



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Efeito do fogo nas comunidades de aves da Serra do Acor

Mario Paulo Saramago Ruivo

Orientador | Rui do Nascimento Fazenda Lourenço

Évora 2019





Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Efeito do fogo nas comunidades de aves da Serra do Acor

Mario Paulo Saramago Ruivo

Orientador | Rui do Nascimento Fazenda Lourenço

Évora 2019





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

Presidente | Paulo Sá Sousa (Universidade de Évora)

Vogal | João Eduardo Rabaça (Universidade de Évora)

Vogal-orientador | Rui do Nascimento Fazenda Lourenço (Universidade de Évora)

Évora 2019



Resumo

Apesar de o fogo ser considerado uma perturbação natural no Mediterrâneo, tem aumentado o número de incêndios e o total de área queimada durante o último século, criando assim uma forte influência na diversidade e distribuição de espécies. Portanto, foi aproveitada a ocorrência do fogo na Serra do Açor, que é considerado um *hotspot* para a avifauna, para perceber qual a influência das diferentes severidades do fogo na comunidade de aves. Neste sentido, foram realizados censos, de modo a registar a abundância e riqueza de aves presentes na área, durante o primeiro e segundo ano pós-fogo. Após a avaliação de vários parâmetros, verificou-se que as aves preferem usar zonas afetadas com baixa e alta severidade, ao contrário de zonas com severidade intermédia. Assim, é crucial compreender como as espécies são influenciadas pelo fenómeno do fogo, uma vez que permite criar critérios a usar em medidas de conservação futuras.

Palavras-chave: Estrutura das comunidades, Efeito do fogo, Perturbações do habitat, Áreas protegidas, Bosques mediterrâneos.

Abstract

Effect of fire in the bird communities of Serra do Açor

Despite fire being a natural phenomenon in the Mediterranean, the number of fires and the total burned area has increased in the last century, and therefore influencing the biodiversity and distribution of species. Keeping this in mind, we analysed the influence of different severities of fire on the bird community, in the specific case of a fire in Serra do Açor, a protected area known as a hotspot for wildlife. We conducted census, registering the abundance and richness of birds present in the area, during the first and second post-fire years. After the analysis of several parameters, we concluded that birds preferred affected areas with low and high severity, and not areas with intermediate level. Therefore, it is crucial to understand how species are influenced by the phenomenon of fire, since it allows to create criteria that can be used in future conservation measures.

Keywords: Community structure, fire effects, habitat disturbances, protected areas, Mediterranean woodland.

Agradecimentos

Gostava desde já agradecer ao meu orientador Rui Lourenço por ter aceite trabalhar comigo neste tema de trabalho, por toda a paciência para me receber e esclarecer todas as dúvidas e pela ajuda disponibilizada durante a realização do estudo.

À Prof. Celeste Silva por me ter apresentado este tema de trabalho, por todos os conhecimentos e competências transmitidos e por toda a preocupação com os diversos percalços que foram surgindo.

Aos meus amigos Bruno Natario, João Alves, Francisco Barreto e Nuno Gomes, que me acompanharam em algumas saídas de campo e que foram sempre um grande apoio ao longo destes anos.

A todos os meus colegas e amigos de licenciatura e de mestrado que me acompanharam nos grandes momentos durante estes cinco anos.

À minha família e restantes amigos por todo o apoio, preocupação e incentivo em qualquer fase da minha vida universitária.

Por último, um agradecimento especial à minha amiga e namorada Rita Silva pelo apoio em saídas de campo, escrita, sugestões e ajuda na concretização deste trabalho.

Índice

Resumo.....	4
Abstract	5
Agradecimentos	6
Índice de Figura	8
Introdução.....	9
Objetivos	14
Metodologia.....	15
Área de estudo	15
Caracterização da paisagem	15
Recolha de dados sobre severidade do fogo na área de estudo	17
Amostragem de campo para caracterização das comunidades de aves	17
Análise de dados	20
Variáveis resposta (caracterização da comunidade de aves)	20
Variáveis explicativas (efeito da severidade do fogo e outras variáveis ambientais)	22
Análise estatística	23
Resultados.....	24
Caracterização geral da comunidade de aves	24
Análise multivariada do efeito do fogo e outras variáveis ambientais na comunidade de aves	26
Comparação do efeito da severidade do fogo na comunidade de aves	27
Comparação do efeito da severidade do fogo nas diferentes espécies de aves	30
Discussão.....	33
Conclusão	38
Referências.....	39
Anexos.....	47

Índice de Figura

Figura 1 - Imagem da área de estudo com os respectivos pontos de amostragem distribuídos pelas diferentes classes de severidade: Verde- severidade baixa; Amarelo- severidade média; Laranja- severidade alta; Vermelho- severidade muito alta	18
Figura 2: Riqueza de espécies nos diferentes habitats. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.	25
Figura 3: Abundância de indivíduos nos diferentes habitats. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.	25
Figura 4: Análise de redundância (RDA), onde mostra a análise multivariada das 8 variáveis ambientais e as 11 variáveis resposta que caracterizam a comunidade.	26
Figura 5: Distribuição do número de indivíduos por saída e pelos diferentes níveis de severidade.	27
Figura 6: Abundância pelas diferentes classes de severidade, admitindo que cada classe apresenta o mesmo número de pontos. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.	28
Figura 7: Distribuição do número de espécie por saída e pelos diferentes níveis de severidade.	29
Figura 8: Variação da riqueza específica de aves pelas diferentes classes de severidade. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.	29
Figura 9: Distribuição do número de indivíduos na época de reprodução, usando as duas primeiras bandas de distância e pelos diferentes níveis de severidade.	30
Figura 10: Agrupamento de espécies com base em características funcionais. <i>Phylloscopus bonelli</i> , <i>Calandrella brachydactyla</i> , <i>Luscinia megarhynchos</i> , <i>Cuculus canorus</i> , <i>Sylvia undata</i> , <i>Anthus pratensis</i> , <i>Prunella modularis</i> , <i>Picus viridis</i> , <i>Galerida spp.</i> , <i>Motacilla alba</i> , <i>Regulus spp.</i> , <i>Cettia cetti</i> , <i>Lophophanes cristatus</i> , <i>Phylloscopus collybita</i> , <i>Aegithalos caudatus</i> , <i>Periparus ater</i> , <i>Dryobates minor</i> , <i>Sitta europaea</i> , <i>certhia brachydactyla</i> , <i>Dendrocopos major</i> , <i>Troglodytes troglodytes</i> , <i>Phoenicurus phoenicurus</i> , <i>Saxicola rubetra</i> , <i>Cyanistes caeruleus</i> , <i>Parus major</i> , <i>Erithacus rubecula</i> , <i>Fringilla coelebs</i> , <i>Sylvia atricapilla</i> , <i>Sylvia melanocéfala</i> , <i>Garrulus glandarius</i> , <i>Turdus merula</i> , <i>Carduelis canabina</i> , <i>Carduelis carduelis</i> , <i>Chloris chloris</i> , <i>Serinus serinus</i> , <i>Emberiza cia</i> , <i>Turdus philomelos</i> , <i>Turdus viscivorus</i> , <i>Alectoris rufa</i> e <i>Columba palumbus</i>	31
Figura 11: Três padrões de respostas diferentes relativamente à abundância em reação à severidade do. <i>Regulus ignicapillus</i> representa as espécies cuja abundância diminuiu com o aumento da severidade. <i>Sylvia atricapilla</i> representa as espécies cujas diferenças nas abundâncias não são significativas nas diferentes classes de severidade. <i>Serinus serinus</i> representa as espécies cujas abundâncias aumentaram principalmente nas zonas de maior severidade.	32

Introdução

A pressão exercida sobre a biodiversidade é cada vez maior, devido à ação conjunta da destruição dos ecossistemas e das alterações climáticas. O que faz com que aumente a necessidade de conservar o maior número de espécies e habitats existentes no nosso planeta (Scheffers *et al.*, 2016). Para isso, é necessário ter em conta que para planear a recuperação de uma única espécie, são indispensáveis conhecimentos profundos na área da biologia, deste modo é irrealista haver uma estratégia de conservação para todas as espécies e habitats existentes (Crandall *et al.*, 2018).

Posto isto, houve a necessidade de criar áreas protegidas, para assegurar a proteção de diferentes tipos de ecossistema e espécies de acordo com o seu estado de ameaça, que se baseia na raridade e probabilidade de extinção das mesmas (Rodrigues *et al.*, 2006).

Em Portugal, a Rede Natura 2000 é a espinha dorsal da conservação da biodiversidade, esta é constituída numa rede de áreas protegidas, baseando-se na Diretiva Aves (79/409 / CEE, alterada em 2009: 2009/147 / CE) e na Diretiva Habitats (92/43 / CEE, consolidada em 2007) da União Europeia. Esta rede, destina-se a garantir a sobrevivência a longo prazo, das espécies e habitats mais valiosos e ameaçados da Europa (enumerados nos anexos destas duas diretivas), e tem-se mostrado eficaz contra as ameaças humanas em curso.

Embora as abordagens tradicionais de conservação sejam baseadas na seleção de áreas protegidas estáticas, estas são cada vez mais questionadas, devido ao facto de muitas espécies poderem transferir as suas distribuições para fora das áreas protegidas existentes, devido às mudanças climáticas (Alagador *et al.*, 2014).

Recentemente, tem havido uma evolução no foco da conservação, priorizando mais as interações entre espécies do que as espécies individualmente, com o objetivo de manter a integridade do ecossistema diante das mudanças globais, ao invés de se investir recursos apenas para as espécies já ameaçadas, criando assim uma melhor proteção ao maior número de espécies e respetivos habitats (Harvey *et al.*, 2016).

Deste modo, é necessário unir esforços entre os conservacionistas, os investigadores e os tecnólogos, de modo a criar ferramentas úteis para ultrapassar os desafios dispostos pela conservação. Ferramentas essas, que passam pela criação de

novas técnicas e tecnologias para monitorizar a vida selvagem, ajudando assim em outros pontos de conservação, como o restauro de habitats, o combate de espécies invasoras e contrabalançar os efeitos do aquecimento global.

Portugal é considerado um país florestal, com base no último Inventário Florestal Nacional, os povoamentos florestais ocupam cerca de 35% do território continental (ICNF, 2013), apesar da diminuição na última década, devido aos incêndios florestais. Estes, são também uma importante fonte de emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera (Alonso *et al.*, 2017), contribuindo substancialmente para as mudanças climáticas que se fazem notar no nosso país, principalmente durante os períodos de escassez de água (Urbieto *et al.*, 2015).

A frequência e a extensão dos incêndios florestais têm aumentado no Mediterrâneo devido a três fatores principais: o abandono generalizado da terra e a acumulação de combustível (Pausas & Munoz, 2011); o aquecimento global (Pausas, 2004) e a atividade de supressão de incêndios (Moreno *et al.*, 2014). Durante o século XX houve uma mudança no efeito do fogo, sendo que a atividade dos incêndios foi limitada pela falta de combustível até a década de 1970, onde o ecossistema mantinha um certo equilíbrio através da intervenção sistemática dos pastores e agricultores, nomeadamente pelo uso do fogo nas zonas de pastagem extensiva e pelo corte periódico dos matos. Com o êxodo rural e a desertificação humana, estas práticas foram abandonadas, levando à rotura de um equilíbrio criado pelo homem. Foi então, verificado que após essa data houve um aumento do número de incêndios, originado pela seca (Pausas & Muñoz, 2011).

Assim, os incêndios florestais são um dos principais componentes dos regimes de perturbação nos ecossistemas do tipo mediterrânico (Keeley, 2012). Em Portugal, 18,7% da área florestal está integrada no Sistema Nacional de Áreas de Conservação, incluindo as matas nacionais que representam um dos mais valiosos espaços naturais de Portugal, incluindo diversas áreas classificadas como Património Mundial pela UNESCO (ICNF, 2013). Estas áreas incluem ecossistemas propensos ao fogo, onde o efeito dos incêndios florestais e das políticas de combate a incêndios devem ser explicitamente consideradas, pois espera-se que eles interajam de perto com esta perturbação e produzam efeitos positivos e negativos sobre a biodiversidade (Kelly *et al.*, 2014).

As características do incêndio correlacionam-se diretamente com as características da área afetada e através da severidade do mesmo, onde a estrutura e as características do combustível variam de acordo com o clima e os tipos de vegetação. Estas características alteram o comportamento do fogo, definindo a sua taxa de propagação, intensidade da linha do fogo e altura do fogo, aumentando ou diminuindo assim o tamanho do fogo e a área queimada (Liu & Wimberly, 2015). A propagação do fogo é um processo contínuo, onde o desenvolvimento de grandes incêndios depende da contínua disponibilidade de combustível ao longo de grandes áreas (Parks *et al.*, 2011).

O fogo, também apresenta diferentes intensidades, sendo que esta está diretamente correlacionada com o grau de consumo de matéria, influenciando assim o grau de severidade, que é a perda de matéria orgânica no solo e na conversão de matéria orgânica acima do solo em cinzas, ou seja, o modo com que algumas manchas de vegetação permanecem intactas, outras são muito ou pouco queimadas (Burton *et al.*, 2008). Este fator deve-se muitas vezes à topografia expressa através do seu efeito no clima, aos tipos contrastantes de vegetação, às quantidades de combustível, à humidade do combustível e à modificação do vento (Marques *et al.*, 2011). Por exemplo, as ravinas e as linhas de drenagem são menos propensas a serem severamente queimadas do que as encostas devido à vegetação menos inflamável, proteção contra vento e níveis mais altos de humidade (Berry *et al.*, 2015).

Segundo Ryan & Noste (1985) uma das primeiras métricas para obter a severidade do fogo são os impactos imediatos dos pulsos de calor acima e abaixo do solo, estando diretamente relacionados com a intensidade do fogo. Deste modo, Ryan & Noste (1985) desenvolveram um índice que inclui uma matriz de vegetação e os impactos no solo, refletindo o grau de matéria orgânica consumida através da intensidade da linha de fogo, da duração do aquecimento e da secura do solo e da planta.

Mais recentemente, através de ferramentas de deteção remota, mais especificamente o uso de imagens de satélite (Landsat 8), foram criados uma série de índices para mapeamento e monitorização dos efeitos de incêndios florestais (Ariza, 2013). Através desses índices podem ser criados mapas em que a gravidade é

representada em forma de categorias: não queimado, baixa severidade, severidade média, severidade alta e severidade muito alta (Martínez & Manso, 2017).

Estudos estatísticos, mostram correlações entre a severidade do fogo e as diferentes respostas do ecossistema. Por exemplo, nas florestas tem sido demonstrado que a severidade do fogo está ligada à recuperação da floresta e à invasão de plantas invasoras (Wang & Kemball, 2003) e também com as respostas dos ecossistemas, como riqueza de espécies e padrões de recrutamento de plântulas (Johnstone & Chapin, 2006).

Os ambientes propensos a incêndios, têm promovido a adaptação de várias espécies de vegetação, permitindo que essas espécies adaptadas ao fogo se recuperassem após o fogo, embora, esta recuperação não seja homogênea devido aos efeitos da severidade do fogo (Crotteau *et al.*, 2013). Os padrões de recuperação de vegetação a curto prazo são diferentes entre os níveis de severidade do fogo, especialmente entre os de baixa e alta severidade (Meng, *et al.*, 2015). Por exemplo, Crotteau *et al.*, (2013) concluíram que existe uma maior densidade de plântulas de coníferas em manchas de severidade média e que a densidade de plântulas de arbustos aumentou acentuadamente com a severidade do fogo.

Os ecossistemas do tipo mediterrânico são geralmente reconhecidos como resilientes ao fogo, dado que muitas espécies são capazes de sobreviver ou restabelecer-se após o fogo (Malanson & Trabaud, 1987).

Recentemente, o fogo tem sido amplamente relatado como um modificador temporário de propriedades do solo (Certini, 2014), podendo ter vários impactos diretos na microbiologia do solo. Mesmo um fogo de baixa severidade pode reduzir a biomassa microbiana do solo e a respiração, devido ao aumento da temperatura na superfície do solo (Certini, 2005). Os incêndios de baixa e moderada gravidade normalmente movem-se rapidamente e a maior parte do seu calor é libertado para cima, sendo o seu impacto sobre os solos muito menor, contribuindo assim para uma recuperação mais rápida da paisagem (Soleraa *et al.*, 2009).

Os incêndios florestais de alta severidade, reduzem a atividade microbiana significativamente devido às altas temperaturas registadas na superfície do solo,

retardando o aumento da humidade do solo, nutrientes e recuperação da vegetação (Rojas *et al.*, 2016).

A severidade do fogo, é o fator mais crítico que afeta diretamente as respostas das plantas (Vallejo *et al.*, 2011), embora, nas comunidades de plantas existem diferentes grupos funcionais de espécies, dependendo da sua resposta ao fogo (Pausas, 2004). As comunidades vegetais características do mediterrânico apresentam alta resiliência após o fogo, onde muitas espécies se regeneram por meio de rebentação de estruturas resistentes ao fogo, enquanto outras se regeneram pela germinação de sementes protegidas contra o fogo, armazenadas no banco de sementes do solo (Gouveia, 2010).

As aves, devido à sua capacidade de voar, podem evitar os efeitos diretos das chamas mudando para habitats adjacentes, não afetados pela passagem do fogo (Lawrence, 1966). No entanto, a modificação drástica do habitat tem importantes consequências na recolonização da área queimada.

Nas comunidades de aves da floresta mediterrânica, o fogo pode determinar uma heterogeneidade da paisagem, sendo estes um dos agentes mais importantes na alteração da paisagem e na composição das comunidades de aves (Herrando, 2009). Algumas espécies passeriformes reprodutoras têm sido usadas, com sucesso, para avaliar mudanças ecológicas no nível da paisagem devido à sua seleção específica da estrutura da vegetação (Pons *et al.*, 2003). Por outro lado, Kotliar *et al.*, (2002) fez uma revisão de vários estudos, onde observou que nem todas as espécies de aves reagem da mesma forma às alterações provocadas pelo fogo. Sendo que, esta reação é refletida nas diferentes distribuições de diferentes espécies devido à fenologia das espécies (Kotliar *et al.*, 2002). No geral, as espécies de aves florestais são as mais afetadas negativamente pelo fogo (Ukmar *et al.*, 2007), uma vez que perdem todo o seu nicho ecológico, enquanto que as espécies de habitat aberto beneficiam muito com a perda de vegetação (Pons & Bas, 2005).

Posto isto, será de esperar que a riqueza de espécies e a frequência com que são detetadas seriam menores em locais que tivessem sofrido severidades de fogo elevadas do que em locais que tivessem sofrido de forma moderada pela severidade do fogo ou permanecessem sem alterações.

Sendo assim, é necessário avaliar em que medida os efeitos das mudanças de habitat induzidas pelo fogo podem provocar alterações na estrutura das comunidades de aves num ecossistema mediterrâneo. Neste estudo, foram caracterizados locais na Serra do Açor afetados pelo fogo com diferentes severidades por forma a estimar o impacto que a severidade teve na comunidade de espécies da avifauna.

Objetivos

Torna-se assim importante avaliar em que medida as alterações nos ecossistemas provocadas pelas diferentes severidades do fogo podem provocar mudanças na composição e estrutura das comunidades de aves. Para procurar dar resposta a estas questões, os objetivos principais deste estudo foram: (1) caracterizar as comunidades avifaunísticas em habitats com diferentes classes de severidade do fogo, e (2) avaliar o impacto do aumento da severidade na abundância, riqueza de espécies e recuperação pós-fogo, utilizando para isso a paisagem protegida da Serra do Açor, na região centro de Portugal.

Metodologia

Área de estudo

O estudo realizou-se na Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA), que pertence ao concelho de Arganil, distrito de Coimbra. Os 382 hectares que a constituem apresentam altitudes que oscilam entre os 400 m e os 1016 m e alberga duas áreas de especial interesse: a Reserva natural Parcial da Mata da Margaraça; e a Reserva de Recreio da Fraga da Pena (ICNF-sem data).

A classificação da Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA) em 1982, através do Decreto-Lei n.º 67/82, de 3 de março, teve como objetivo central a preservação da Mata da Margaraça (ICNF-sem data), cujo carácter de relíquia da floresta de vegetação primitiva nas encostas xistosas e a presença de um elevado número de espécies e habitats com interesse científico e de conservação, fez com que o valor desta fosse reconhecido (Paiva, 1981).

A Mata da Margaraça, localiza-se próximo da povoação de Pardieiros, onde ocupa cerca de 68 ha, constitui uma das raras amostras da vegetação natural característica das encostas xistosas do centro de Portugal. Apresenta-se como uma floresta muito antiga, dominada por castanheiro (*Castanea sativa*), carvalho-roble ou alvarinho (*Quercus robur*), o azereiro (*Prunus lusitanica* ssp. *lusitanica*), o loureiro (*Laurus nobilis*), o azevinho, entre muitas outras (Silveira, 2007). Os diferentes biótopos da Mata da Margaraça permitem a existência de comunidades muito diversificadas, nomeadamente uma elevada riqueza avifaunística, bem como de outros grupos animais que encontram aqui o seu habitat preferencial.

Caracterização da paisagem

A serra do Açor é uma área rochosa dominada por xisto, situada no limite das três Beiras, fazendo parte do Complexo Xisto-Grauváquico, do período geológico do Câmbrico ou Pré-câmbrico (Lourenço, 1996).

Os solos de baixa espessura em quase toda a serra, resultante da erosão provocada pelas chuvas, fazem com que exista um revestimento vegetal pobre, de onde resultam vales com perfil em “V”, zonas de declive acentuado e cursos de água muito frequentes, com um caudal elevado apenas nos meses de chuvas. Nesta paisagem marcada pelo fogo, que também acentua o efeito erosivo das águas, é frequentemente junto aos cursos de água que encontramos a vegetação melhor preservada, uma vez que, a frescura das águas e da vegetação ripícola consegue escapar aos fogos tão frequentes nestas serras (ICNF – sem data).

Na Serra do Açor existe uma imensa variedade de habitats, cada um deles albergando o seu conjunto característico de espécies. Do conjunto de habitats classificados destacam-se os Carvalhais mesotróficos de *Quercus robur*, as Florestas aluviais de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*), as Florestas-galeria de *Salix alba* e *Populus alba*, as Florestas de *Castanea sativa*, os povoamentos de espécies lauróides como o azereiro (*Prunus lusitanica* ssp. *lusitanica*), medronheiro (*Arbutus unedo*), os Matagais arborescentes de *Laurus nobilis*, as galerias ribeirinhas e os povoamentos de azevinho *Ilex aquifolium*. Podem, também, ser observadas as comunidades que se desenvolvem sobre substratos rochosos, bem como urzais, giestais, soutos, povoamentos de sobreiro *Quercus suber*, pinhais e eucaliptais (ICNF-sem data). Destacam-se as formações de *Quercus robur* que representam o carvalhal primitivo que cobria grande parte das encostas com exposição NW de influência mais atlântica desta serra, sendo uma raridade regional e nacional, de destacar também, o coberto arbustivo que apresenta uma particular dominância de espécies lauróides, que representam, em Portugal, uma rara formação Laurissilva (Anexo B-I da Diretiva Habitats, 5230), relíquia do Terciário Português. Onde o *Prunus lusitanica* ssp. *lusitanica*, apresenta nesta região a maior população de toda a sua área de distribuição, espécie esta que está abrangida pela Livro vermelho da flora vascular de Portugal continental (Silveira, 2007).

O clima que abrange a Serra do Açor, resulta da sua localização geográfica, encontrando-se numa zona de transição entre áreas de clima mediterrânico e zonas de grande influência atlântica. Assim sendo, a serra apresenta um clima pré atlântico nas

áreas expostas a NW e clima mediterrânico nos vales e encostas viradas a SE (Lourenço, 1996).

A atividade humana nesta região focou-se na agricultura, no passado recente. Apesar de grande parte se encontrar em abandono, é visível a estreita ligação entre o Homem e o sistema exclusivo de cultivo, de pequenas propriedades em socalcos. Podemos ainda ver vastas áreas da Serra do Açor recobertas de pinheiro bravo e eucalipto, o que provocou alguma mudança na atividade rural, no sentido da exploração florestal em detrimento da agricultura. Outra atividade antropogénica importante, é o pastoreio, onde domina o gado caprino, mais adequado para este tipo de relevo.

Recolha de dados sobre severidade do fogo na área de estudo

Os níveis de severidade para a área de estudo foram calculados por imagem de satélite (Landsat 8), através do índice RdNBR (Relative-difference normalized burning rate) que é um índice espectral, que combina imagens de infravermelho e as bandas de onda, para distinguir entre queimados e não queimados, permitindo a criação de um mapa com classificações categóricas, utilizando os mesmos limiares para incêndios que ocorram em tipos semelhantes de vegetação, sem a necessidade para adquirir dados de calibração para cada incêndio (Miller *et al.*, 2009). Este índice deve ser calculado entre a ocorrência do fogo e 8 semanas depois (Key, 2006).

Amostragem de campo para caracterização das comunidades de aves

Foram inicialmente definidos 75 pontos dentro da área compreendida pela Serra do açor, onde houve uma seleção de dentro de uma faixa de valores da gravidade do fogo incidente nessas áreas. Dos 75 pontos preliminares, apenas 40 foram utilizados na amostragem devido a restrições de acessibilidade. Após a primeira saída um ponto teve de ser retirado devido a alterações bruscas no habitat, obtendo assim 39 pontos com diferentes níveis de severidade do fogo (figura 1).

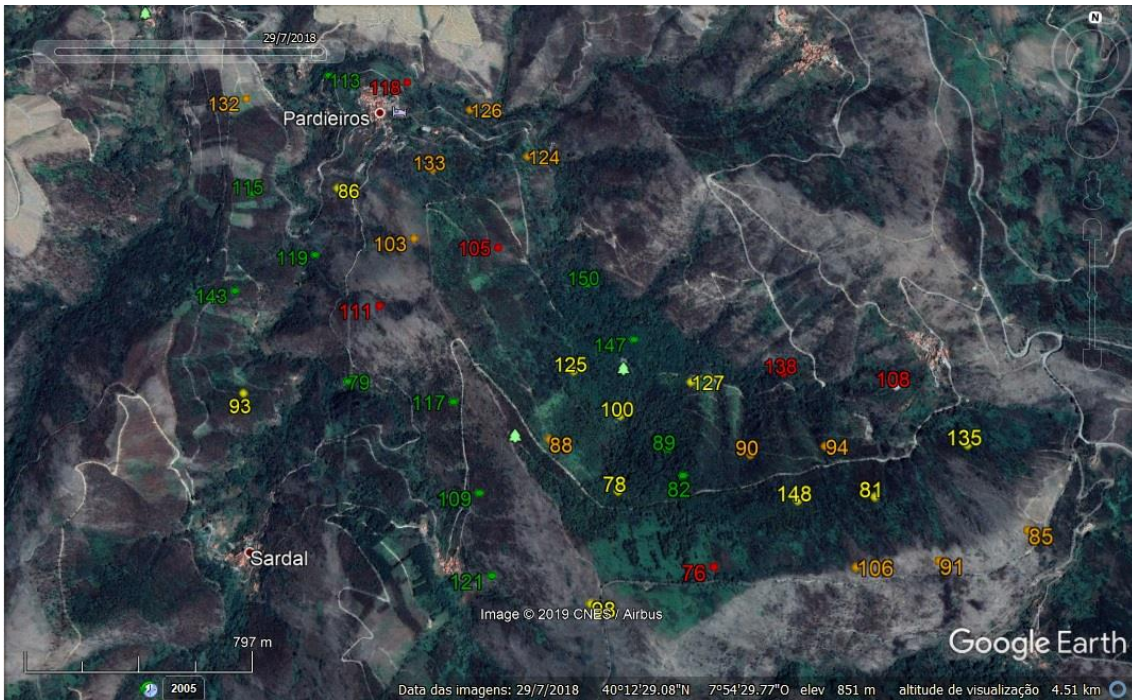


Figura 1 - Imagem da área de estudo com os respetivos pontos de amostragem distribuídos pelas diferentes classes de severidade: Verde (12) - severidade baixa; Amarelo (10) - severidade média; Laranja (11) - severidade alta; Vermelho (6) - severidade muito alta

O número de pontos foi diferente para cada classe de severidade e para cada habitat.

Tabela 1 - Distribuição do nº de pontos pelos diferentes habitats

Habitat	Agrícola	Eucaliptal	Folhosas	Matos	Pinhal
Nº de pontos	3	2	15	8	11

A amostragem da comunidade de aves em geral foi desenvolvida recorrendo a contagens de abundância relativa. Os censos de aves consistiram na realização de pontos de escuta, cada um com a duração de dez minutos (Bibby *et al.*, 2000). De modo a evitar a pseudorreplicação dos dados, foi estabelecida uma distância mínima entre pontos de 250m. Recorreu-se ao uso de binóculos nestes pontos de amostragem, para auxiliar a identificação dos indivíduos detetados. Registaram-se todas as deteções, tanto auditivas como visuais num raio de 100m.

Aves de rapina e espécies que se alimentam em voo (como andorinhas, andorinhões ou abelharucos) e espécies crepusculares não foram consideradas para

este estudo porque este método não é apropriado para avaliar sua abundância (Bibby *et al.*, 2000).

Foram realizadas 6 visitas entre maio de 2018 e junho de 2019 (Tabela 1), tendo em cada uma sido repetidos todos os pontos. Os censos foram realizados durante a manhã, uma vez que é esse o período do dia com maior atividade para a maioria das espécies de aves, tendo início 15 minutos antes do nascer do sol e prolongando-se até 3 a 4 horas depois, de modo a garantir que os censos fossem realizados no período em que as aves estavam mais ativas (Bibby *et al.*, 2000).

Tabela 2: Calendarização da realização dos censos

	Época	Data
Pontos de escuta	Reprodução	6 a 9 maio de 2018
		24 a 27 junho de 2018
	Não-reprodução	27 a 29 outubro de 2018
		9 a 11 janeiro 2019
	Reprodução	4 a 6 abril de 2019
		1 e 2 maio de 2019

Os censos foram realizados apenas durante a manhã e não em dois períodos distintos (manhã e fim de tarde), no sentido de minimizar as diferenças relacionadas com a hora do dia, porque embora ambos os períodos sejam adequados à amostragem de aves, nas primeiras horas da manhã são geralmente detetados mais indivíduos, tendo em consideração condições meteorológicas semelhantes (Rabaça, 1995).

Em cada ponto foi registado o tipo de habitat (a amostragem não foi estratificada pelo habitat), a distância a linhas de água, a altitude, condições meteorológicas e perturbações (presença de veículos e pessoas) que pudessem afetar a riqueza e abundância de aves.

A recolha de dados foi realizada durante a primavera, em plena época de reprodução, de modo a abranger as aves nidificantes e durante o inverno (período não-reprodutor) reunindo também dados sobre as aves invernantes.

Durante o período de amostragem podemos encontrar dois períodos distintos: um período frio, constituído pelos meses de outubro a fevereiro, com temperaturas

baixas (característica desta região) e existência de períodos chuvosos e outro com temperaturas amenas (março a julho), apresentando alguns períodos de chuva.

O equipamento utilizado foi um GPS, binóculos, guia de aves, fichas de campo, mapas de campo e lápis. A precisão do GPS pode variar consoante o local onde nos encontramos, número de satélites detetados e mesmo consoante o modelo do GPS utilizado. Sendo que a precisão mínima do GPS utilizado é de 10m, relativamente a parâmetros de latitude e longitude. O binóculo utilizado têm uma capacidade de ampliação máxima de 10x e um diâmetro de lente de 42mm.

Análise de dados

Variáveis resposta (caracterização da comunidade de aves)

De forma a caracterizar a comunidade de aves presentes na área de estudo, foram calculados os seguintes indicadores: (1) abundância relativa (ABUN), (2) riqueza específica (RICH) e (3) índice de diversidade de Shannon (SHAN). Este índice (3) não tem limites superiores estabelecidos e é tanto maior quanto maior for o número de espécies, o seu grau de abundância e a aproximação da distribuição das mesmas (Oreja, 2012). Para o cálculo dos indicadores, abundância relativa e índice de diversidade de Shannon foram utilizados apenas os dados registados nas duas primeiras bandas de distâncias (<25m e 25-50m). A riqueza específica foi calculada sem bandas de distância.

Utilizou-se a biblioteca FD (Functional Diversity, Laliberté *et al.*, 2014) para calcular cinco índices multidimensionais de diversidade funcional, uma vez que diferentes índices podem ter um papel complementar na explicação da resposta das comunidades de aves a fatores ambientais (Mouillot *et al.*, 2013). Calculou-se assim a riqueza funcional (FRIC), a equitatividade funcional (FEVE) e a divergência funcional (FDIV) segundo Villéger *et al.*, (2008); dispersão funcional (FDIS) segundo Laliberté e Legendre, (2010); e entropia quadrática de Rao (RAOQ), segundo Dukát, (2005).

- A abundância (ABUN) corresponde ao número total de indivíduos por número de pontos em cada uma das épocas e áreas de amostragem.
- A riqueza específica (RICH) corresponde ao número de espécies detetado em cada área e em cada época.
- O índice de diversidade de Shannon (H') é apenas indicador da qualidade de diversidade, sendo calculado segundo a seguinte equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

em que:

s: Representa o número de espécies (riqueza específica);

p_i : Representa a abundância relativa de cada espécie, calculada pela proporção dos indivíduos de uma espécie pelo número total dos indivíduos na comunidade: n_i/N , em que:

n_i – Representa a abundância de cada espécie;

N – Representa o total de todos os indivíduos de todas as espécies.

- Riqueza funcional (FRIC), é o número de atributos ou categorias de um atributo apresentado pela comunidade.
- Equitatividade funcional (FEVE), mede o grau em que a biomassa de uma comunidade é distribuída no espaço de nicho para permitir a utilização eficiente de todos os recursos de que dispõe.
- Divergência funcional (FDIV), analisa o quanto os táxons se diferenciam dentro das categorias de cada atributo.
- Dispersão funcional (FDIS), é baseada em dispersão multivariada (Anderson, 2006), sendo caracterizada pela distância média de cada táxon para o centróide de todos os táxons na comunidade.

- Entropia quadrática de Rao (RAOQ), mede a diversidade das comunidades através da abundância relativa de espécies numa comunidade e avalia a distância entre elas.

Variáveis explicativas (efeito da severidade do fogo e outras variáveis ambientais)

Na definição de todos os modelos foi considerado como fator fixo a severidade do fogo, permitindo analisar as variações das outras variáveis de acordo com os níveis de severidade. A severidade foi dividida em quatro categorias de acordo com Martínez & Manso (2017), onde severidade baixa representa valores $< 0,23$, severidade média valores entre $0,23$ e $0,475$, severidade alta valores entre $0,475$ e $0,836$ e severidade muito alta com valores $> 0,836$. Estas quatro classes de severidade foram utilizadas como variável categórica. O fogo foi também utilizado como variável contínua de modo a perceber se este tinha influência nas aves.

O modelo de elevação digital (DEM) derivado do ASTER foi usado para calcular várias métricas de superfície. As métricas de complexidade da superfície foram calculadas dentro de uma janela especificada (5, 15 e 25 células): índice de posição topográfica (tpi25) (Guisan *et al.*, 1999), relevo (reli) (Pike & Wilson, 1971) e elevação (elev) (Horn, 1981). Esse conjunto de métricas de superfície foi obtido através das caixas de ferramentas geomorfometria e métricas de gradiente (Almeida *et al.*, 2016).

Devido ao número relativamente grande de potenciais variáveis explicativas resultantes da análise de complexidade da superfície (inicialmente 51), primeiramente eliminaram-se as variáveis que apenas abrangiam células de 5 e 15 uma vez que a amostragem incluía todas as aves num raio de 100m e quanto maior o tamanho da célula mais abrangente. Posto isto, calculou-se a correlação entre as restantes variáveis de modo a reduzir o número de variáveis e a colinearidade entre elas. Foi definido um valor-limite significativo do coeficiente de correlação (Pearson) de 0,7, com o objetivo de excluir variáveis altamente correlacionadas. Assim sendo, foram selecionadas sete variáveis explicativas: habitat, severidade do fogo, fogo, relevo, altitude, posição geográfica (x e y) e a posição topográfica que foram usadas para a análise posterior.

Análise estatística

A relação entre a comunidade de aves e variáveis ambientais foi analisada utilizando estatística multivariada, neste caso particular uma análise de redundância (RDA), que permitiu avaliar a relação entre as 7 variáveis ambientais e as 8 (10) variáveis resposta que caracterizam a comunidade. A RDA combina a regressão e a análise de componentes principais (PCA), realizando uma regressão linear múltipla seguida de uma PCA dos valores ajustados (Borcard *et al.*, 2018). Utilizou-se uma padronização das variáveis resposta para analisar a correlação da matriz (Oksanen *et al.*, 2019). Testámos a significância do modelo global da RDA, dos eixos da RDA e dos termos, por 999 permutações. Calculámos o R-quadrado ajustado da RDA, que mede a quantidade imparcial da variação que é explicada (Borcard *et al.*, 2018).

Através da função FD do R, que é utilizada para calcular diferentes índices de diversidade funcional multidimensional (Laliberté *et al.*, 2014), foi construído um dendrograma de espécies com base em características funcionais (anexo 3) que podem explicar variações no uso do espaço.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R 3.6.0 (R Core Team 2019) com as bibliotecas FD (Laliberté *et al.*, 2014), vegan (Oksanen *et al.*, 2019). O nível de significância considerado nas análises foi de 0,05.

Resultados

Caracterização geral da comunidade de aves

Durante a realização deste trabalho foram registadas 2004 observações e detetadas um total de 41 espécies durante as seis saídas realizadas (anexo 1).

Considerando todas as saídas realizadas, as espécies mais abundantes foram: chapim-real (*Parus major*) com 299 observações, o chapim-azul (*Cyanistes caeruleus*) com 260 observações, o tentilhão-comum (*Fringilla coelebs*) e o pisco-de-peito-ruivo (*Erithacus rubecula*) com 233 observações. Em termos de distribuição espacial destacam-se as seguintes espécies: o tentilhão-comum presente em todos os pontos, o pisco-de-peito-ruivo presente em 37 dos 39 pontos, o chapim-azul presente em 36 dos 39 pontos e o chapim-real presente em 34 dos 39 pontos (anexo 1).

Os valores médios da riqueza específica mais elevados foram observados no ponto 108 com 8,7 localizado no habitat agrícola; no ponto 150 e no ponto 89 com 7,8 espécies, ambos estando localizados num habitat de folhosas; seguiu-se o ponto 121 situado num habitat agrícola e o ponto 125 num habitat de folhosas, ambos com 7,5 espécies. Os pontos com a abundância média mais elevada foram o ponto 125 e o ponto 147, situado num habitat de folhosas, com 15,0 indivíduos cada, seguidos do ponto 150 com 14,5 indivíduos. O número de espécies observadas foi em geral maior durante a época de reprodução (Figura 7).

Foram observados mais indivíduos e maior número de espécies nos pontos de habitat Agrícola e Folhosas. Apenas dois dos pontos amostrados se situava num habitat Eucaliptal, o que não permite uma comparação adequada com este habitat em particular (Figura 2).

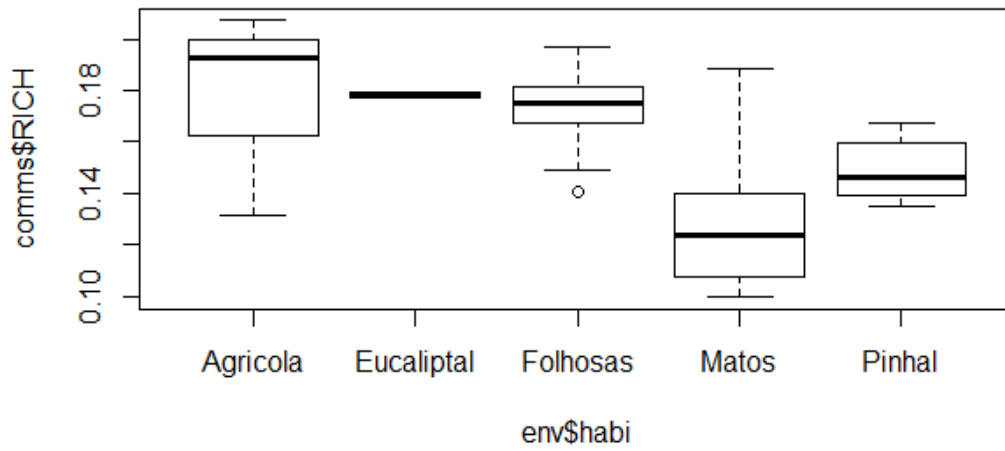


Figura 2: Riqueza de espécies nos diferentes habitats. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.

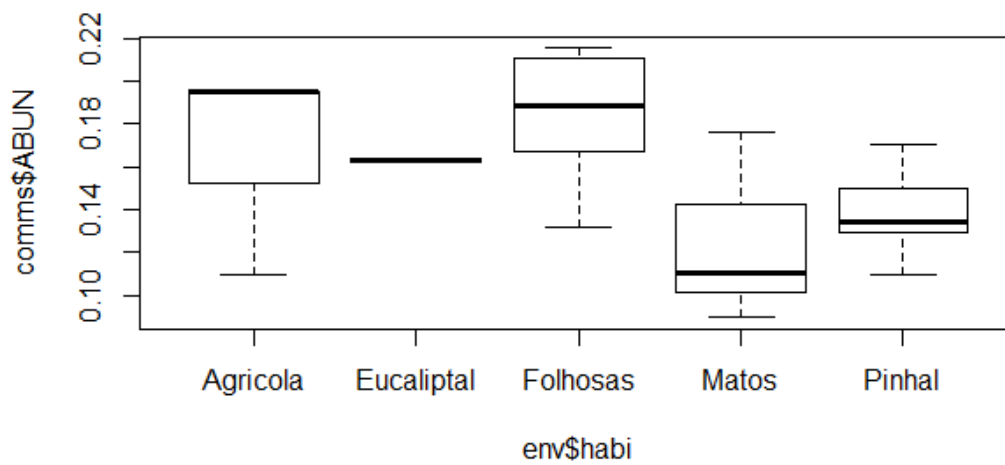


Figura 3: Abundância de indivíduos nos diferentes habitats. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.

Análise multivariada do efeito do fogo e outras variáveis ambientais na comunidade de aves

A análise de redundância (RDA) conseguiu com sucesso relacionar os parâmetros descritivos das comunidades de aves com a severidade do fogo e as outras variáveis ambientais (Figura 4). Obtivemos um modelo significativo na análise de redundância - RDA (df = 13; variância = 7,8; F = 4,6; p = 0,001; para 999 permutações), com um R-quadrado ajustado global de 0,55. A partição das correlações foi de 0,71 para a parte restrita (isto é, variação explicada pelas variáveis explicativas) e 0,29 para a parte irrestrita (PC - componente principal). Somente o eixo RDA1 foi significativo (variação = 6,55; F = 54,76; p = 0,001; para 999 permutações), explicando uma proporção de 0,60 da variância, enquanto a proporção explicada pelo eixo RDA2 foi de apenas 0,08. Os “eigenvalues” restritos acumulados, ou seja, a proporção da variância total explicada, foram de 0,84 para RDA1 e 0,11 para RDA2. Em relação à variância não explicada pelo modelo de RDA, a proporção explicada pelo PC1 foi de 0,19, enquanto a proporção explicada pelo PC2 foi de apenas 0,06.

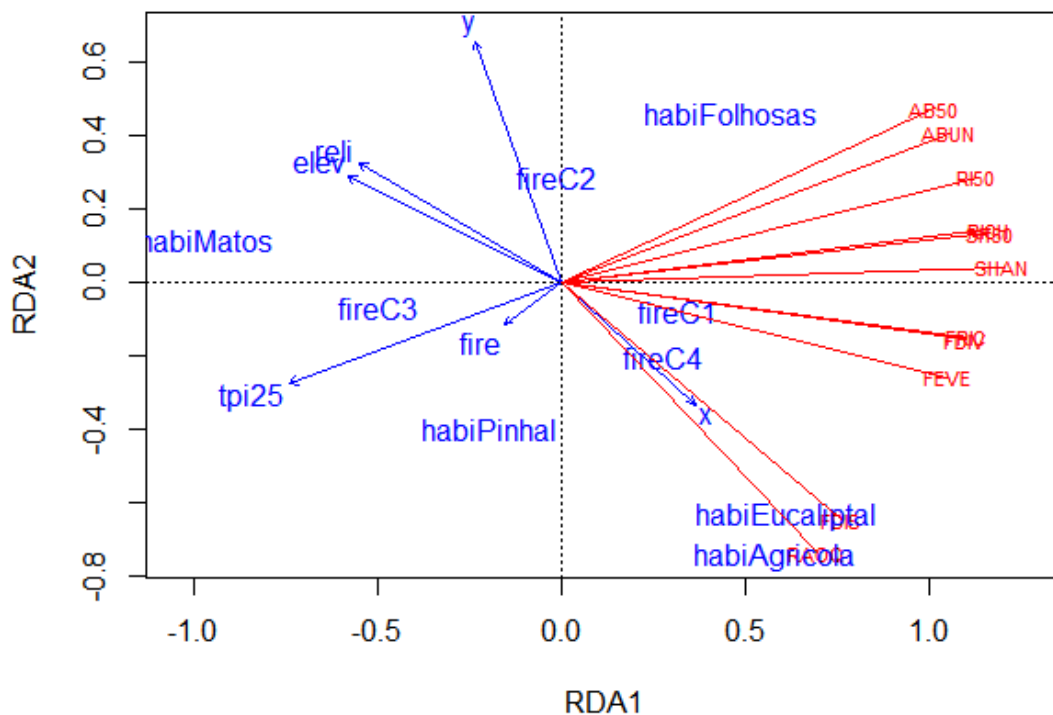


Figura 4: Análise de redundância (RDA), onde mostra a análise multivariada das 7 variáveis ambientais e as 8 (10) variáveis resposta que caracterizam a comunidade.

No modelo final de RDA, apenas cinco variáveis explicativas foram significativas (teste de 999 permutações da significância dos termos): coordenadas x e y; classes de severidade do fogo (fireC); elevação e habitat. As variáveis de resposta que descrevem as comunidades de aves estavam fortemente correlacionadas entre si ao longo do eixo RDA1. Observamos uma clara diminuição na abundância e na riqueza de aves desde a primeira classe de severidade até à terceira, registrando um ligeiro aumento da terceira classe para a quarta classe. Esse padrão foi semelhante para as outras sete variáveis de resposta que descrevem a comunidade de aves.

Comparação do efeito da severidade do fogo na comunidade de aves

No geral, foram registadas mais observações nos pontos com severidade baixa $<0,23$ (712 observações), seguido dos pontos com severidade média $0,23-0,475$ (516 observações) e por fim os pontos de severidade alta $0,475-0,836$ e muito alta $>0,836$ (444 e 332 respetivamente) (Figura 5). Foi ainda registado um aumento no número de indivíduos presentes nos pontos de baixa e muito alta severidade do primeiro para o segundo ano.

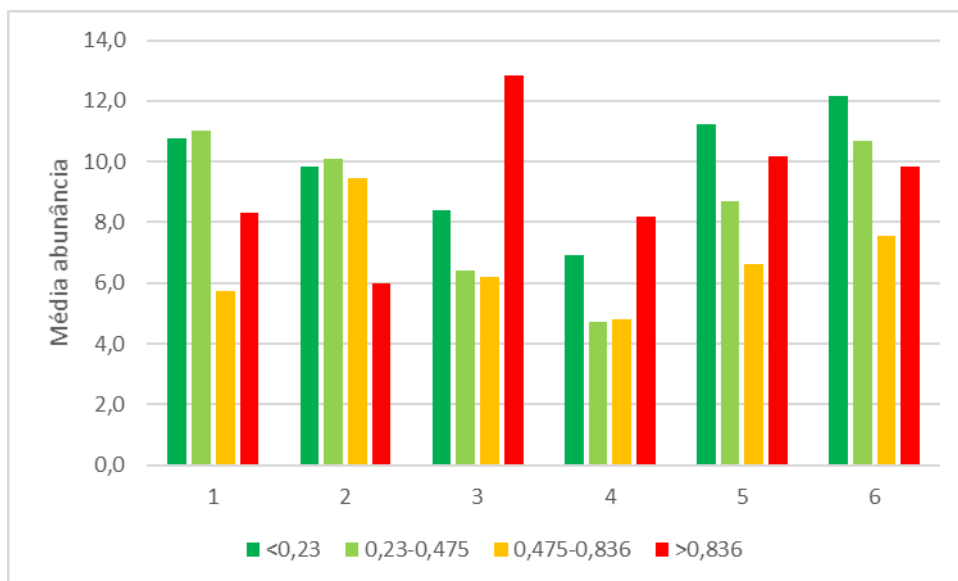


Figura 5: Distribuição do número de indivíduos por saída e pelos diferentes níveis de severidade do fogo.

O número de registros não define a abundância da comunidade uma vez que o número de pontos não foi igualmente distribuído pelas classes de severidade, posto isto foi utilizada uma média do número de indivíduos por classe de severidade e por saída, onde a abundância é maior nos pontos de severidade baixa e nos pontos de severidade muito alta (figura 6).

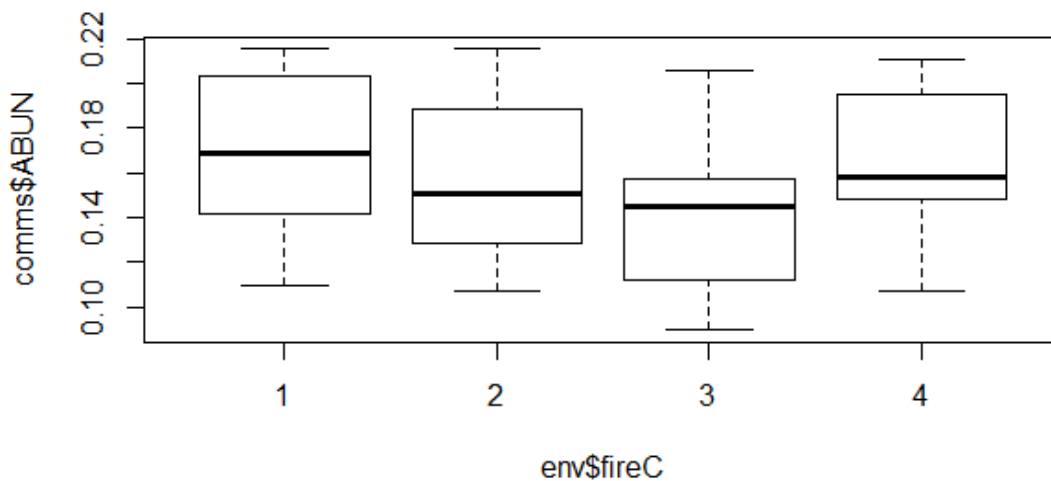


Figura 6: Abundância pelas diferentes classes de severidade do fogo, admitindo que cada classe apresenta o mesmo número de pontos. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.

Na riqueza específica, foram registradas mais espécies nos pontos com severidade baixa, verificando-se uma diminuição do número de espécies com o aumento da severidade, embora no segundo ano de estudo (saída 7 e 8) houve um aumento significativo no número de espécies registradas em pontos de severidade muito alta (Figura 7 e 8). Foi durante a época de reprodução que se registaram mais espécies (Figura 7).

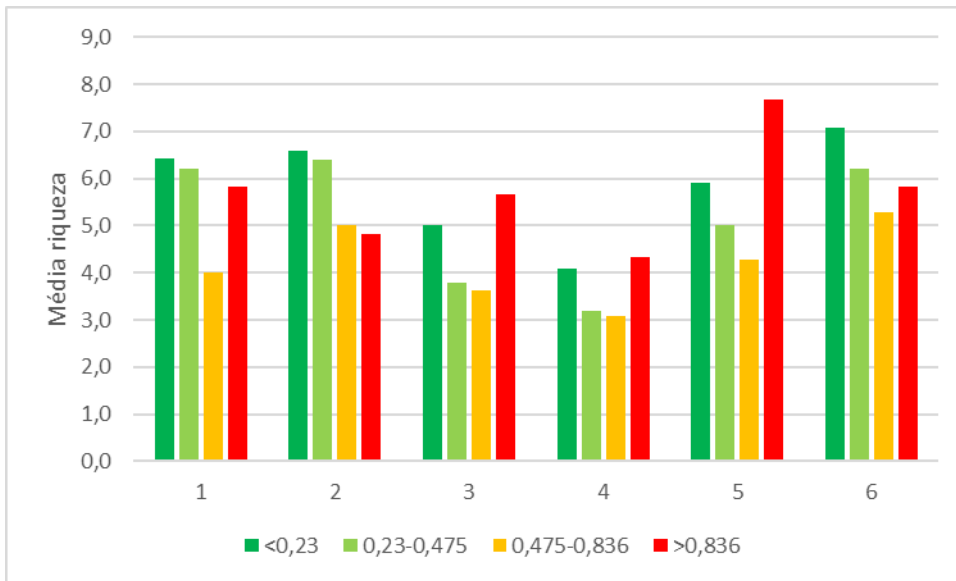


Figura 7: Distribuição do número de espécie por saída e pelos diferentes níveis de severidade do fogo.

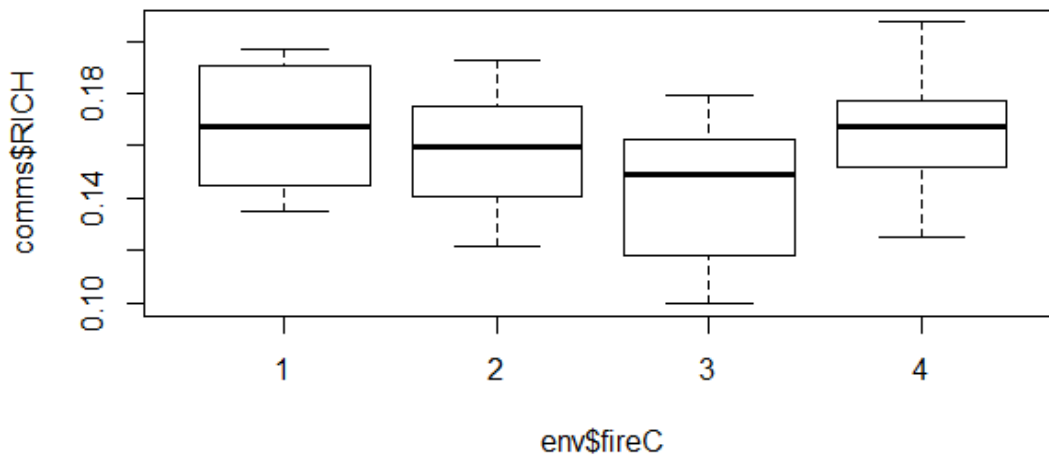


Figura 8: Variação da riqueza específica de aves pelas diferentes classes de severidade do fogo. Caixas-de-bigodes mostrando a média, quartis inferior e superior e limites inferior e superior.

Foi feita uma comparação apenas dos dados recolhidos na primavera e nas duas primeiras bandas de distância, evitando espécies que são observadas em bando e erros associados à falta de visibilidade ou deteção.

Posto isto, o número médio de indivíduos mais elevado foi em pontos com severidade baixa <0,23 com 9,67 indivíduos por saída, seguido dos pontos com média severidade 0,23-0,475 com 9,28 indivíduos por saída e por último os pontos de

severidade muito alta $>0,836$ e severidade alta $0,475-0,836$ com 7,67 e 6,02 indivíduos por saída respetivamente (Anexo 1).

O número de observações diminuiu nos pontos de severidade intermédia do primeiro para o segundo ano, ao contrário dos pontos de baixa e alta severidade que registaram mais indivíduos no segundo ano após o fogo (Figura 9).

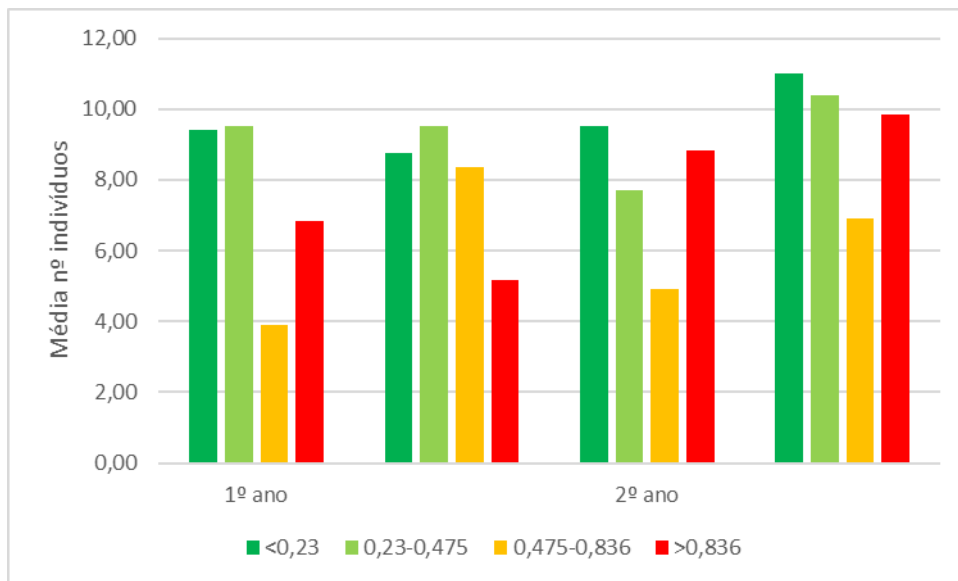


Figura 9: Distribuição do número de indivíduos na época de reprodução, usando as duas primeiras bandas de distância e pelos diferentes níveis de severidade do fogo.

Comparação do efeito da severidade do fogo nas diferentes espécies de aves

Para perceber as diferenças funcionais existentes entre espécies foi criado um dendrograma com base em: dieta; modo de alimentação; fenologia; tamanho e massa corporal (figura 10), sendo assim mais fácil explicar a presença ou ausência das espécies nos habitats afetados com diferentes severidades.

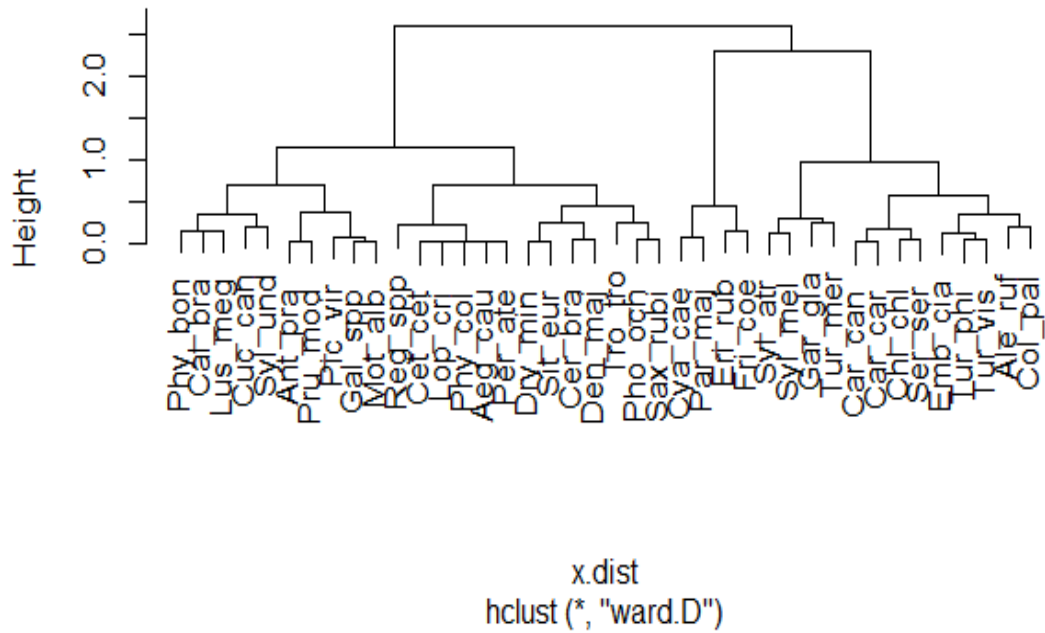


Figura 10: Agrupamento de espécies com base em características funcionais. Significado dos acrónimos usados (3 primeiras letras do género e do restritivo específico): *Phylloscopus bonelli*, *Calandrella brachydactyla*, *Luscinia megarhynchos*, *Cuculus canorus*, *Sylvia undata*, *Anthus pratensis*, *Prunella modularis*, *Picus viridis*, *Galerida spp.*, *Motacilla alba*, *Regulus spp.*, *Cettia cetti*, *Lophophanes cristatus*, *Phylloscopus collybita*, *Aegithalos caudatus*, *Periparus ater*, *Dryobates minor*, *Sitta europaea*, *Certhia brachydactyla*, *Dendrocopos major*, *Troglodytes troglodytes*, *Phoenicurus phoenicurus*, *Saxicola rubetra*, *Cyanistes caeruleus*, *Parus major*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Sylvia atricapilla*, *Sylvia melanocephala*, *Garrulus glandarius*, *Turdus merula*, *Carduelis cannabina*, *Carduelis carduelis*, *Chloris chloris*, *Serinus serinus*, *Emberiza cia*, *Turdus philomelos*, *Turdus viscivorus*, *Alectoris rufa* e *Columba palumbus*.

Espécies como trepadeira-comum (*Certhia brachydactyla*), chapim-azul (*Cyanistes caeruleus*), pica-pau-malhado-grande (*Dendrocopos major*), pisco-de-peito-ruivo (*Erithacus rubecula*), chapim-real (*Parus major*) e estrelinha-de-cabeça-listada (*Regulus ignicapillus*) apresentam uma resposta negativa ao fogo, uma vez que diminuíram significativamente a abundância com o aumento da severidade.

Obtivemos também espécies com respostas mistas, como verdilhão (*Chloris chloris*), tentilhão-comum (*Fringilla coelebs*), gaio (*Garrulus glandarius*), toutinegra-de-barrete (*Sylvia atricapilla*), carriça (*Troglodytes troglodytes*) e melro-comum (*Turdus merula*) que não apresentam diferenças significativas, fornecendo mais evidências de que a severidade do fogo é importante para explicar as respostas das aves ao fogo.

Por fim, espécies com resposta positiva à severidade do fogo, pombo-torcaz (*Columba palumbus*), escrevedeira-de-garganta-cinzenta (*Emberiza cia*) e chamariz (*Serinus serinus*) que apresentam maior abundância em pontos com severidade alta.

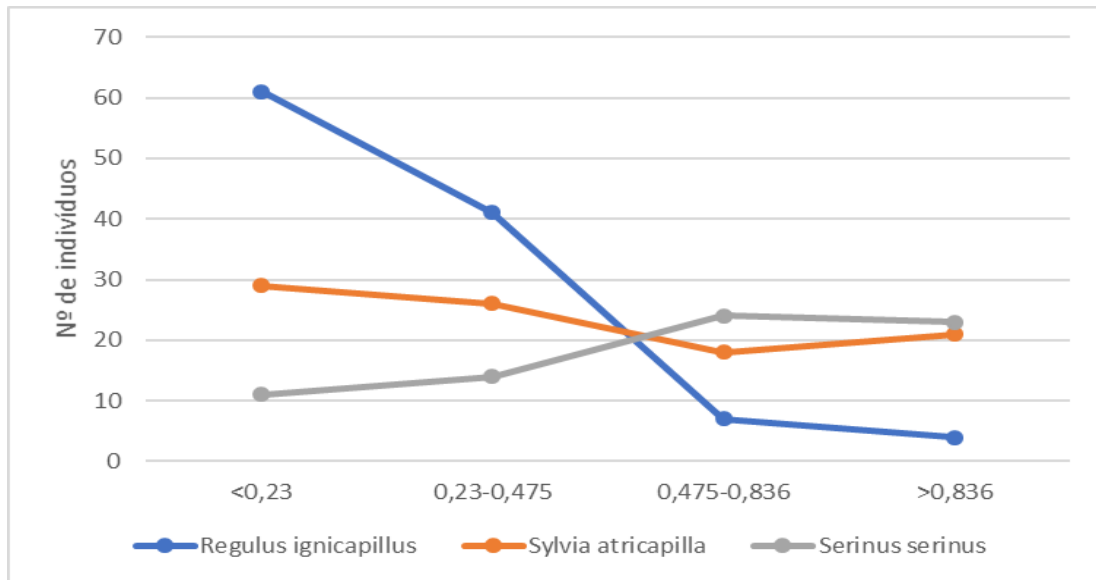


Figura 11: Três padrões de respostas diferentes relativamente à abundância em reação à severidade do. *Regulus ignicapillus* representa as espécies cuja abundância diminuiu com o aumento da severidade. *Sylvia atricapilla* representa as espécies cujas diferenças nas abundâncias não são significativas nas diferentes classes de severidade do fogo. *Serinus serinus* representa as espécies cujas abundâncias aumentaram principalmente nas zonas de maior severidade.

Discussão

Perceber o papel do fogo na manutenção da biodiversidade é cada vez mais importante, particularmente em ecossistemas propensos ao fogo, como é o caso nos ambientes mediterrânicos (Mouillot *et al.*, 2002). Embora se reconheça que o grau de severidade dos incêndios tem muita influência na formação das comunidades pós-incêndio, pouco se sabe verdadeiramente como as comunidades são afetadas pela severidade do fogo (Smucker *et al.*, 2005). Este trabalho revelou novas ideias sobre as respostas complexas das aves à severidade do fogo. Observou-se que o valor negativo dos efeitos do fogo não foi igual para todas as espécies, registrando-se respostas interespecíficas variáveis às diferentes classes de severidade do fogo. Verificou-se ainda uma forte afinidade do local com a riqueza e frequência de detecção de espécies individuais de acordo com as diferentes variáveis ambientais.

Muitas espécies de aves do mediterrâneo estão adaptadas a distúrbios naturais, como o fogo. Embora, no último século a exploração madeireira e o abandono de terras agrícolas, tenha aumentado a ocorrência e gravidade do fogo. No entanto, as consequências desta mudança para as comunidades de aves está mal compreendida (Hansen *et al.* 1991).

Os trabalhos que relatam os efeitos do fogo nas comunidades de aves apresentam problemas metodológicos, uma vez que apenas analisam as diferenças de áreas ardidas e áreas não ardidas, ignorando a heterogeneidade que o fogo causa nos diferentes habitats (Finch *et al.*, 1997; Tiedemann *et al.*, 2000).

Assim, como referido por Short (2003), os estudos que não definiram claramente ou diferenciaram severidades do fogo podem obter resultados variáveis sobre como as aves respondem ao fogo. A análise geral que inclui a severidade do fogo, o tempo desde o incêndio, as variáveis ambientais e os diferentes habitats tornam complexa a avaliação dos efeitos do fogo. Sendo que, diferentes espécies reagem a diferentes fatores que atendem melhor às suas necessidades.

A lista de espécies que foram detetadas com maior frequência após o incêndio durante este estudo é notavelmente semelhante à lista compilada a partir de um estudo

realizado anteriormente por Almeida (1991) após o fogo de 1987 que afetou a mesma área.

Os resultados mostraram que houve uma abundância e riqueza de espécies semelhantes em pontos de severidade muito alta como em pontos de severidade baixa, o que pode ser explicado pelo aparecimento de espécies pioneiras que beneficiam com o aparecimento de habitats abertos (Vallecillo *et al.*, 2008), destacando-se assim o papel das áreas queimadas na manutenção de populações de espécies de aves de habitat aberto (Brotons *et al.*, 2008).

Os diferentes tipos de habitat resultantes da heterogeneidade do fogo na área de estudo definem grandes diferenças na riqueza de espécies e abundância das mesmas. Assim, nos habitats de folhosas e pinhal registou-se uma diminuição muito acentuada da abundância de aves nos pontos de alta severidade, contrariamente aos outros habitats, agrícola e matos, que não registam variações significativas na abundância entre as diferentes classes de severidade. Como explica McCarthy *et al.*, (1999), estes habitats são ocupados por espécies especialistas em habitats maduros e com muita densidade de árvores adultas, fazendo com que quando um habitat assim é arrasado leve mais tempo para se recuperar. Embora, este tipo de florestas esteja adaptado a regimes de incêndio, a qualquer momento, é provável que ocorram condições apropriadas de sucessão florestal precoce que permita o desenvolvimento da avifauna (Hutto, 2008).

Para além do habitat, também a altitude (Lindenmayer *et al.*, 2014) e a posição topográfica (Zozaya *et al.*, 2011) têm influência direta na riqueza de espécies, ou seja, as frequências de deteção de muitas espécies foram mais altas em altitudes baixas e nos pontos que estão situados nas encostas viradas a norte, sugerindo que esse também é um fator importante para as aves (Zozaya *et al.*, 2011)). Percebendo assim que embora os incêndios em escala paisagística tenham grandes impactos na estrutura e composição de um ecossistema, fatores ambientais abióticos, como elevação, relevo e topografia, também exercem uma influência substancial na riqueza de espécies e na abundância dessas espécies (Lindenmayer *et al.*, 2014).

Estes resultados mostram também o impacto do tempo após o fogo onde foi possível verificar um aumento da abundância de indivíduos do primeiro para o segundo

ano, principalmente em pontos com severidades mais altas. Este aumento deve-se à recuperação da vegetação, gramíneas e alguns arbustos, fornecendo cobertura e recursos alimentares para maior número de espécies, permitindo assim que aves funcionalmente distintas partilhem os mesmos locais (Pons & Wendenburg, 2005). Segundo Smucker *et al.*, (2005) estudos que examinam apenas o primeiro ano após o fogo podem não detetar uma resposta biológica significativa. Assim, para perceber melhor estas alterações registadas era necessário continuar este trabalho durante mais tempo, permitindo avaliar como as diferentes severidades de fogo atendem melhor às necessidades de diferentes espécies de aves.

Este trabalho está de acordo com estudos prévios que sugerem que a heterogeneidade do habitat na escala local aumenta a ocorrência de uma comunidade rica de aves (Brotons *et al.*, 2008), obtendo assim três respostas diferentes da comunidade de aves registadas.

Espécies especialistas em florestas maduras exibem uma diminuição na abundância em pontos de média e alta severidade o que não é surpreendente para estas espécies, tendo em conta que todas elas se alimentam de insetos presentes nos troncos e folhagem de árvores vivas. Estudos realizados em áreas que sofreram incêndios florestais de alta severidade relatam maior abundância em floresta não queimada para aves com hábitos semelhantes (Kotliar *et al.*, 2002).

A resposta mista não mostra uma forte contestação a um único grau de severidade, o que sugere que essas espécies podem estar a aproveitar uma combinação única de recursos distribuída pelos vários habitats que se formam após os diferentes níveis de intensidade dos incêndios - aumento de alimentos (disponibilidade de insetos e sementes) e presença de folhagem viva para esconder ninhos (Short, 2003). Assim, a grande diferença de habitats, onde manchas de florestas não queimadas, áreas queimadas e terras agrícolas coexistem, devido ao resultado dos diferentes comportamentos do fogo, permite a coexistência de uma combinação de espécies ecologicamente diferentes.

Espécies de habitat aberto e matagal apresentam uma resposta positiva à severidade do fogo (Figura 11), aumentando o seu número populacional com o aumento

da severidade e do primeiro para o segundo ano. A presença de arbustos baixos combinados com terra nua e pastagens, oferece um ambiente adequado para uma série de aves especialistas neste tipo de habitats (Menz *et al.*, 2009) mostrando que estas são espécies que beneficiam com o fogo (Pons & Bas, 2005).

Algumas espécies apresentaram abundâncias muito baixas em toda a área de estudo, o que não nos permitiu comparar os dados de distribuição (por exemplo: *Sylvia undata*, *Sylvia melanocephala*, *Calandrella brachydactyla*, *Saxicola rubicola*) embora, algumas destas espécies tenham sido usadas noutros estudos por serem relativamente comum em áreas afetadas pelo fogo (Regos *et al.*, 2015). No entanto, apesar de obtermos poucos registos, essas espécies foram mais detetadas em pontos com maior severidade. Para estes casos teria de ser usada uma amostragem intensiva e durante mais anos para perceber as suas abundâncias e a sua reação ao fogo.

Isto sugere que a severidade do fogo é importante mesmo para espécies que respondem negativamente ao fogo, e que os efeitos do fogo podem não ser severos o suficiente para afetar a estrutura das comunidades de aves de um ponto de vista mais geral. A comunidade apresenta parâmetros muito idênticos de áreas severamente queimadas para áreas queimadas com severidade baixa, no entanto a severidade do fogo tem um papel forte na modelação das comunidades, levando à substituição de espécies florestais por espécies de habitat aberto.

Concluindo assim que em estudos futuros é importante incluir diferentes classes de severidade, que permitam compreender de que forma a severidade do fogo altera a abundância e riqueza de espécies e também perceber as alterações que a comunidade avifaunística sofre com essa severidade. Incluindo ainda o efeito de fatores ambientais não relacionados ao fogo (por exemplo: elevação, posição topográfica) que pode influenciar a presença de espécies com diferentes características ecológicas e também a riqueza de espécies antes do incêndio para entender a riqueza de espécies pós-incêndio.

Deste modo, numa perspetiva de conservação, os resultados deste estudo sugerem que o mosaico de habitats resultantes do fogo podem ser vistos como boas oportunidades de gestão para a conservação de muitas espécies. Manter a nova

paisagem heterogénea permite conservar um número importante de espécies. Além disso, a manutenção de paisagens heterogéneas pode prevenir incêndios florestais grandes e catastróficos (Lloret *et al.*, 2002).

A fim de preservar as paisagens abertas, uma vez que a espécies que habitam tais habitats abertos estão entre os espécies mais ameaçadas na Europa (BirdLife International, 2004), o pastoreio por grandes herbívoros ou a agricultura devem ser considerados (Moreno *et al.*, 2014), embora, se estes não forem assegurados, a queima controlada pode ser uma boa ferramenta de gestão (Moreno *et al.*, 2014). Por outro lado, a plantação de espécies autóctones para aumentar o crescimento de árvores e favorecer a presença de aves florestais será também uma medida de gestão a considerar, onde estas são especialmente importantes, uma vez que podem levar a habitats florestais mais resistentes aos incêndios (Crotteau *et al.*, 2013).

Conclusão

Segundo Naveh (1994), no Mediterrâneo o fogo pode ser vital para a estimulação direta de germinação, crescimento, regeneração e rejuvenescimento de muitas espécies, para a remoção de agentes fitotóxicos de calor instável presentes no lixo não queimado, e para uma reciclagem eficiente de nutrientes. Esta necessidade implica que existam medidas de conservação que tenham em conta que o fogo tem efeitos indiretos benéficos nos ecossistemas, e em especial nas comunidades de aves (Prodon, 1992).

O facto de não se saber onde e quando o fogo vai atuar, limita as oportunidades de realizar trabalhos bem controlados e com replicações em todos os tipos de habitats. Além disso, para determinar o uso do espaço por parte das diferentes populações de aves os estudos necessitam de medidas de abundância pré e pós-fogo, bem como a recolha de dados a longo prazo para desenvolver um quadro completo de pós-incêndio, mudanças sucessivas na paisagem e como elas afetam as comunidades avifaunísticas.

Para a maioria das espécies, ainda existe uma reduzida compreensão de como o fogo altera a sua ocupação do habitat. São precisas mais informações sobre a resposta das espécies ao fogo e como essa resposta é alterada pela severidade e tempo pós-fogo. Adicionando a essas respostas, a distribuição, a abundância relativa e as tendências populacionais em múltiplas escalas geográficas, torna-se mais fácil o delineamento de estratégias de gestão em ecossistemas para a conservação de aves.

Assim, estes resultados sugerem que se façam mais estudos sobre as mudanças na biodiversidade em relação as diferentes severidades do fogo, para que novos programas de gestão pós-incêndios sejam integrados nos planos de conservação.

Em suma, qualquer alteração ou contributo que permita tornar a presente investigação em algo mais robusto, será sempre uma mais valia e certamente representara um progresso na temática do Efeito do fogo na comunidade de aves. Todas estas evoluções contribuem para um mundo mais informado e capaz de responder a todas as necessidades existentes no que diz respeito ao efeito do fogo nas comunidades das aves de uma forma eficaz e proativa.

Referências

- Alagador, D., Cerdeira, J. & Araújo, M. (2014). Shifting protected areas: scheduling spatial priorities under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 703-713.
- Almeida, J. (1991). Some effects of forest fires on birds: notes from the Margaraça Wood case, Portugal. *Ardeola*, 38 (2): 233-238.
- Almeida, M., Azeda, C., Guiomar, N. & Correia, T. (2016). The effects of grazing management in montado fragmentation and heterogeneity. *Agroforestry Systems*, 90(1), 69-85.
- Alonso, J., Veja, J., Jiménez, E., González, A. & González, J. (2017). Spatially modeling wildland fire severity in pine forests of Galicia, Spain. *European Journal of Forest Research*, 136(1), 105-121.
- Anderson, J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62(1), 245-253.
- Ariza, A. (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission). Centro de Investigación y Desarrollo en Información Geográfica del IGAC -CIAF, 46
- Berry, L., Driscoll, A., Stein, J., Blanchard, W., Banks, S., Bradstock, R. & Lindenmayer, D. (2015). Identifying the location of fire refuges in wet forest ecosystems. *Ecological Applications*, 25(8), 2337-2348.
- Bibby, C., Burgess, N. & Hill, D. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.
- Birdlife International (2004). Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Disponível em: <https://academic.oup.com/auk/article/123/3/915/5562561/> último acesso: 1/10/2019
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2018). *Numerical ecology with R*. Springer.

Brotons, L., Herrando, S. & Pons, P. (2008). Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1059-1066.

Burton, J., Parisien, M., Hicke, J., Hall, R. & Freeburn, J. (2008). Large fires as agents of ecological diversity in the North American boreal forest. *International Journal of Wildland Fire*, 17(6), 754-767.

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10.

Certini, G. (2014). Fire as a soil-forming factor. *Ambio*, 43(2), 191-195.

Crandall, S., Ohayon, J., Wit, L., Hammond, J., Melanson, K., Moritsch, M. & Packard, H. et al. (2018). Best practices: social research methods to inform biological conservation. *Australasian Journal of Environmental Management*, 25(1), 6-23.

Crotteau, S., Varner, J. & Ritchie, W. (2013). Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. *Forest Ecology and Management*, 287, 103-112.

Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 533-540.

Finch, M., Ganey, L., Yong, W., Kimball, R., & Sallabanks, R. (1997). Effects and interactions of fire, logging, and grazing. In: Block, William M.; Finch, Deborah M. (Tech. eds.). *Songbird ecology in southwestern ponderosa pine forests: a literature review*. Gen. Tech. Rep. RM-292. Fort Collins, CO: US Dept. of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. p. 103-136., 292, 103-136.

Gouveia, C., DaCamara, C., & Trigo, R. (2010). Post-fire vegetation recovery in Portugal based on spot/vegetation data. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10(4), 673-684.

Guisan, A., Weiss, B. & Weiss, D. (1999) GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology*, 143(1), 107-122.

Hansen, A., Spies, T., Swanson F. & Ohmann, J. (1991). Conserving biodiversity in managed forests. *BioScience*, 41(6), 382-392.

- Harvey, E., Gounand, I., Ward, L., & Altermatt, F. (2016). Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 371–379.
- Herrando, S. (2009). Postfire forest management and Mediterranean birds: the importance of the logging remnants. *Biodiversity and Conservation*, 18(8), 2153-2164.
- Hutto, R. (2008) The ecological importance of severe wildfires: some like it hot. *Ecological Applications*, 18(8), 1827-1834.
- ICNF, (2013). Inventário florestal nacional. Disponível em: <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/ifn/resource/ficheiros/ifn/ifn6-term-def>. Ultimo acesso: 26/7/2019
- Johnstone, J. & Chapin, F. (2006). Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. *Ecosystems*, 9(1), 14-31.
- Keeley, J. (2012). Fire in Mediterranean climate ecosystems—a comparative overview. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 58(2-3), 123-135.
- Kelly, L., Bennett, A., Clarke, M. & McCarthy, M. (2014). Optimal fire histories for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 29(2), 473-481.
- Key, H. (2006). Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Ecology*, 2(2), 34-59.
- Kotliar, N., Hejl, S., Hutto, R., Saab V., Melcher, C. & McFadzen, M. (2002). Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Studies in Avian Biology*, 25, 49-64.
- Laliberté, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Laliberté, E., Legendre, P. & Shipley, B. (2014). Package 'FD'. *Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*.
- Lawrence, E. (1966). Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada foothills. *Ecology*, 47(2), 278-291.

- Lindenmayer, D., Blanchard, W., McBurney, L., Blair, D., Banks, S., et al. (2014). Complex responses of birds to landscape-level fire extent, fire severity and environmental drivers. *Diversity and Distributions*, 20(4), 467-477.
- Liu, Z. & Wimberly, C. (2015). Climatic and landscape influences on fire regimes from 1984 to 2010 in the western United States. *PLoS One*, 10(10), e0140839.
- Lloret, F., Calvo, E., Pons, X. & Diaz, R. (2002). Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, 17(8), 745-759.
- Lourenço, L. (1996). Serras de xisto do centro de Portugal: contribuição para o seu conhecimento geomorfológico e geo-ecológico (Doctoral dissertation).
- Malanson, G., & Trabaud, L. (1987). Post-fire development of canopy structure in a mediterranean shrub, quercus coccifera. *Physical Geography*, 8(3), 266-274.
- Marques, S., Borges, J., Gonzalo, J., Moreira, F., Carreiras, J., Oliveira, M., et al., (2011). Characterization of wildfires in Portugal. *European Journal of Forest Research*, 130(5), 775-784.
- Martínez, M. & Manso, A. (2017). Estudio de la severidad post-incendio en la Comunidad Valenciana comparando los índices dNBR, RdNBR y RBR a partir de imágenes Landsat 8. *Revista de Teledetección*, (49), 33-47.
- McCarthy, M., Gill, A. & Lindenmayer, D. (1999). Fire regimes in mountain ash forest: evidence from forest age structure, extinction models and wildlife habitat. *Forest Ecology and Management*, 124(2-3), 193-203.
- Meng, R., Dennison, E., Huang, C., Moritz, A. & D'Antonio, C. (2015). Effects of fire severity and post-fire climate on short-term vegetation recovery of mixed-conifer and red fir forests in the Sierra Nevada Mountains of California. *Remote Sensing of Environment*, 171, 311-325.
- Menz, M., Brotons, L. & Arlettaz, R. (2009). Habitat selection by Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* in post-fire succession in Catalonia: implications for the conservation of farmland populations. *Ibis*, 151(4), 752-761.

- Miller, D., Knapp, E., Key, H., Skinner, N., Isbell, J., Creasy, M. & Sherlock, W. (2009). Calibration and validation of the relative differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) to three measures of fire severity in the Sierra Nevada and Klamath Mountains, California, USA. *Remote Sensing of Environment*, 113(3), 645-656.
- Moreno, M., Conedera, M., Chuvieco, E. & Pezzatti, G. (2014). Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. *Environmental Science & Policy*, 37, 11-22.
- 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.
- Mouillot, D., Graham, N., Villéger, S., Mason, N. & Bellwood, D. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167-177.
- Naveh, Z. (1994). The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. In *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems* (pp. 163-185). Springer, New York, NY.
- Oksanen, J., Blanchett, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., et al. (2019). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9), 1-295.
- Oreja, J. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana*, 3-14.
- Paiva, J. (1981). Mata da Margaraça e a sua conservação em reserva. *Portugaliae Acta Biologica*. 47: 49-66.
- Parks, A., Parisiense, A. & Miller, C. (2011). Avaliação em escala múltipla dos controles ambientais sobre a probabilidade de queimadura em uma paisagem do sul da Sierra Nevada. *International Journal of Wildland Fire* 20: 815–28.
- Pausas, G. (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change*, 63(3), 337-350.

- Pausas, J. & Muñoz, S. (2011). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*, 110(1-2), 215-226.
- Pike, R. & Wilson, E. (1971). Elevation-relief ratio, hypsometric integral, and geomorphic area-altitude analysis. *Geological Society of America Bulletin*, 82(4), 1079-1084.
- Pons, P. & Bas, M. (2005). Open-habitat birds in recently burned areas: The role of the fire extent and species' habitat breadth. *Ardeola* 52: 119–131.
- Pons, P., & Wendenburg, C. (2005, May). The impact of fire and forest conversion into savanna on the bird communities of West Madagascan dry forests. In *Animal Conservation forum* (Vol. 8, No. 2, pp. 183-193). Cambridge University Press.
- 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 and Conservation*, 12(9), 1843-1860.
- Prodon, R. (1992). Animal communities and vegetation dynamics: measuring and modelling animal community dynamics along forest successions. In *Responses of forest ecosystems to environmental changes* (pp. 126-141). Springer, Dordrecht.
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rabaça, E. (1995). *Métodos de Censo de Aves: Aspectos gerais, pressupostos e princípios de aplicação*. SPEA, Lisboa.
- Regos, A., D'Amen, M., Herrando, S., Guisan, S. & Brotons, L. (2015). Fire management, climate change and their interacting effects on birds in complex Mediterranean landscapes: dynamic distribution modelling of an early-successional species—the near-threatened Dartford Warbler (*Sylvia undata*). *Journal of Ornithology*, 156(1), 275-286.
- Rodrigues, A., Pilgrim, J., Lamoreux, J., Hoffmann, M. & Brooks, T. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(2), 71-76.
- Rojas, M., Erickson, T., Dixon, K. & Merritt, D. (2016). Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. *Restoration Ecology*, 24, S43-S52.

Ryan, K. & Noste, N. (1985). Evaluating prescribed fires. *USDA Forest Service general technical report INT-Intermountain Forest and Range Experiment Station (USA)*.

Scheffers, B., Meester, L., Bridge, T., Hoffmann, A., Pandolfi, J., Corlett, R., Pacifici, M. *et al.* (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science*, 354(6313), aaf7671.

Short, K. (2003). Complexity and variation in the effects of low-severity fires on forest biota. *Graduate Student Theses, Dissertations, & Professional Papers*, 9463.

Silveira, P. (2007). A flora da Serra do Açor (Portugal). *Guineana-Revista de Botânica*, (13).

Smucker, K., Hutto, R. & Steele, B. (2005). Changes in bird abundance after wildfire: importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications*, 15(5), 1535-1549.

Soleraa, J., Zornozaa, R., Guerreroa, C., Scowb, K., Arceneguia, V. & Beneyto, J. (2009). Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain. *Applied Soil Ecology*, 42(3), 315-323.

Tiedemann, R., Klemmedson, J. & Bull, E. (2000). Solution of forest health problems with prescribed fire: are forest productivity and wildlife at risk?. *Forest Ecology and Management*, 127(1-3), 1-18.

Ukmar, E., Battisti, C., Luiselli, L. & Bologna, M. (2007). The effects of fire on communities, guilds and species of breeding birds in burnt and control pinewoods in central Italy. *In Biodiversity and Conservation in Europe* (pp. 45-58). Springer, Dordrecht.

Urbieto, I., Zavala, G., Bedia, J., Gutiérrez, J., Ayanz, J., Camia, A., *et al.* (2015). Fire activity as a function of fire–weather seasonal severity and antecedent climate across spatial scales in southern Europe and Pacific western USA. *Environmental Research Letters*, 10(11), 114013.

Vallecillo, S., Brotons, L. & Herrando, S. (2008). Assessing the response of open-habitat bird species to landscape changes in Mediterranean mosaics. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 103.

Vallejo, R., Arianoutsou, M. & Moreira, F. (2011). Fire ecology and post-fire restoration approaches in Southern European forest types. *In Post-fire management and restoration of southern European forests* (pp. 93-119). Springer, Dordrecht.

Villéger, S., Mason, N. & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.

Wang, G. & Kembell, J. (2003). Effects of fire severity on early development of understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(2), 254-262.

Zozaya, L., Brotons, L. & Vallecillo, S. (2011). Bird community responses to vegetation heterogeneity following non-direct regeneration of Mediterranean forests after fire. *Ardea*, 99(1), 73-85.

Anexos

Anexo 1: Número de indivíduos pelas diferentes classes de severidade do fogo.

	Severidade	<0,23	0,23-0,475	0,475-0,836	>0,836	Nº total indivíduos
Reprodução ano 1	<i>Aegithalos caudatus</i>	-	2	-	-	2
	<i>Calandrella brachydactyla</i>	-	-	1	-	1
	<i>Carduelis cannabina</i>	-	1	-	1	2
	<i>Certhia brachydactyla</i>	12	8	3	5	28
	<i>Cettia cetti</i>	3	-	-	2	5
	<i>Chloris chloris</i>	4	3	-	4	11
	<i>Columba palumbus</i>	2	8	6	1	17
	<i>Cuculus canorus</i>	1	1	1	-	3
	<i>Cyanistes caeruleus</i>	30	36	21	12	99
	<i>Dendrocopos major</i>	9	5	6	3	23
	<i>Dryobates minor</i>	-	1	1	-	2
	<i>Emberiza cia</i>	3	1	4	-	8
	<i>Erithacus rubecula</i>	38	29	22	12	101
	<i>Fringilla coelebs</i>	33	23	31	15	102
	<i>Galerida spp.</i>	-	2	-	-	2
	<i>Garrulus glandarius</i>	5	4	7	1	17
	<i>Lophophanes cristatus</i>	3	-	7	-	10
	<i>Luscinia megarhynchos</i>	1	-	-	-	1
	<i>Motacilla alba</i>	3	-	-	-	3
	<i>Parus major</i>	36	29	20	8	93
	<i>Periparus ater</i>	-	1	2	-	3
	<i>Phoenicurus ochruros</i>	1	-	-	1	2
	<i>Picus viridis</i>	-	-	1	-	1
	<i>Prunella modularis</i>	3	2	-	-	5
	<i>Regulus ignicapillus</i>	21	17	3	-	41
	<i>Saxicola rubicola</i>	-	-	-	1	1
	<i>Serinus serinus</i>	6	6	5	5	22
	<i>Sitta europaea</i>	3	3	-	1	7
	<i>Sylvia atricapilla</i>	11	13	4	8	36
	<i>Sylvia melanocephala</i>	1	-	-	1	2
	<i>Sylvia undata</i>	-	1	-	-	1
	<i>Troglodytes troglodytes</i>	5	-	2	1	8
<i>Turdus merula</i>	11	14	10	4	39	
<i>Turdus philomelos</i>	1	-	1	-	2	
<i>Turdus viscivorus</i>	1	1	9	-	11	

Não Reprodutor	<i>Aegithalos caudatus</i>	3	-	-	17	20
	<i>Anthus pratensis</i>	-	1	2	-	3
	<i>Carduelis carduelis</i>	-	1	1	3	5
	<i>Certhia brachydactyla</i>	8	2	2	-	12
	<i>Chloris chloris</i>	15	6	4	3	28
	<i>Cyanistes caeruleus</i>	29	17	5	19	70
	<i>Dendrocopos major</i>	10	10	6	1	27
	<i>Dryobates minor</i>	-	-	2	-	2
	<i>Emberiza cia</i>	6	4	15	4	29
	<i>Erithacus rubecula</i>	31	17	13	23	84
	<i>Fringilla coelebs</i>	14	9	14	12	49
	<i>Garrulus glandarius</i>	3	3	4	2	12
	<i>Lophophanes cristatus</i>	2	-	2	-	4
	<i>Motacilla alba</i>	-	-	1	1	2
	<i>Parus major</i>	21	26	20	12	79
	<i>Periparus ater</i>	-	-	1	-	1
	<i>Phoenicurus ochruros</i>	2	2	1	2	7
	<i>Phylloscopus collybita</i>	7	-	8	2	17
	<i>Picus viridis</i>	2	-	1	-	3
	<i>Prunella modularis</i>	1	-	-	-	1
	<i>Regulus ignicapillus</i>	12	4	2	2	20
	<i>Saxicola rubicola</i>	-	1	-	-	1
	<i>Serinus serinus</i>	3	3	8	11	25
	<i>Sitta europaea</i>	1	1	-	-	2
<i>Sylvia atricapilla</i>	4	-	1	2	7	
<i>Sylvia melanocephala</i>	-	-	5	1	6	
<i>troglodytes troglodytes</i>	3	1	1	1	6	
<i>Turdus merula</i>	5	3	2	7	17	
Reprodução ano 2	<i>Turdus philomelos</i>	2	-	-	1	3
	<i>Aegithalos caudatus</i>	4	-	-	-	4
	<i>Alectoris rufa</i>	-	-	1	-	1
	<i>Carduelis cannabina</i>	2	-	-	-	2
	<i>Carduelis carduelis</i>	2	-	-	-	2
	<i>Certhia brachydactyla</i>	16	7	4	4	31
	<i>Cettia cetti</i>	3	-	3	2	8
	<i>Chloris chloris</i>	4	1	3	7	15
	<i>Columba palumbus</i>	2	-	12	1	15
	<i>Cuculus canorus</i>	1	3	1	-	5
	<i>Cyanistes caeruleus</i>	39	24	18	10	91
	<i>Dendrocopos major</i>	11	5	7	6	29
	<i>Dryobates minor</i>	-	3	-	-	3
	<i>Emberiza cia</i>	8	5	1	6	20
	<i>Erithacus rubecula</i>	18	18	8	4	48
	<i>Fringilla coelebs</i>	27	27	15	13	82
	<i>Galerida spp.</i>	2	5	8	2	17

<i>Garrulus glandarius</i>	6	2	3	1	12
<i>Lophophanes cristatus</i>	-	4	-	-	4
<i>Motacilla alba</i>	-	-	1	2	3
<i>Motacilla cinerea</i>	2	-	-	-	2
Aves não identificadas	1	-	-	-	1
<i>Parus major</i>	49	38	22	18	127
<i>Periparus ater</i>	2	-	-	-	2
<i>Phoenicurus ochruros</i>	7	1	4	2	14
<i>Phylloscopus bonelli</i>	-	1	1	-	2
<i>Picus viridis</i>	-	1	1	1	3
<i>Prunella modularis</i>	3	-	-	2	5
<i>Regulus ignicapillus</i>	28	20	2	2	52
<i>Saxicola rubicola</i>	-	-	-	2	2
<i>Serinus serinus</i>	2	5	11	7	25
<i>Sitta europaea</i>	3	-	-	-	3
<i>Sylvia atricapilla</i>	14	13	13	11	51
<i>Sylvia melanocephala</i>	7	1	3	4	15
<i>Troglodytes troglodytes</i>	9	4	7	6	26
<i>Turdus merula</i>	9	6	5	5	25
	712	516	444	332	2004

Anexo 2: Número de indivíduos registados por espécie em cada saída.

Espécie	Saída 2	4	5	6	7	8	Total Geral
<i>Aegithalos caudatus</i>	2		17	3		4	26
<i>Alectoris rufa</i>						1	1
<i>Anthus pratensis</i>			3				3
<i>Calandrella brachydactyla</i>		1					1
<i>Carduelis cannabina</i>		2			2		4
<i>Carduelis carduelis</i>			5		2		7
<i>Certhia brachydactyla</i>	17	11	3	9	14	17	71
<i>Cettia cetti</i>	3	2			8		13
<i>Chloris chloris</i>	6	5	19	9	10	5	54
<i>Columba palumbus</i>	6	11			14	1	32
<i>Cuculus canorus</i>	3				1	4	8
<i>Cyanistes caeruleus</i>	54	45	31	39	44	47	260
<i>Dendrocopos major</i>	15	8	17	10	20	9	79

<i>Dryobates minor</i>	1	1		2	1	2	7
<i>Emberiza cia</i>	7	1	17	12	6	14	57
<i>Erithacus rubecula</i>	52	49	53	31	26	22	233
<i>Fringilla coelebs</i>	39	63	25	24	34	48	233
<i>Galerida spp.</i>	1	1			7	10	19
<i>Garrulus glandarius</i>	6	11	11	1	7	5	41
<i>Lophophanes cristatus</i>	2	8	2	2	2	2	18
<i>Luscinia megarhynchos</i>	1						1
<i>Motacilla alba</i>	2	1	1	1	3		8
<i>Motacilla cinerea</i>						2	2
<i>Aves não identificadas</i>						1	1
<i>Parus major</i>	54	39	41	38	58	69	299
<i>Periparus ater</i>	2	1		1		2	6
<i>Phoenicurus ochruros</i>	2		2	5	8	6	23
<i>Phylloscopus bonelli</i>						2	2
<i>Phylloscopus collybita</i>			8	9			17
<i>Picus viridis</i>	1			3	1	2	7
<i>Prunella modularis</i>	2	3	1		2	3	11
<i>Regulus ignicapillus</i>	28	13	16	4	24	28	113
<i>Saxicola rubicola</i>		1		1		2	4
<i>Serinus serinus</i>	7	15	19	6	11	14	72
<i>Sitta europaea</i>	3	4	1	1	3		12
<i>Sylvia atricapila</i>	13	23	4	3	14	37	94
<i>Sylvia melanocephala</i>		2	2	4	10	5	23
<i>Sylvia undata</i>		1					1
<i>Troglodytes troglodytes</i>	4	4	4	2	9	17	40
<i>Turdus merula</i>	19	20	7	10	11	14	81
<i>Turdus philomelos</i>		2	1	2			5
<i>Turdus viscivorus</i>		11			4		15
Total Geral	352	359	310	232	356	395	2004

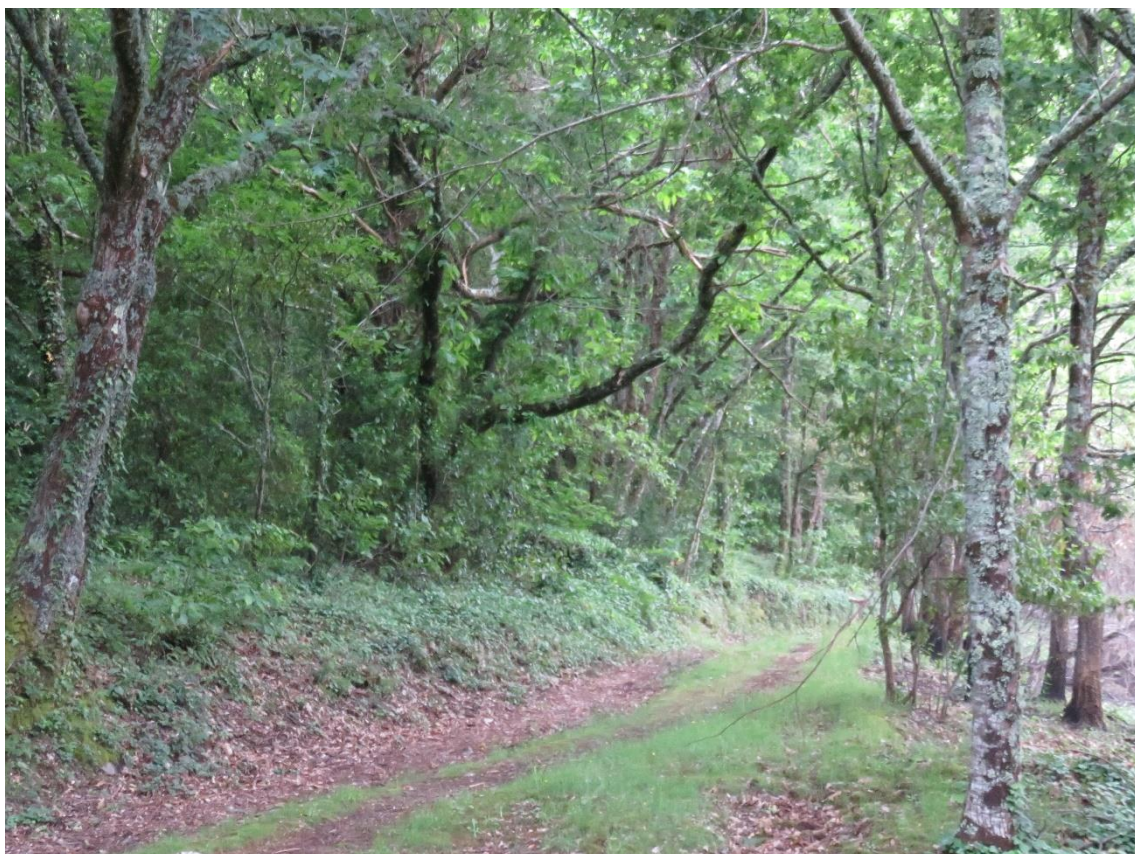
Anexo 3: Características fenológicas das diferentes espécies

Espécie	dieta_adultos	foraging_guild	fenologia	Peso	Frequência	Abundância	Abundância média
<i>Aegithalos caudatus</i>	insectívoro	canopy_gleaner	residente	10	4	26	0,111111
<i>Alectoris rufa</i>	omnívoro	ground_gleaner	residente	47,6	1	1	0,004274
<i>Anthus pratensis</i>	insectívoro	ground_gleaner	invernante	18,8	3	3	0,012821
<i>Calandrella brachydactyla</i>	insectívoro	ground_gleaner	reprodutor	23	1	1	0,004274
<i>Carduelis cannabina</i>	granívoro	ground_gleaner	residente	18,5	3	4	0,017094
<i>Carduelis carduelis</i>	granívoro	ground_gleaner	residente	13	5	7	0,029915
<i>Certhia brachydactyla</i>	insectívoro	bark_forager	residente	9,5	57	71	0,303419
<i>Cettia cetti</i>	insectívoro	canopy_gleaner	residente	14,5	12	13	0,055556
<i>Chloris chloris</i>	granívoro	ground_gleaner	residente	29,5	33	54	0,230769
<i>Columba palumbus</i>	granívoro	ground_gleaner	residente	43,4	16	32	0,136752
<i>Cuculus canorus</i>	insectívoro	generalist_gleaner	reprodutor	11,9	8	8	0,034188
<i>Cyanistes caeruleus</i>	insectívoro	canopy_gleaner	residente	11,5	121	260	1,111111
<i>Dendrocopos major</i>	insectívoro	bark_forager	residente	84,5	61	79	0,337607

<i>Dryobates minor</i>	insectivoro	bark_forager	residente	21	6	7	0,029915
<i>Emberiza cia</i>	omnivoro	ground_gleaner	residente	25	29	57	0,24359
<i>Erithacus rubecula</i>	omnivoro	understorey_gleaner	residente	17,5	142	233	0,995726
<i>Fringilla coelebs</i>	omnivoro	canopy_gleaner	residente	23	138	233	0,995726
<i>Galerida spp.</i>	insectivoro	ground_gleaner	residente	42	13	19	0,081197
<i>Garrulus glandarius</i>	omnivoro	generalist_gleaner	residente	166	38	41	0,175214
<i>Lophophanes cristatus</i>	insectivoro	canopy_gleaner	residente	11,5	10	18	0,076923
<i>Luscinia megarhynchos</i>	insectivoro	understorey_gleaner	reproductor	21	1	1	0,004274
<i>Motacilla alba</i>	insectivoro	ground_gleaner	residente	21	7	8	0,034188
<i>Parus major</i>	insectivoro	canopy_gleaner	residente	18	142	299	1,277778
<i>Periparus ater</i>	insectivoro	canopy_gleaner	residente	10,3	4	6	0,025641
<i>Phoenicurus ochruros</i>	insectivoro	hawker_flycatcher	residente	17	17	23	0,098291
<i>Phylloscopus bonelli</i>	insectivoro	canopy_gleaner	reproductor	10	2	2	0,008547
<i>Phylloscopus collybita</i>	insectivoro	canopy_gleaner	residente	9	11	17	0,07265
<i>Picus viridis</i>	insectivoro	ground_gleaner	residente	179	7	7	0,029915
<i>Prunella modularis</i>	insectivoro	ground_gleaner	invernante	20	8	11	0,047009

<i>Regulus ignicapillus</i>	insectivoro	canopy_gleaner	resident	5,3	46	113	0,482906
<i>Saxicola rubicola</i>	insectivoro	hawker_flycatcher	resident	15	3	4	0,017094
<i>Serinus serinus</i>	granivoro	ground_gleaner	resident	12,5	52	72	0,307692
<i>Sitta europaea</i>	insectivoro	bark_forager	resident	22,5	10	12	0,051282
<i>Sylvia atricapilla</i>	omnivoro	canopy_gleaner	resident	17,7	65	94	0,401709
<i>Sylvia melanocephala</i>	omnivoro	canopy_gleaner	resident	12	18	23	0,098291
<i>Sylvia undata</i>	insectivoro	generalist_gleaner	resident	9	1	1	0,004274
<i>Troglodytes troglodytes</i>	insectivoro	understorey_gleaner	resident	9,9	34	40	0,17094
<i>Turdus merula</i>	omnivoro	ground_prober	resident	97,5	67	81	0,346154
<i>Turdus philomelos</i>	omnivoro	ground_gleaner	resident	74,3	5	5	0,021368
<i>Turdus viscivorus</i>	omnivoro	ground_gleaner	resident	13,1	7	15	0,064103

Anexo 4: Bosque afetado com baixa severidade



Anexo 5: Zona agrícola afetada com severidade muito alta



Anexo 6: Pinhal afetado com alta severidade



Anexo 7: Bosque afetado por severidade média



Anexo 8: Zona de arbustos afetados com alta severidade



Anexo 9: Zona de pinhal e eucaliptal queimada com média e alta severidade

