresentar consistentemente um número de indivíduos inferior ao da zona 2 e semelhante ao da zona 3, quando, pelo facto

de, ter sido o local onde o fogo controlado teve lugar há mais tempo e o coberto já ter recuperado significativamente, ser de esperar que mostrasse maiores sinais de recuperação. Dado que os resultados do controlo coincidem com os da zona queimada, leva a concluir que deverá haver outra razão para esta diferença tão significativa. Contudo, nem os resultados dos solos, nem os da vegetação conseguem explicar esta discordância.

Para os *Coleoptera*, a riqueza específica é idêntica em todos os locais. À excepção dos carabídeos a abundância dos coleópteros revela-se superior nas zonas ardidas, no entanto, face à amostra reduzida estes resultados não são susceptíveis de serem tidos em consideração.

Araneae, por seu lado, apresentou uma tendência homogénea e consistente de variação em todas as áreas, a abundância nos controlos revelou-se superior às zonas ardidas. No geral a área 3, apresenta valores muito inferiores comparativamente às restantes áreas, contudo o baixo número de indivíduos detectados em Q3 pode dever-se ao facto de ser a zona queimada há menos tempo, estando ainda em processo de recolonização.

A irregularidade climática registada nos últimos anos pode ter contribuído para a variabilidade observada, sendo que no caso do presente ano, o inverno foi seco e relativamente quente o que pode explicar as diferenças nos padrões expectáveis de actividade. Os fogos controlados realizados em Fevereiro de 2017 e Fevereiro de 2018 foram realizados em situação de seca prolongada, ao passo que, no decorrer da realização de FC3, a situação de seca ainda não se tinha instalado. É de referir que após o fogo controlado 2, no mês seguinte, ocorreu uma forte precipitação, o que poderá ter interferido com as variações registadas nas análises de solos bem como na abundância de artrópodes, sobretudo na área 2 para os *Carabidae*.

Dada a variabilidade registada para cada área ao longo do tempo, este trabalho sugere que, para a realização de um estudo desta natureza, o período de amostragem tem de ter uma duração maior, de modo a obter resultados mais consistentes. Um período de amostragem alargado permite capturar um maior número de indivíduos, evitar a variação sazonal e distribuição irregular de determinados organismos ao aumentar a dimensão da amostra, permitindo clarificar as oscilações verificadas entre os momentos de amostragem.

Para além de uma amostra mais prolongada no tempo, destaca-se também a importância de considerar a replicação da amostragem em termos espaciais. Para os carabídeos e solos, a área 2 apresenta constantemente diferenças marcantes face às outras áreas de estudo. Nesta área a distância entre parcelas de amostragem C e Q é menor face às áreas 1 e 2, pelo que evidencia que a proximidade entre a parcela de controlo e a parcela de amostragem sujeita ao fogo controlado é um factor relevante a considerar, sendo fundamental um maior número de pontos de amostragem no espaço.

Este estudo mostra sobretudo a importância da consideração do maior número de domínios de caracterização (solos, eventos climáticos excepcionais, artrópodes e vegetação), tendo em conta que mesmo em áreas relativamente próximas, as variações observadas ao nível da química dos solos e dos artrópodes são muito significativas.

Apesar da ausência de consistência para os carabídeos e solos, estes resultados devem ser considerados nas futuras acções de gestão da propriedade. Este estudo não permite inferir se o fogo controlado é ou não uma técnica de gestão apropriada. Contudo, os resultados apontam para a necessidade de uma investigação mais complexa de forma a compreender as variações apresentadas. É de salientar, que devido à variabilidade registada, a importância dos factores bióticos e abióticos deve ser sempre considerada em estudos futuros.

Teria sido útil complementar este trabalho com as características do fogo durante as queimas para saber se as condições e padrões de queima foram idênticos em todas as áreas queimadas. Em estudos desta natureza, recomenda-se no futuro, avaliar as condições de realização do trabalho, não só posteriormente ao fogo como também antes da realização da queima, de modo a identificar com mais precisão as perturbações provocadas pelo fogo e as respostas da vegetação, artrópodes e solos em termos temporais.

8. Referências bibliográficas

Abensperg, T.M., Smith, G.T., Arnold, G.W. & Steven, D.E. (1996). The effects of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. I. Arthropods. *Journal of Applied Ecology* 33: 1281–1303.

Abildsnes, J. & Tømmeros, B. Å. (2000). Impacts of experimental habitat fragmentation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a boreal spruce forest. *Annales Zoologici Fennici* 37: 201–212.

Acácio, V., Holmgren, M., Jansen, P. A., & Schrotter, O. (2007). Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. *Ecosystems*, 10(7), 1220-1230.

Acácio, V., Holmgren, M., Jansen, P.A., Schrotter, O. (2007). Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. *Ecosystems* 10, 1220-1230.

Aguiar, C.A. & Serrano, A.R., (2013). Catálogo e atlas dos coleópteros carabídeos (Coleoptera: Carabidae) de Portugal continental. Sociedade Portuguesa de Entomologia. Lisboa. 265 pp.

AmBioDiv–Valor Natural (2014). Projecto de Reflorestação do Baldio de Carvalhais Estudo de Impacte Ambiental – Relatório teórico. Portucel Soporcel Florestal.

Ascoli, D., & Bovio, G. (2013). Prescribed burning in Italy: issues, advances and challenges. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 6(2), 79.

Bargmann, T., Hatteland, B. A., & Grytnes, J. A. (2015). Effects of prescribed burning on carabid beetle diversity in coastal anthropogenic heathlands. *Biodiversity and conservation*, 24(10), 2565-2581. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0945-1>

Beaudry, S., Duchesne, L. C., & Côté, B. (1997). Short-term effects of three forestry practices on carabid assemblages in a jack pine forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(12), 2065-2071.

Belillas, C. M., & Rodà, F. (1993). The effects of fire on water quality, dissolved nutrient losses and the export of particulate matter from dry heathland catchments. *Journal of Hydrology*, 150(1), 1-17.

Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X. & Martin, D. 2012. Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma*, 191, 1-150: 3 - 13.

Black, C. A., Evans, D. D., White, J. L., Ensminger, L. E. & Clark, F. E. (1965). *Methods of Soil Analysis: Part 1 - Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling*. American Society of Agronomy, Madison, USA

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.

Bond, W. J., Woodward, F. I., & Midgley, G. F. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New phytologist*, 165(2), 525-538.

Botelho, H. S. (1993). Importância dos combustíveis para a previsão do comportamento do fogo em incêndios florestais. *Simpósio sobre catástrofes naturais: Estudo, Prevenção e Protecção, LNEC, Lisboa*.

Botelho, H. S., Varejão, E., Fernandes, P. (1990). *Caracterização de combustíveis florestais: sua utilização na previsão do comportamento do fogo*. Livro do II Congresso Florestal Nacional, pp. 729-742.

Botelho, H., Fernandes, P., Loureiro, C. (2008). *Guia de Campo para Fogo Controlado em Matos*, UTAD, Vila Real.

Bowman, D. M., Murphy, B. P., Boer, M. M., Bradstock, R. A., Cary, G. J., Cochrane, M. A., Fensham, R.J., Krawchuk, M.A., Price, O.F. & Williams, R. J. (2013). Forest fire management, climate change, and the risk of catastrophic carbon losses. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(2), 66-67.

Bultman, T. L., & Uetz, G. W. (1982). Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia*, 55(1), 34-41.

Calvo, L., Tarrega, R., & De Luis, E. (1998). Space-time distribution patterns of shape *Erica australis* L. subsp. *shape aragonensis* (Willk) after experimental burning, cutting, and ploughing. *Plant ecology*, 137(1), 1-12.

Calvo, L., Tárrega, R., & De Luis, E. (2002a). The dynamics of Mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant ecology*, 160(1), 25-42. doi:10.1023/a:1015882812563

Calvo, L., Tárrega, R., & de Luis, E. (2002b). Secondary succession after perturbations in a shrubland community. *Acta Oecologica*, 23(6), 393-404.

Calvo, L., Tárrega, R., Luis, E. D., Valbuena, L., & Marcos, E. (2005). Recovery after experimental cutting and burning in three shrub communities with different dominant species. *Plant Ecology*, 180(2), 175-185. doi:10.1007/s11258-005-0200-z

Campbell, G. S., Jungbauer Jr, J. D., Bidlake, W. R., & Hungerford, R. D. (1994). Predicting the effect of temperature on soil thermal conductivity. *Soil science*, 158(5), 307-313.

Campos, A. M., & Novoa, F., (2006). Los Carabidae (orden Coleoptera) de Galicia (NO de España). Catálogo, distribución y ecología. *NACC-biología, Monografías*, (2).

Cândido, A. A., Silva, N., Barbosa, D., Farias, L., & Souza, W. (2012). Fauna edáfica

como bioindicadores de qualidade ambiental na nascente do rio São Lourenço, Campo Verde–MT, Brasil. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, 9(1).

Carmo, D. L., & Silva, C. A. (2012). Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(4), 1211-1220.

Casals, P., Valor, T., Besalú, A., & Molina-Terrén, D. (2016). Understory fuel load and structure eight to nine years after prescribed burning in Mediterranean pine forests. *Forest Ecology and Management*, 362, 156-168.

Cassagne, N., Pimont, F., Dupuy, J. L., Linn, R. R., Mârell, A., Oliveri, C., & Rigolot, E. (2011). Using a fire propagation model to assess the efficiency of prescribed burning in reducing the fire hazard. *Ecological Modelling*, 222(8), 1502-1514.

Castroviejo, S. et al. (Ed.) (1986-2014). Plantas vasculares de la Península Ibérica, e Islas Baleares. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.

Chaves, A. D. C. G., de Sousa Santos, R. M., dos Santos, J. O., de Albuquerque Fernandes, A., & Maracajá, P. B. (2013). A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 9(2), 43-48.

Choate, P. M. Introduction to the Identification of Insects and Related Arthropods-2003.

Choromanska, U., & DeLuca, T. H. (2002). Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(2), 263-271.

Cook, W. M., & Holt, R. D. (2006). Fire frequency and mosaic burning effects on a tallgrass prairie ground beetle assemblage. *Biodiversity & Conservation*, 15(7) 2301–2323. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-8227-3>

Costa, J. C., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã, M., & Neto, C. (1998). Biogeografia de Portugal continental.

Costa, J.B. 1(991). Caracterização e Constituição do Solo. Lisboa. Fundação Caloute Gulbenkian.

Covington, W. W., Fulé, P. Z., Hart, S. C., & Weaver, R. P. (2001). Modeling ecological restoration effects on ponderosa pine forest structure. *Restoration Ecology*, 9(4), 421-431.

Davies, K. F., & Margules, C. R. (1998). Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology*, 67(3), 460-471.

De Almeida, A. C., Nunes, A., & Figueiredo, A. (2009). Mudanças no uso do solo no interior Centro e Norte de Portugal. ISBN 978-989-26-0366-7.

De Luis, M., Raventós, J., González-Hidalgo, J. C., (2006). Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands. *Acta Oecologica* 30: 54-61.

Delgado, A., 2001. Efeitos do fogo controlado nas populações de vertebrados.

Projecto-piloto – O fogo controlado na prevenção de incêndios florestais no Perímetro de Entre Vez e Coura, Jornadas Técnicas para Divulgação de Resultados, Ponte de Lima, DRAEDM/EFN/CEABN-ISA/UTAD, pp. 9-12.

Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X. Terradas, J., (2002). Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* 83: 2293-2303. DICE, L. R., 1945. Measures of the amount of ecological association between species. *Ecology* 26: 297-302.

Digweed, S. C. Currie, C. R., Cárcamo, H. A., Spence, J. R. (1995). Digging out the "digging-in effect" of pitfall traps: influences of depletion and disturbance on catches of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pedobiologia*, 39, 561-576.

Duchesne, L. C., & McAlpine, R. S. (1993). *Using carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) as a means to investigate the effect of forestry practices on soil diversity* (Vol. 16).

Duelli, P., & Obrist, M. K. (1998). In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity & Conservation*, 7(3), 297-309.

Duguy, B. (2003). Interacción de la historia de usos del suelo y el fuego en condiciones mediterráneas. Respuesta de los ecosistemas y estructura del paisaje. Dissertação de doutoramento, Universidad de Alicante.

Dülge, R. (1994). Seasonal activity of carabid beetles in wooded habitats in northwest Germany (Coleoptera, Carabidae). In *Carabid Beetles: Ecology and Evolution* (pp. 125-131). Springer, Dordrecht.

Dülge, R., (1994). Seasonal activity of carabid beetles in wooded habitats in northwest Germany (Coleoptera, Carabidae). In *Carabid Beetles: Ecology and Evolution* (pp. 125-131). Springer, Dordrecht.

Epstein, M. E., & Kulman, H. M. (1990). Habitat distribution and seasonal occurrence of carabid beetles in east-central Minnesota. *American Midland Naturalist*, 209-225.

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. M., & Botelho, H. S. (2003). A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of wildland fire*, 12(2), 117-128. <http://dx.doi.org/10.1071/WF02042>.

Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Veja, J. & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(s1), e4-e14.

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.

Fernández, C., & Vega, J. A. (2014). Shrub recovery after fuel reduction treatments and a subsequent fire in a Spanish heathland. *Plant ecology*, 215(11), 1233-1243. doi:10.1007/s11258-014-0381-4

Fernández, C., Vega, J. A., & Fonturbel, T. (2013b). Fuel reduction at a Spanish heathland by prescribed fire and mechanical shredding: effects on seedling emergence. *Journal of environmental management*, 129, 621-627. doi:10.1016/j.jenvman.2013.08.034

Fernández, C., Vega, J. A., & Fonturbel, T. (2015). Does shrub recovery differ after prescribed burning, clearing and mastication in a Spanish heathland?. *Plant ecology*, 216(3), 429-437. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0447-y>

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, A. J. D., Coelho, C. D. O., Ritsema, C. J., Boulet, A. K., & Keizer, J. J. (2008). Soil and water degradation processes in burned areas: lessons learned from a nested approach. *Catena*, 74(3), 273-285.

Ferreira, A. M. P. J., (2000). Dados geoquímicos de base de sedimentos fluviais de amostragem de baixa densidade de Portugal Continental: Estudo de factores de variação regional. *Dados Geoquímicos de Base de Sedimentos Fluviais de Amostragem de Baixa Densidade de Portugal Continental: Estudo de Factores de Variação Regional*.

Ferreira, C., Carvalho, J., & Baptista, M. (2005). Instruções para o trabalho de campo do inventário florestal nacional–IFN 2005/2006. *Direcção Nacional de Gestão Florestal*, 68.

Floyd, T. M., Russell, K. R., Moorman, C. E., Van Lear, D. H., Guynn, D. C., & Lanham, J. D. (2002). Effects of prescribed fire on herpetofauna within hardwood forests of the upper piedmont of South Carolina: a preliminary analysis. In: *Gen. Tech. Rep. SRS–48. Asheville, NC: US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. pp. 123-127*.

Fontúrbel, M. T., Barreiro, A., Vega, J. A., Martín, A., Jiménez, E., Carballas, T., Fernández, C. & Díaz-Raviña, M. (2012). Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma*, 191, 51-60.

Fontúrbel, M. T., Barreiro, A., Vega, J. A., Martín, A., Jiménez, E., Carballas, T., ... & Díaz-Raviña, M. (2012). Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma*, 191, 51-60.

Ford, W. M., Menzel, M. A., McGill, D. W., Laerm, J., & McCay, T. S. (1999). Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern

Appalachians. *Forest ecology and management*, 114(2-3), 233-243.

Franco, J. A. & Afonso, M. L. R. (1994, 1998, 2003). Nova Flora de Portugal, Volume III (fascículos I, II e III). Escolar Editora. Lisboa.

Franco, J. A. (1971, 1984). Nova Flora de Portugal (Continente e Açores), Volumes I e II. Edição do Autor. Lisboa.

Freitas, M. A. F. (2015). *Fogo controlado no NW de Portugal: caracterização do comportamento do fogo em matos de Ulex europaeus e definição da prescrição*. Tese de mestrado.

Gagan, A. B. (2002). The Effects of Prescribed Fire on Millipede and Salamander Populations in a Southern Appalachian Deciduous Forest. Master Thesis, Eastern Tennessee University, Johnson City.

Galiana, L., & Lazaro, A. (2010). Potential barriers and factors for success. *Best practices of fire use—prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-study regions in Europe. European Forest Institute Research Report*, 24, 155-162.

Gauch, H. G., & Gauch Jr, H. G. (1982). *Multivariate analysis in community ecology* (No. 1). Cambridge University Press.

Gongalsky, K. B., Midtgaard, F., & Overgaard, H. J. (2006). Effects of prescribed forest burning on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): a case study in south-eastern Norway. *Entomologica Fennica*, 17(3), 325.

Gosper, C. R., Prober, S. M., & Yates, C. J. (2010). Repeated disturbance through chaining and burning differentially affects recruitment among plant functional types in fire-prone heathlands. *International Journal of Wildland Fire*, 19(1), 52-62. doi:10.1071/WF08200

Greenslade P. 1997. Are Collembola useful as indicators of the conservation value of native grasslands. *Pedobiologia* 41: 215–220.

Guiomar, N. & Fernandes, J. P. (2011). Manual de boas práticas de gestão dos espaços florestais na bacia drenante da albufeira de castelo do bode. Projeto Nascentes para a Vida – Volume V. EPAL - Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A.

Guiomar, N. & Ramalho, C., (2006). Defesa del sector forestal en Portugal contra los incêndios forestales. *EuropaCork*, IV(28): 24-29.

Halme, E. & Niemelä, J. (1993). Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici* 30: 17–30.

Hanes, T. L. (1971). Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological monographs*, 41(1), 27-52.

Hartford, R. A., & Frandsen, W. H. (1992). When it's hot, it's hot... or maybe it's not!(Surface flaming may not portend extensive soil heating). *International Journal of Wildland Fire*, 2(3), 139-144.

Höchtel, F., Lehringer, S., & Konold, W. (2005). "Wilderness": what it means when it becomes a reality—a case study from the southwestern Alps. *Landscape and urban planning*, 70(1-2), 85-95.

Instituto Adolfo Lutz (2008). Métodos físico-químicos para análise de alimentos. IV Edição, 1ª Edição Digital, São Paulo, pp. 104-105. Acedido a 18 de Maio de 2019. Disponível em: http://www.crq4.org.br/sms/files/file/analisedealimentosial_2008.pdf

Jones & Stokes (2004). *Nonburning alternatives to prescribed fire on wildlands in the western United States*. February. (J&S 01-562.) Sacramento, CA. Prepared for Fire Emissions Joint Forum, Western Regional Air Partnership.

Keeley, J. E. (1986). Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. In *Resilience in Mediterranean-type ecosystems* (pp. 95-112). Springer, Dordrecht.

Keeley, J. E. (2006). Fire management impacts on invasive plants in the western United States. *Conservation Biology*, 20(2), 375-384.

Keyser, P. D., Sausville, D. J., Ford, W. M., Schwab, D. J., & Brose, P. H. (2004). Prescribed fire impacts to amphibians and reptiles in shelterwood-harvested oak-dominated forests. *Virginia Journal of Science*, 55(4), 159-168.

Khanna, P. K., & Raison, R. J. (1986). Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a Eucalyptus pauciflora forest. *Soil Research*, 24(3), 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.

Koivula, M., Punttila, P., Haila, Y., & Niemelä, J. (1999). Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography*, 22(4), 424-435.

Landres, P. B., Verner, J., & Thomas, J. W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation biology*, 2(4), 316-328.

Lavorel, S., Canadell, J., Rambal, S., & Terradas, J. (1998). Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(3), 157-166.

Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., & Botkin, D. B. (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation biology*, 14(4), 941-950.

Lloret, F. (2004). Régimen de incendios y regeneración. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. F. Valladares Ros (Ed.). Organismo Autónomo Parques Nacionales: 101–126.

Lloret, F., Calvo, E., Pons, X., & Díaz-Delgado, R. (2002). Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, 17(8), 745-759.

Lloret, F., Pausas, J. G., Vilà, M., (2003). Responses of Mediterranean plant species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): field observations and

modelling predictions. *Plant Ecology* 167: 223-235.

Lourenço, L. (2006). Paisagens de socos e riscos naturais em vales do rio Alva. *Colectâneas Cindínicas*. VI, Coimbra, 192 p.

Lövei, G. L., & Sunderland, K. D. (1996). Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual review of entomology*, 41(1), 231-256.

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., Tarrega, R., & Luis-Calabuig, E. (2000). Comparative Analysis of Runoff and Sediment Yield with a Rainfall Simulator After Experimental Fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14(3), 293-307.

Marino, E., Guijarro, M., Hernando, C., Madrigal, J., & Díez, C. (2011). Fire hazard after prescribed burning in a gorse shrubland: implications for fuel management. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 1003-1011.

Marino, E., Hernando, C., Planelles, R., Madrigal, J., Guijarro, M., & Sebastián, A. (2014). Forest fuel management for wildfire prevention in Spain: a quantitative SWOT analysis. *International journal of wildland fire*, 23(3), 373-384. <http://dx.doi.org/10.1071/WF12203>

Mataix-Solera, J. & Cerdà, A. 2009. 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 Divulgación de la Ciencia, 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. 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral (PhD). Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.

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.

Mayor, A. G., Bautista, S., Llovet, J., & Bellot, J. (2007). Post-fire hydrological and erosional responses of a Mediterranean landscape: Seven years of catchment-scale dynamics. *Catena*, 71(1), 68-75.

Mclver, J. D., Parsons, G. L., & Moldenke, A. R. (1992). Litter spider succession after

clear-cutting in a western coniferous forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 22(7), 984-992.

Merriam, K. E., Keeley, J. E., & Beyers, J. L. (2007). *The role of fuel breaks in the invasion of nonnative plants*. US Department of the Interior, US Geological Survey.

Michaels, K. F., & McQuillan, P. B. (1995). Impact of commercial forest management on geophilous carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in tall, wet *Eucalyptus obliqua* forest in southern Tasmania. *Australian Journal of Ecology*, 20(2), 316-323.

Michaels, K. F., and P. B. McQuillan. (1995). Impact of commercial forest management on geophilous carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in tall, wet *Eucalyptus obliqua* forest in southern Tasmania. *Aust. J. Ecol.* 20: 326-323.

Monroe, M. E., & Converse, S. J. (2006). The effects of early season and late season prescribed fires on small mammals in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 236(2-3), 229-240.

Monteiro-Henriques, T. (2010). *Fitossociologia e paisagem da bacia hidrográfica do rio Paiva*. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.

Monteiro-Henriques T., Martins, M. J., Cerdeira, J. O., Silva, P. C., Arsénio, P., Silva, Á., Bellu, A., Costa, J. C. (2016). Bioclimatological mapping tackling uncertainty propagation: application to mainland Portugal. *International Journal of Climatology* 36(1): 400-411. doi:10.1002/joc.4357.

Montiel, C., & Kraus, D. T. (2010). *Best practices of fire use: prescribed burning and suppression: fire programmes in selected case-study regions in Europe*. European Forest Institute.

Montreal Process (2000). *Montreal Process Year 2000 Progress Report - Progress and innovation in implementing criteria and indicators for the conservation of sustainable management of temperate and boreal forests*. The Montreal Process Liaison Office. Canadian Forest Service, Ottawa, Canada.

Monzón, A., Fernandes, P., & Rodrigues, N. (2004). Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 50(1), 1-6.

Moreira, F., & Russo, D. (2007). Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape ecology*, 22(10), 1461-1476.

Moreira, F., Catry, F., Silva, J. S., & Rego, F. C. (2010). Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas. *Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas*, 1-323.

Moreira, F., Delgado, A., Ferreira, S., Borralho, R., Oliveira, N., Inácio, M., Silva, J., & Rego, F. (2003). Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young

Pinus pinaster stands of northern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 184(1-3), 225-237.

Moreira, F., Rego, F. C., & Ferreira, P. G. (2001). Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16(6), 557-567.

Moreno, J. M., Vásquez, A. & Véllez, R. (1998). Recent history of forest fires in Spain. In Moreno, J. M. (Eds.). *Large forest fires*, Backhuys Publishers, Leiden, 159-185.

Moreno, S., & Villafuerte, R. (1995). Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological conservation*, 73(1), 81-85.

Mouillot, F., Rambal, S., & Joffre, R. (2002). Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology*, 8(5), 423-437.

Narayan, C., Fernandes, P. M., van Brusselen, J., & Schuck, A. (2007). Potential for CO₂ emissions mitigation in Europe through prescribed burning in the context of the Kyoto Protocol. *Forest Ecology and Management*, 251(3), 164-173.

Naveh, Z. (1990). Fire in the Mediterranean – a landscape ecological perspective. In: Goldammer J.G. and Jenkins M.J. (eds), *Fire in Ecosystems Dynamics*. SPB Academic Publishing, The Hague, 1–20.

Nearby, 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.

Niemelä, J. (1990). Spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga: the question of scale. *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*, 143-155.

Niemelä, J. (1996). Population Biology and Conservation of Carabid Beetles. *Annales Zoologici Fennici* 33: 1–241 (entire issue).

Niemelä, J., & Baur, B. (1998). Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodiversity & Conservation*, 7(11), 1407-1416.

Niemela, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T., & Punttila, P. (1992a). Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. *Journal of biogeography*, 173-181.

Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M., Spence, J., (2000). The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of Insect Conservation* 4:3–9.

Niemelä, J., Spence, J. R., & Spence, D. H. (1992b). Habitat associations and seasonal

activity of ground-beetles (Coleoptera, Carabidae) in central Alberta. *The Canadian Entomologist*, 124(3), 521-540.

Niwa, C. G., & Peck, R. W. (2002). Influence of prescribed fire on carabid beetle (Carabidae) and spider (Araneae) assemblages in forest litter in southwestern Oregon. *Environmental Entomology*, 31(5), 785-796.

Noss, R. F., & Cooperrider, A. (1994). *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island Press.

Nunes, A. (2002). Região Centro de Portugal: duas décadas de incêndios florestais. *Territorium*, (9), 135-148.

Nunes, A. (2002). Uso do solo em Portugal Continental: aspetos gerais da sua evolução. *Cadernos de Geografia*, (21/23), 91-103.

Nunes, L., Silva, I., Pité, M., Rego, F., Leather, S., & Serrano, A. (2006). Carabid (Coleoptera) community changes following prescribed burning and the potential use of carabids as indicators species to evaluate the effect of fire management in Mediterranean regions. *Separata da Revista Silva Lusitana*.

Oliveira, A. M. M. E. D., (2016). Os carabídeos (Coleoptera, Carabidae) da Serra de Monchique (Sítio Rede Natura 2000): biodiversidade e ecologia.

Paje, F., & Mossakowski, D. (1984). pH-preferences and habitat selection in carabid beetles. *Oecologia*, 64(1), 41-46.

Pardini, G., Gispert, M., & Dunjó, G. (2003). Runoff erosion and nutrient depletion in five Mediterranean soils of NE Spain under different land use. *Science of the total environment*, 309(1-3), 213-224.

Pärt, T., & Söderström, B. (1999). The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biological Conservation*, 90(2), 113-123.

Pausas, J. G. (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic change*, 63(3), 337-350.

Pausas, J. G. (2004). La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*, 47-64.

Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A., & Vallejo, R. (2009). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?—A review. *International Journal of wildland fire*, 17(6), 713-723.

Pausas, J. G., Ribeiro, E., Vallejo, V. R., (2004b). Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 203: 251-259.

Pearce, J. L., & Venier, L. A. (2006). The use of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management : A review. *Ecological indicators*, 6(4), 780-793. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>

Pearce, J. L., Venier, L. A., McKee, J., Pedlar, J., & McKenney, D. (2003). Influence of habitat and microhabitat on carabid (Coleoptera: Carabidae) assemblages in four stand types. *The Canadian Entomologist*, 135(3), 337-357.

Pelton, G. A., & Conran, J. G. (2002). Comparison of two rolled sandy heath communities within a single fire patch in Ngarkat Conservation Park, South Australia. *Austral Ecology*, 27(1), 85-93.

Perchemlides, K. A., Muir, P. S., & Hosten, P. E. (2008). Responses of chaparral and oak woodland plant communities to fuel-reduction thinning in southwestern Oregon. *Rangeland ecology & management*, 61(1), 98-109.

Pereira, D. (2003). Método fitossociológico de Braun-Blanquet ou clássico sigmatista (análise da vegetação). Évora, Departamento de Planeamento Biofísico e Paisagístico. Universidade de Évora.

Pérez, B., Cruz, A., Fernández-González, F., & Moreno, J. M. (2003). Effects of the recent land-use history on the postfire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management*, 182(1-3), 273-283.

Pinho, J. R., Louro, G., & Paulo, S. (2006). Recuperação das Áreas Ardidadas em Portugal e a Gestão do Fogo: a Experiência da Equipa de Reflorestação (2004–2005). Pereira JS, Pereira JMC, Rego FC, and T Silva T (eds) *Incêndios Florestais em Portugal. Caracterização, Impactes e Prevenção*. ISAPress, Lisboa, 467-494.

Piñol, J., Beven, K., & Viegas, D. X. (2005). Modelling the effect of fire-exclusion and prescribed fire on wildfire size in Mediterranean ecosystems. *Ecological Modelling*, 183(4), 397-409. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.09.001>.

Piñol, J., Terradas, J., & Lloret, F. (1998). Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic change*, 38(3), 345-357.

Pinto-Correia, T., 1993. Land abandonment: changes in the land use patterns around the Mediterranean basin. *Cahiers Options Méditerranéennes* 1(2): 97-112.

Piper, C. S. (1950). Soil and plant analysis. University of Adelaide Press, Australia, 368p.

Pons, P., Lambert, B., Rigolot, E., & Prodon, R. (2003). The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity & Conservation*, 12(9), 1843-1860.

Potts, J. B., Marino, E., & Stephens, S. L. (2010). Chaparral shrub recovery after fuel reduction: a comparison of prescribed fire and mastication techniques. *Plant Ecology*, 210(2), 303-315.

Rainio, J., & Niemelä, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity & Conservation*, 12(3), 487-506.

Rego, F. C. (1986). Effects of prescribed fire on vegetation and soil properties in Pinus

pinaster forests of Northern Portugal. Tese de Doutoramento, Universidade de Idaho.

Rego, F. C. (1997). Fuel management and prescribed fire. *Forest fire risk and management. Proceeding of the European School of Climatology and Natural Hazards*, 133-142.

Rego, F. e Almeida, A. 1988. *Caracterização dos ecossistemas portugueses e sua relação com o perigo de incêndio*. Curso sobre o uso da técnica do fogo controlado – FLAD/UTAD/DGF. pp. 5-8.

Rivas, M., Reyes, O., & Casal, M. (2006). Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *International Journal of Wildland Fire*, 15(1), 73-80.

Rivas-Martinez, S., Penas, A., Diaz-González, T. E., Río, S. D., Cantó, P., Herrero, L., Pinto Gomes, C. & Costa, J. C. (2014). Biogeography of Spain and Portugal. Preliminary typological synopsis. *International Journal of Geobotanical Research*.

Rodrigo, A., Retana, J., Pico, F. X., (2004). Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85: 716-729.

Romero-Calcerrada, R., & Perry, G. L. (2004). The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984–1999. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 217-232.

Rovira, P., Romanyà, J., & Duguy, B. (2012). Long-term effects of wildfires on the biochemical quality of soil organic matter: a study on Mediterranean shrublands. *Geoderma*, 179, 9-19.

Rushton, S. P., Eyre, M. D., & Luff, M. L. (1990). The effects of management on the occurrence of some carabid species in grassland. *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*, 209-216.

Rushton, S. P., Luff, M. L., & Eyre, M. D. (1989). Effects of pasture improvement and management on the ground beetle and spider communities of upland grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 489-503.

Rykken, J. J., Capen, D. E., & Mahabir, S. P. (1997). Ground Beetles as Indicators of Land Type Diversity in the Green Mountains of Vermont: Escarabajos Terrestres como Indicadores del Tipo de Diversidad del Suelo en Green Mountains, Vermont. *Conservation Biology*, 11(2), 522-530.

Santos, J.Q. 1991. Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. Publicações Europa América, Mem Martins.

Santos, M. F. V., Gutiérrez, E., Vallejo, R., Meunier, I. J., & Cillero, D. (2003). Diversidade da vegetação pós-incêndio em terraços abandonados e ladeiras não cultivadas em Valença, Espanha. *Revista Árvore*, 27(3), 399-405.

Schermerhorn, L. J. G., (1980). Carta e notícia explicativa da folha 14-C (Castro Daire)

da Carta Geológica de Portugal à escala 1: 50.000. D: GGM Serviços Geológicos de Portugal.

Schowalter, T. D., Zhang, Y. L., & Rykken, J. J. (2003). Litter invertebrate responses to variable density thinning in western Washington forest. *Ecological Applications*, 13(5), 1204-1211.

Sikes, K. G., & Muir, P. S. (2009). A comparison of the short-term effects of two fuel treatments on chaparral communities in southwest Oregon. *Madroño*, 56(1), 8-23.

Siles, G., Rey, P. J., Alcántara, J. M., & Ramírez, J. M. (2008). Assessing the long-term contribution of nurse plants to restoration of Mediterranean forests through Markovian models. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1790-1798.

Smith, H. G., Sheridan, G. J., Lane, P. N., Nyman, P., & Haydon, S. (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: a review with implications for water supply. *Journal of Hydrology*, 396(1-2), 170-192.

Stoof, C. R., De Kort, A., Bishop, T. F., Moore, D., Wesseling, J. G., & Ritsema, C. J. (2011a). How rock fragments and moisture affect soil temperatures during fire. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), 1133-1143.

Stoof, C. R., Vervoort, R. W., Iwema, J., Elsen, E., Ferreira, A. J. D., & Ritsema, C. J. (2012). Hydrological response of a small catchment burned by experimental fire. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(2), 267-285.

Swetnam, T. W., & Betancourt, J. L. (1998). Mesoscale disturbance and ecological response to decadal climatic variability in the American Southwest. *Journal of Climate*, 11(12), 3128-3147.

Terradas, J. (1996). *Ecología del foc*. Edicions Proa S.A., Barcelona.

Thiele, H. 1977. *Carabid Beetles in their Environments. A Study on Habitat Selection and Adaptations in Physiology and Behaviour*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Trabaud, L. (1987). Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in Mediterranean ecosystems. In *Plant response to stress* (pp. 607-621). Springer, Berlin, Heidelberg.

Trabaud, L., & Lepart, J. (1980). Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43(1-2), 49-57.

Trautner, J., & Geigenmüller, K. (1987). *Tiger beetles, ground beetles. Illustrated key to the Cicindelidae and Carabidae of Europe*. TRIOPS Verlag.

Triana, S. P., Rousseau, G. X., da Piedad, A. R., Celentano, D., Zelarayán, M. L. C., & Braun, H. (2015). La macrofauna del suelo como indicadora de degradación de bosques ribereños en la amazonia oriental brasilera. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 114(1), 49-60.

Trigo, R. M., Pereira, J. M., Pereira, M. G., Mota, B., Calado, T. J., Dacamara, C. C.,

& Santo, F. E. (2006). Atmospheric conditions associated with the exceptional fire season of 2003 in Portugal. *International Journal of Climatology*, 26(13), 1741-1757.

Tuf, I.H., P. Dedek, & M. Veselý., (2012). Does the diurnal activity pattern of carabid beetles depend on season, ground temperature and habitat?" *Archives of Biological Sciences* 64(2): 721–732.

Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197.

Turner, M. G., & Dale, V. H. (1991). Modeling landscape disturbance. *Ecological studies: analysis and synthesis (USA)*. Quantitative methods in landscape ecology. Springer, New York, pp. 323-351.

Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L. R., Bernia, S., & Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379-384.

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).

Vandermaast, D. B., Moorman, C. E., Russell, K. R., & Van Lear, D. H. (2004). Initial vegetation response to prescribed fire in some oak-hickory forests of the South Carolina piedmont. *Natural Areas Journal*, 24(3), 216-222.

Vega, J. A., Fernández, C., & Fonturbel, T. (2005). Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation & Development*, 16(1), 37-51.

Vélez, R. (1993). High intensity forest fires in the Mediterranean basin: Natural and socioeconomic causes. *Disaster Management*, 5(1), 16-20.

Weast, 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.

Weaver, J. C. (1995). Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology*, 9(4), 939-942.

Whelan, R. J. (1995). *The ecology of fire*. Cambridge university press.

Wikars, L. O. (1995). Clear-cutting before burning prevents establishment of the fire-adapted *Agonum quadripunctatum* (Coleoptera: Carabidae). *Annales Zoologici Fennici*. 32, 375-384

Zavala, L. M., Jordán, A., Gil, J., Bellinfante, N., & Pain, C. (2009). Intact ash and charred litter reduces susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(11), 1522-1532.

8.1. Manuais dos equipamentos utilizados

Instructions of manual Crison Conduimeter portable 523

Manual de instruções de utilização kit Palintest

8.2. Sítios consultados

Climate-data. Clima São Pedro do Sul. Acedido a 24 de Setembro de 2019. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/europa/portugal/sao-pedro-do-sul/sao-pedro-do-sul-434110/#climate-table>

Land Copernicus. Mapas Corine Land Cover. Consultado a 17 de Abril de 2019. Disponível em: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

Montis – ACN. A perspectiva da equipa técnica. Acedido a 20 de Março de 2019. Disponível em: <http://montisacn.blogspot.com/2018/12/a-perspectiva-da-equipa-tecnica.html>

Montis – ACN. Baldio de Carvalhais. Acedido a 13 de Março de 2019. Disponível em: <http://montisacn.blogspot.com/p/baldio-de-carvalhais.html>

Montis – ACN. Não foi exactamente como planeado. Acedido a 19 de Março de 2019. Disponível em: <http://montisacn.blogspot.com/2018/02/nao-foi-exactamente-como-planeado.html>

Montis – ACN. O importante é o que conseguimos fazer nos intervalos. Acedido a 20 de Março de 2019. Disponível em: <http://montisacn.blogspot.com/2019/01/o-importante-e-o-que-conseguirmos-fazer.html>

Montis –ACN. Relatório de gestão de terrenos Montis/2017. Acedido a 13 de Março de 2019. Montis – ACN. Um bom criado, um mau patrão. Acedido a 19 de Março de 2019. Disponível em: <http://montisacn.blogspot.com/2017/03/um-bom-criado-um-mau-patrao.html>

Disponível em: https://drive.google.com/file/d/0B6y_MxkhN8fbUU9wUUROaHZoN2c/view

SNIRH. Boletim de precipitação Castro Daire/Lamelas. Acedido a 30 de Setembro de 2019. Disponível em: <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.1>

9. Anexos

Quadro 9.1: Grupos capturados nas armadilhas que não foram considerados para análise.

Classe, ordem e morfoespécie	Nº indivíduos	C1	Q1	C2	Q2	C3	Q3
<i>Arachnida</i>							
<i>Opiliones</i>	98						
Morfo 1		26	8	6	25	11	22
<i>Pseudoscorpiones</i>							
Morfo 1	2					2	
<i>Chilopoda</i>							
<i>Lithobiomorpha</i>	23						
Morfo 1		6	4	3	1	3	6
<i>Entognatha</i>							
<i>Collembola</i>	1251						
Morfo 1		64	28	17	80	61	130
Morfo 2		19	1	11	9	18	21
Morfo 3		89	42	80	96	64	17
Morfo 4		33	8	3	2	15	1
Morfo 5		20	24	5	12	3	
Morfo 6		37	8	23	26	28	3
Morfo 7		5	5	4		10	1
Morfo 8				1		10	
Morfo 9					15		
Morfo 10		2	1	14	36	16	18
Morfo 11			1	6	6	2	
<i>Insecta</i>							
<i>Dermaptera</i>	1						
Morfo 1			1				
<i>Diptera</i>							
	625						
Morfo 1		33	12	15	18	9	13
Morfo 2		8	34	1	8	7	7
Morfo 3		18	48	38	51	58	50
Morfo 4		6	2	2	38		
Morfo 5		16	50	21	11	11	3
Morfo 6		1					
Morfo 7			2	1	1	1	

Morfo 8		1					1
Morfo 9		7		2	1	5	2
Morfo 10		3					
Morfo 11			1				
Morfo 12				1		6	
Morfo 13						1	
<i>Hemiptera</i>		44					
Morfo 1		1	3	2	4	5	
Morfo 2		2	4	16	3		
Morfo 3				1			
Morfo 4						1	
Morfo 5						1	1
<i>Hymenoptera</i>		389					
Morfo 1		165	1	4	5	2	
Morfo 2		9			1	4	
Morfo 3		2	1				
Morfo 4		1	1				
Morfo 5					2	1	
Morfo 6		4		1			3
Morfo 7		20	8	11		23	10
Morfo 8					2	44	
Morfo 9		27	1	4		5	7
Morfo 10		1	3	1	8	1	
Morfo 11			3	2		1	
<i>Lepidoptera</i>		1					
Morfo 1					1		1
<i>Orthoptera</i>		18					
Morfo 1					6		6
Morfo 2			1	2		1	2
<i>Siphonaptera</i>		1					
Morfo 1		1					
Outro		111					
Morfo 1		1	12	7	3	24	16
Morfo 2		1	8	12	4	8	1
Morfo 3		2	12				