

Impacto de um incêndio florestal na vida selvagem

Atividades antropogénicas e eventos extremos como incêndios florestais afetam os ecossistemas, criando regimes de stress e distúrbios ecológicos. O presente estudo foi realizado em Portugal (zona Centro-Oeste) e avaliou o impacto de um incêndio na vida selvagem da região, observado pelas diferenças no número de animais mortos nas estradas dessa área. O trabalho de campo foi realizado durante 24 meses (12 meses antes e 12 depois do incêndio de outubro de 2017), dois dias sucessivos por semana para recolha de todos os animais encontrados mortos nas estradas. Depois seguiu-se a sua identificação. Registaram-se as classes de animais mais afetadas antes e após o incêndio, além de monitorizar a variação das mortes nas estradas que ocorreram após o fogo diretamente relacionadas à recuperação do sistema. Houve mais mortes durante a noite em relação ao dia, mas sem diferenças significativas. Os resultados mostram ainda que morreram mais animais após o incêndio com diferenças significativas nas classes anfíbios, aves e répteis. Na classe dos mamíferos houve diferenças, mas não foram significativas. A taxa média de mortalidade era de aproximadamente 10,6 ind./Km/ano \pm 17 antes do incêndio, passando para 26,6 ind./Km/ano \pm 17 após o incêndio. Os resultados evidenciam que é possível atestar a influência e os efeitos que um evento extremo (incêndio) exerce sobre a vida selvagem da região afetada. Pode-se perceber, pelo aumento do número de mortes de aves e mamíferos após o incêndio, que estas classes são afetadas numa fase pós-fogo, enquanto anfíbios e répteis são mais afetados diretamente pelo incêndio dada a ausência de mortes destas classes após o incêndio.

Palavras-chave

fogo
zona florestal
impacto
evento extremo
estradas
animais selvagens

Tiago Cruz¹ *

Joana Lima¹

Ulisses Miranda Azeiteiro^{1,2}

¹ Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

² CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

* tiago_cruz5@hotmail.com

ISSN 1647-323X

Artigo em acesso aberto sob [licença CC-BY](#)

© 2021 Autores

INTRODUÇÃO

Os incêndios são um constituinte dos sistemas ecológicos (Baeza et al., 2007) em áreas mediterrânicas. O risco, cada vez mais elevado, de incêndio tem vindo a acentuar-se com as alterações climáticas antropogénicas (Westerling et al., 2006). Por outro lado, os motivos mais evidentes para a ignição de incêndios são a ocupação antrópica e alterações do uso do território (Alloza e Vallejo, 2006). Os países da orla mediterrânica são bastante afetados quer pelo número de ignições quer pela área consumida pelos fogos florestais (Piñol et al., 1998). Portugal regista um aumento da área ardida em particular nos territórios centro e norte do país (Nunes et al., 2013). Nos últimos anos, transformações socioeconómicas e socioculturais, alterações do uso e ocupação do solo, ordenamento rural e normas de urbanização também contribuíram para um aumento da ocorrência de incêndios florestais em Portugal (Rebelo, 2003; Moreira e Russo, 2007).

Os impactos de eventos extremos como a ocorrência de incêndios florestais nos ecossistemas têm a ver com as suas características e dinâmicas (p.ex. violência e extensão do evento) e com a forma como estes fatores afetam a biologia e ecologia das populações de animais mais vulneráveis (Dickinson e Ryan, 2010). Por outro lado, o impacto nas espécies afetadas depende também da própria biologia e ecologia das populações (Frizzo et al., 2011). Um dos parâmetros que pode ser monitorizado para avaliar os efeitos do fogo nos ecossistemas é a mortalidade de animais, que pode ser calculada contabilizando o número de animais mortos imediatamente após a passagem do fogo ou através de um censo de perdas antes e depois do fogo (Harper et al., 2016). Contudo a passagem do fogo não afeta de igual modo as várias espécies (Harper et al. 2016; Engstrom, 2010), dependendo da sua biologia e ecologia. Por exemplo, alguns invertebrados encontram refúgio no substrato (Crotteau et al., 2013) e alguns pequenos vertebrados, como répteis, anfíbios, roedores, entre outros, encontram refúgio no subsolo (Engstrom, 2010), onde a temperatura se mantém em valores suportáveis. Aves, mamíferos, insetos alados, entre outros, têm capacidade para mais facilmente se afastar das chamas e procurar proteção em outras áreas (Silveira et al., 1999; Engstrom, 2010; Watts, 2019). Incêndios de forte intensidade, velocidade ou que afetam grandes áreas, podem causar mortalidade mesmo em animais que usam abrigos ou que possuem boa mobilidade (Silveira et al., 1999).

Os impactos indiretos do fogo como a redução da disponibilidade de alimento e alterações no habitat que condicionem a ecologia da para reprodução (Abreu et al., 2004; Rocha e Silva, 2009; Fernandes et al., 2016) são também perturbadores dos ecossistemas, provocando difíceis e complexas respostas das espécies (Turner et al., 1999; Frizzo et al., 2011) e implicando sempre compreensão das alterações no habitat (Trabaud e Prodon 2002; Frizzo et al. 2011). A destruição da flora é sempre o efeito no habitat mais visível no pós-fogo (Vasconcelos et al., 2009; Butler e Dickinson, 2010) que gera também um impacto nas características e funções do solo. A perturbação no habitat e nas condições que este proporciona em termos de ecologia de refúgio e dissimulação (Silveira et al., 1999) afetam a ecologia das interações predador-presa no pós-fogo (Perry et al., 2011). Por outro lado, os recursos no pós-fogo são diferentes (Perry et al., 2011), o que certamente tem impacto nas espécies e na sua ecologia trófica, sendo que as populações de aves são particularmente afetadas, quer pela disponibilidade de alimento (Erritzoe et al., 2003) quer pela perturbação na biologia da reprodução.

Os habitats destruídos pelo fogo originalmente já poderão apresentar fragmentação, nomeadamente pela existência de estruturas e barreiras antropogénicas (Goosem, 1997; Ascenção, 2001) que perturbam a conectividade (Pope et al., 2000; Herrmann et al., 2005) e poderão contribuir para as taxas de mortalidade (Joyce e Mahoney, 2001), bem como para a perturbação da ecologia trófica (Gerlach e Musolf, 2000; Forman et al., 2003). De entre as atividades antropogénicas, a construção de infraestruturas de transporte, consideradas razão de desmatamento, é a primordial razão de fragmentação de habitats. As estradas são geradoras de perturbação ecológica (Goosem, 1997; Clarke et al., 1998), condicionado a ecologia populacional (Woodroffe e Ginsberg, 1998; Gerlach e Musolf, 2000; Meunier et al., 2000). Compreende-se por conectividade da paisagem a capacidade de circulação de animais e outras correntes ecológicas que a paisagem consente, permitindo que organismos com diversos habitats se desloquem usualmente pela paisagem, para atender às suas carências diárias (Pope et al. 2000). Barreiras que impossibilitam essas deslocações, como as vias de comunicação e outras infraestruturas, ocasionam uma letalidade elevada, taxas de reprodução inferiores e, por fim, inferior possibilidade de sobrevivência populações e comunidades (Forman et al., 2003). Como as estradas foram construídas para albergar vastas densidades de tráfego nas zonas campestres, a taxa de embates entre veículos e animais foi nitidamente ampliada, levando a uma delimitação direta na no tamanho das populações (Woodroffe e Ginsberg, 1998).

Assim, neste trabalho, pretendemos responder às seguintes perguntas:

- Qual a influência dos incêndios florestais na mortalidade por atropelamento de vida selvagem?
- Quais são as espécies ou grupos taxonómicos mais afetados após um incêndio e porquê?
- É possível distinguir a forma como o numero de mortes de animais de diferentes classes oscila ao longo do tempo após o incêndio?



MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e incêndio florestal que a afetou

A área de estudo do presente trabalho foi o Sítio Natura 2000 *Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas* reúne a superfície costeira compreendida entre a Ria de Aveiro e o Cabo Mondego. A região está delimitada a norte pela Mata Nacional de Vagos e a Sul pela Serra da Boa Viagem. O município de Mira localiza-se na zona centro de Portugal continental. Nas zonas central e oriental, a rede viária é bastante densa e subdividida. A fração poente do município, excetuando a Praia de Mira e proximidades, detém uma rede de estradas de baixa densidade. Existem estradas secundárias importantes que resultam da alargamento e pavimentação de estradas florestais antigas que transpõem a Floresta e as Dunas de Mira (Petronilho, 2001).

Quanto ao clima, o verão é moderadamente quente e o inverno é ameno. A temperatura média é de sensivelmente 15° C e a precipitação é de sensivelmente 1000 mm/ano. Ao longo do ano, os ventos sopram predominantemente de norte e oeste, com supremacia do Norte (Lima, 2011). Pertence à zona bioclimática meso mediterrânea (Petronilho, 2001; Lima, 2011). Existem sete tipos de habitats: praias de areia e dunas costeiras (21), áreas de floresta (22), pântanos e lagoas (31), ribeiros (32), áreas agrícolas, áreas habitadas

e áreas de mata (64) (Cruz et al., 2018). Neste artigo, apenas aqueles relacionados ao estudo são descritos.

A área florestal é ocupada por espécies sujeitas ao regime privado e ao público (Lima, 2011). Estas administrações contribuem de forma diferenciada para a estrutura e disposição das populações (Petronilho, 2001). Na administração privada, os povoamentos de pinheiro-bravo *Pinus pinaster* e eucalipto *Eucalyptus globulus*, fruto de limpezas frequentes, exibem uma reduzida camada arbustiva (Petronilho, 2001; Lima, 2011). No domínio público, situa-se o Perímetro Florestal das Dunas e Pinhais de Mira, composto por pinheiros-bravos junto ao cordão dunar e à medida que nos afastamos da orla marítima, juntamente com o pinhal, encontramos samouco *Myrica faya* e distintas espécies de acácias (*Acacia melanoxylon*, *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia*) (Petronilho 2001; Lima, 2011).

Os incêndios de outubro de 2017 em Portugal começaram em contexto de seca e foram ventilados pelos robustos ventos atlânticos do furacão Ophelia. Alastraram velozmente numa paisagem que estava muito seca devido a um verão seco e quente. Os dados mais recentes do sistema europeu de informação de incêndios florestais, EFFIS, indicam que a área queimada em Portugal em 2017 ultrapassou os 500.000 hectares. O concelho de Mira registrou uma área queimada de 70% da área total do concelho (Figura 1).

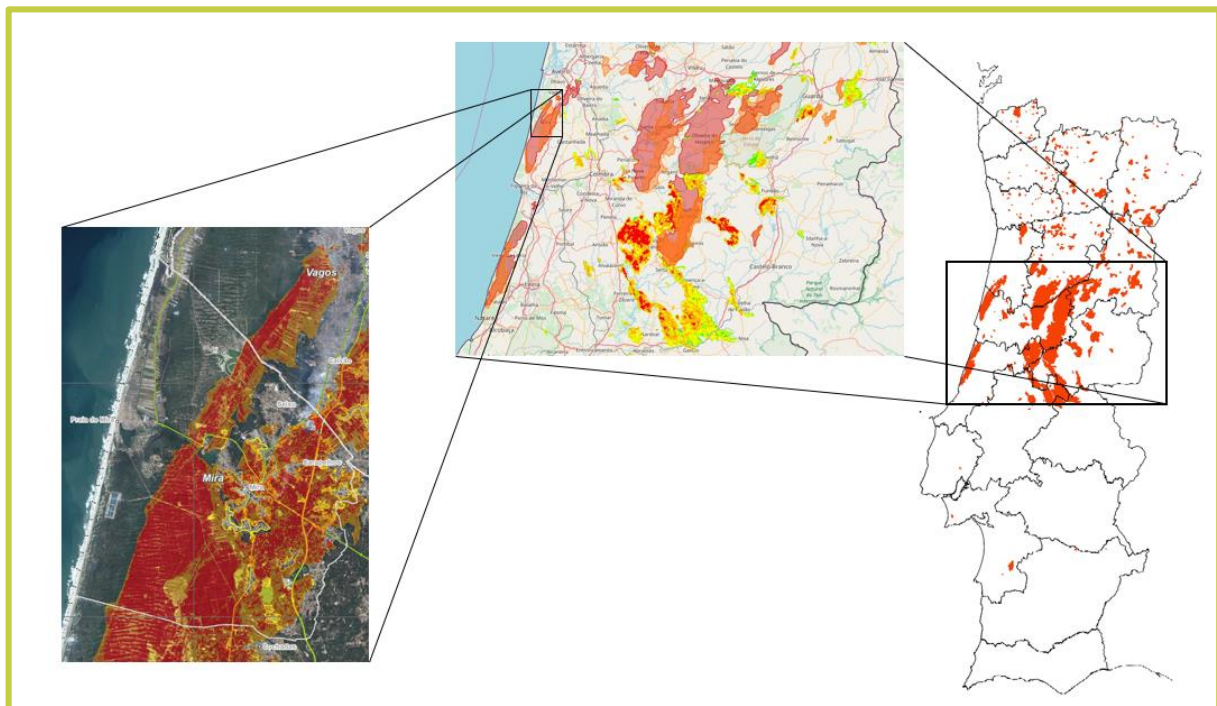


FIGURA 1: Área queimada nos incêndios de outubro de 2017 em Portugal, na região centro e no concelho de Mira.

Trabalho de campo

O trabalho que originou os dados utilizados no presente artigo foi realizado durante dois anos (de outubro de 2016 a setembro de 2018), com amostragens em dois dias consecutivos em cada semana. A meio deste período ocorreu o incêndio suprarreferido, tendo a amostragem considerada para o presente estudo sido

feita antes e após este acontecimento. No primeiro dia limpavam-se as estradas, ou seja, recolheram-se todos os animais descobertos mortos nas estradas seguindo-se a sua identificação. No dia subsequente à limpeza, foram executadas duas recolhas, uma ao início do dia (7h 30m), para retirar os animais mortos durante a noite anterior e outra ao final do dia (18h 30m) para recolher os animais mortos durante esse dia.

Foram escolhidas duas estradas florestais e em cada uma foram definidos dois transeptos com 3 km de comprimento cada (Figura 2). As estradas foram seleccionadas por apresentarem um volume constante de tráfego de aproximadamente 200 veículos por dia durante a semana. O tráfego manteve-se constante antes e depois do incêndio.

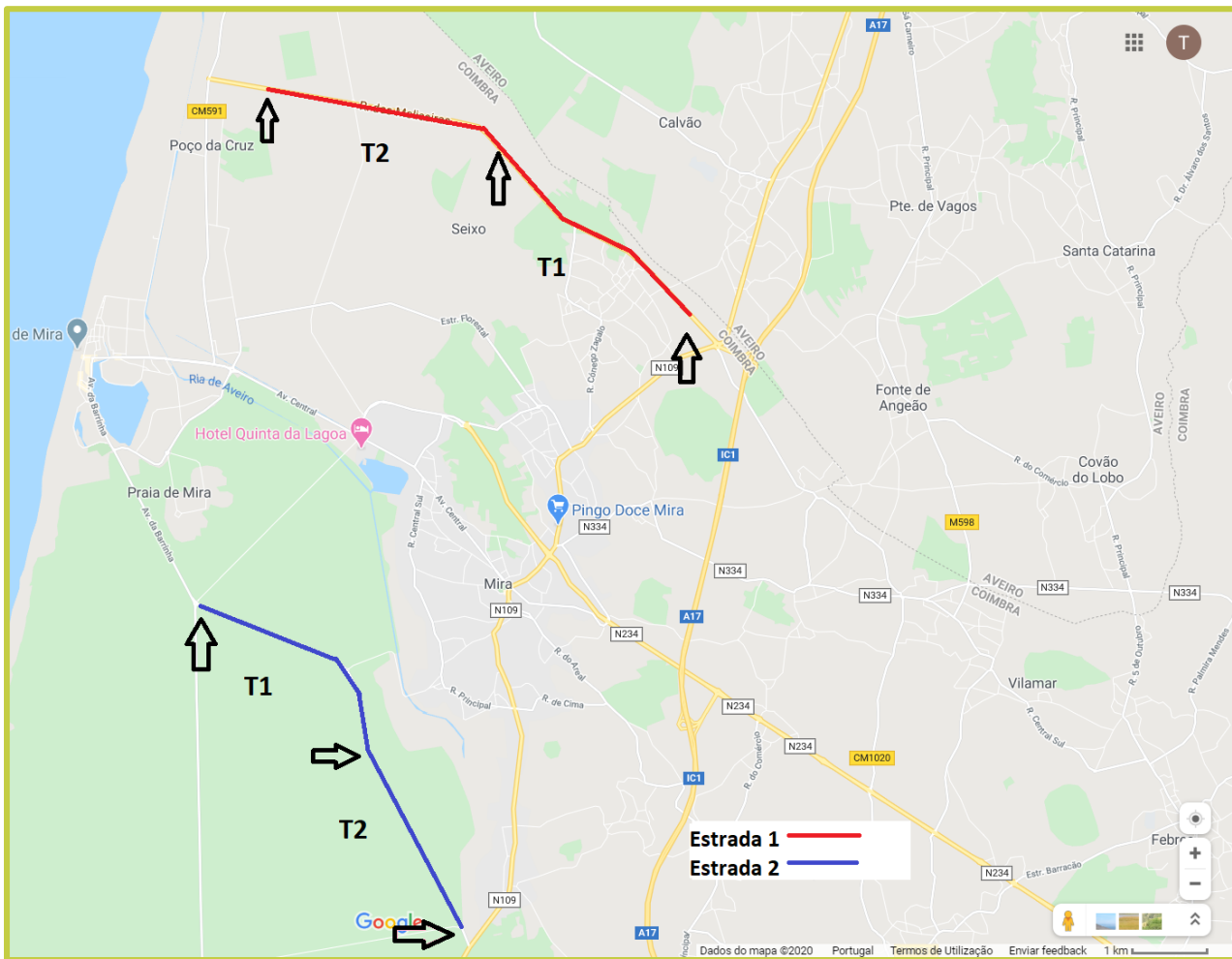


FIGURA 2: Estradas estudadas, cada uma com dois transeptos (delimitados por setas). A estrada 1 liga a rotunda da zona industrial de Mira à praia do Poço da Cruz. A estrada 2 liga rotunda da Acuinova à estrada nacional 109 no extremo sul do concelho de Mira. Fonte do mapa: Google maps.

A recolha dos animais mortos foi realizada com recurso a bicicleta a uma velocidade média de 10 km por hora (Marques, 1994; Petronilho e Dias, 2005; Lima, 2011). Após a recolha, procedeu-se à identificação dos animais através dos guias de identificação de anfíbios e répteis (Almeida et al., 2001), aves (Bruun et al., 2001) e mamíferos (MacDonald e Barret, 2002). Os animais que não foi possível identificar devido à extensão das deformações morfológicas não foram considerados (Lima, 2011). O impacto do incêndio foi observado registando as mortes de animais nas estradas após o incêndio e comparando com os registos anteriores ao mesmo.

Análise estatística

Os dados recolhidos foram objeto de análise estatística descritiva para determinar o número médio de atropelamentos por ano nas estradas, o número total de animais mortos na estrada antes e depois do incêndio ("Total"), número de anfíbios mortos antes e depois de um incêndio ("Anfíbios"), número de aves mortas antes e depois de um incêndio ("Aves"), número de mamíferos mortos antes e depois de um incêndio ("Mamíferos"), número de répteis mortos antes e depois de um incêndio ("Répteis"). Adicionalmente, foram aplicados métodos de estatística inferencial: o teste de Mann Whitney foi utilizado a fim de verificar se os registos pré e pós-incêndio diferiam significativamente entre eles, bem como para verificar se houve diferenças significativas entre os registos diurnos e noturnos. Os testes foram realizados com recurso ao SPSS Statistics 26.0, utilizando um nível de significância de referência de 0,05.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na área florestal, no período pré incêndio foram recolhidos 128 animais atropelados por veículos nas estradas. Destes, 11,7% eram mamíferos, 9,4% aves, 23,4% répteis, 55,5% anfíbios, passando para 197 animais encontrados atingidos por veículos nas estradas após incêndio. Destes, 39,1% eram mamíferos, 59,4% aves, 1,0% répteis e 0,5% anfíbios (Figura 3).

Com o teste de Mann Whitney verificou-se a existência de diferenças significativas no número total de animais mortos antes e após o incêndio ($Z = -0,295$, $p = 0.029$). Foi também possível observar que existem diferenças significativas no número de mortes na estrada antes e

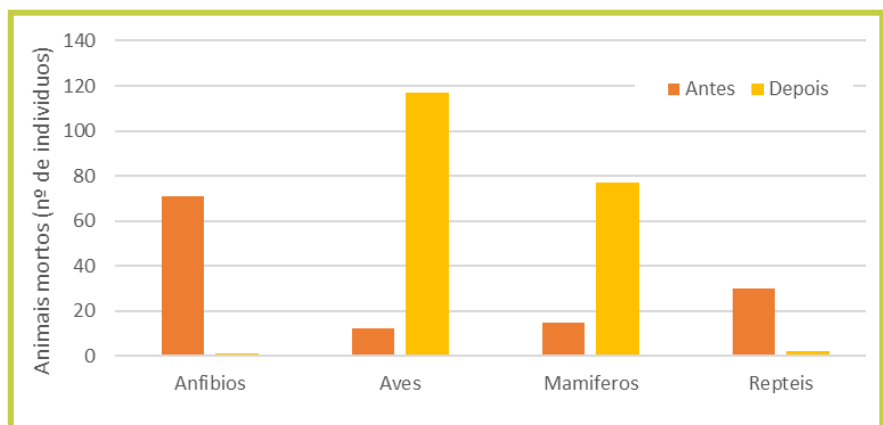


FIGURA 3: Número total de anfíbios, aves, mamíferos e répteis mortos por atropelamento registados antes e depois do incêndio.

depois do incêndio para os anfíbios ($Z = -2.654$, $p = 0.008$), répteis ($Z = -2.176$, $p = 0.03$) e aves ($Z = -2.023$, $p = 0.043$), mas não para os mamíferos ($Z = -1.826$, $p = 0.068$). A taxa média de mortalidade na zona florestal foi de aproximadamente 10,6 ind./Km/ano ± 17 antes do incêndio, passando para 26,6 ind./Km/ano ± 17 após o incêndio e reconheceram-se três pontos de maior mortalidade nas estradas: um na estrada 1 e dois na estrada 2. As espécies mais atropeladas foram o sapo comum (*Bufo bufo*), com 11,8% do total de animais mortos e a salamandra de pintas amarelas (*Salamandra salamandra*), com 10,4%. A abundância média mensal de colisões com veículos foi de $10,66 \pm 5,52$, variando de 1 a 23 animais antes do incêndio; após o incêndio, a abundância média mensal de animais mortos subiu para $16,4 \pm 21$, com uma variação de 0 a 65 animais mortos por mês. Após o teste de Mann-Whitney, apurou-se que o número de atropelamentos que aconteceram durante o dia e durante a noite não foi significativamente diferente ($Z = 0.000$, $p = 1.000$), embora se tenham observado, em absoluto, mais atropelamentos durante a noite.

Como é possível observar na figura 4, foi confirmada uma flutuação dos animais mortos nas estradas ao longo de um ano após o incêndio. Nos primeiros meses após o incêndio florestal, houve ausência de mortes de répteis e anfíbios. Observa-se ainda um aumento nas mortes de aves e um grande aumento no número de mortes de mamíferos após o incêndio.

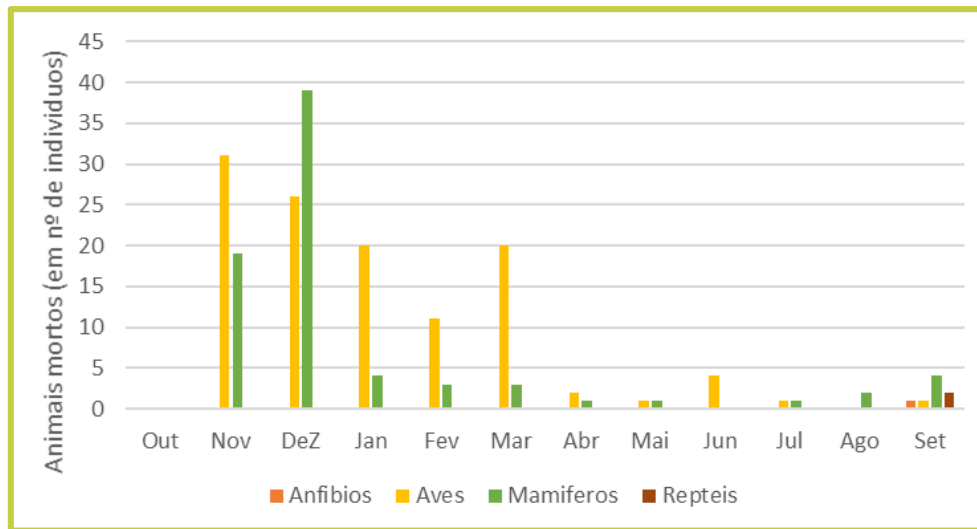


FIGURA 4: Número de animais mortos mensalmente por classes após o incêndio.

Nos dias imediatamente a seguir ao incêndio não houve registo de mortes, provavelmente devido à quantidade de fumo que ainda permanecia na zona florestal, à temperatura do solo que permaneceu quente durante alguns dias e ao facto de haver pequenos focos de incêndio espalhados por todo o perímetro florestal, que se mantiveram ativos durante vários dias após o incêndio. Passados alguns dias começaram a ser registados aves e mamíferos mortos por atropelamento, o que resultará do aumento de deslocações para se alimentarem (Bonnnett et al., 1999). Pelo contrário, se antes do fogo os grupos com maior número de mortes por atropelamento foram os anfíbios e os répteis, após o fogo estas classes só voltaram a registar indivíduos atropelados passados 11 meses, o que evidencia que os efeitos nefastos dos incêndios não se limitam ao momento em que estes ocorrem, mas se prolongam no tempo.

A estrada 1 (Rua dos Moliceiros) registrou o seu ponto negro (trecho de 100 m com mais mortes) sensivelmente a meio do primeiro transecto (Figura 5). As mortes neste local são cerca de 50% do total registado nesta estrada. O grupo taxonómico mais afetado neste contexto foi o dos répteis. Na Estrada 1, o troço com maior mortalidade está localizado próximo a uma sinuosidade que pode ter ajudado a reduzir visibilidade dos automobilistas e de uma intersecção com outra estrada, o que aumenta a superfície de asfalto disponível para que os animais a possam usar por exemplo para se aquecerem (Shine et al., 2004). A vegetação neste local é densa, ao contrário da maioria dos transectos ambos constituídos por arbustos. Na Estrada 2 (Estrada da Floresta) registaram-se dois pontos de mortalidade acentuada bem definidos, um e outro no transecto nº 1 (Figura 5). O ponto 1 é responsável por 18,50% dos atropelamentos da estrada e 25,60% do transecto. O ponto 2, por outro lado, atinge 37,00% dos atropelamentos da estrada e 51,00% do transecto. Os anfíbios foram o grupo mais afetado nos dois pontos (n = 8, no ponto 1 e n = 13, no ponto 2). Ambos os pontos negros na estrada 2 são circunscritos a zonas planas e sem vertentes adjacentes à

estrada, o que simplifica a movimentação de animais e por isso talvez eles escolham transpor a estrada nestas zonas.

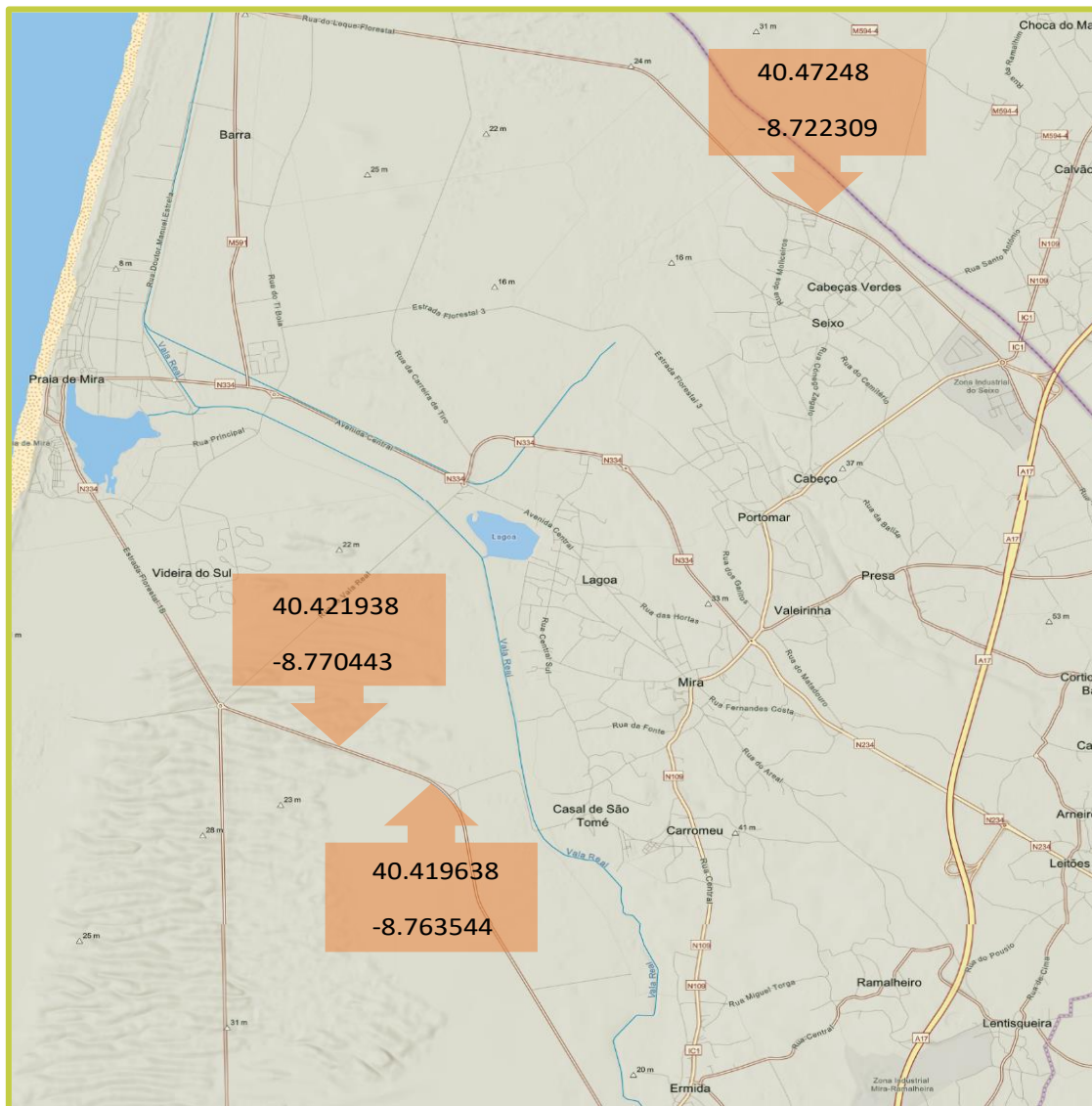


FIGURA 5: Pontos negros (trechos de 100 m com mais mortes registadas) nas estradas, com as respetivas coordenadas geográficas. O ponto negro na estrada 1 localiza-se junto ao campo de escutismo. Os pontos negros na estrada 2 localizam-se, respetivamente, a meio caminho entre a rotunda da Acuinova e o cruzamento para o casal de São Tomé, e no início da curva do mesmo cruzamento.

Com o fogo, a cobertura vegetal desapareceu juntamente com a morte ou fuga de pelo menos parte da fauna local (Turner et al., 1999). Houve um aumento no número de mamíferos mortos nas estradas, pois, após o incêndio, estes foram forçados a procurar comida e refúgio em áreas mais distantes e a deslocarem-se para pequenos bolsos de floresta que não arderam assim como o verificado por Smith-Patten e Patten (2008). O número de mortes de aves também terá aumentado provavelmente devido à falta de cobertura vegetal junto às estradas; tal permite que as aves voem mais perto do chão, aumentando assim a probabilidade de colisões com carros como sugere Hansen (1969). Com o crescimento da vegetação, tende a diminuir a morte de aves por atropelamento.

É de notar a ausência de mortes de répteis e anfíbios nas estradas após o fogo, especialmente no Outono/Inverno, que eram as épocas com mais mortes antes do incêndio. Este padrão terá acontecido uma vez que não são animais velozes e o incêndio percorreu uma distância de várias dezenas de quilómetros em poucas horas e com várias projeções devido ao vento que se fazia sentir. Este contexto terá condicionado a capacidade descrita destes animais para se conseguirem refugiar. Assim, é concebível que répteis e anfíbios não tenham conseguido escapar ao fogo, morrendo durante o incêndio, o que está de acordo com os dados de Moraes e Benson (1988), Naves (1996) e Marini Filho (2000), que afirmam que espécies com pouca mobilidade e expostas a chamas são as mais afetadas pelo efeito direto do incêndio. A ausência de mortes por atropelamento nas estradas monitorizadas logo após o fogo invalida ainda a possibilidade de se terem deslocado em fuga para zonas intactas, pois é improvável que nessa deslocação não houvesse registos de atropelamento. Adicionalmente, uma parte dos animais que se possa ter refugiado terá acabado por morrer, devido à grande intensidade do fogo e à espessura da manta morta combustível no solo (nalgumas zonas de várias dezenas de centímetros de espessura), o que implicou o estabelecimento de temperaturas muito elevadas até a alguns centímetros de profundidade durante o incêndio.

CONCLUSÃO

Os resultados antes e depois do incêndio ilustram o impacto de um evento extremo de fogo na vida selvagem. Os impactos devem ser interpretados em função das características do evento, do sistema e habitat assim como das espécies residentes e comprometimento das funções e serviços do ecossistema. Na sequência do incêndio devastador (dimensão e violência extremamente altas) abordado no presente trabalho, os impactos negativos para determinados grupos taxonómicos foram observados através das diferenças significativas registadas nas mortes de animais por atropelamento antes e depois do incêndio. Todos os grupos taxonómicos foram afetados, embora de maneira distinta. Concluiu-se que os anfíbios e répteis foram diretamente afetados pelo incêndio, o que se depreende pela ausência de mortes nas estradas logo após o incêndio. Os mamíferos e as aves foram mais afetados após o incêndio devido à destruição de habitat, que os terá forçado a deslocarem-se em busca de refúgio e alimento. O aumento de mortes de aves nas estradas deve-se principalmente à ausência de vegetação, pois sem vegetação podem voar mais próximas do solo aumentando assim a probabilidade de ocorrência de colisões. No caso dos mamíferos o aumento do número de mortes deve-se principalmente à procura de alimento e refúgio, que fomenta as deslocações e consequentemente a probabilidade de atropelamento.

A monitorização a longo prazo do sistema será mantida para registar e estudar a recuperação e estabilização do mesmo. No entanto, os resultados obtidos neste trabalho permitem já sugerir algumas medidas que podem ajudar a mitigar alguns dos pontos negativos aqui observados. Um exemplo será a construção de passagens subterrâneas com substrato natural para conservar a humidade (Lima, 2011); estas poderão servir de passagem aos animais para que não sejam mortos nas estradas, bem como funcionar como abrigos em caso de incêndio florestal. Além das passagens, devem ser colocadas cercas que conduzam os animais a essas passagens (Glista et al., 2007). Para as aves, particularmente no período pós-incêndio, o procedimento de reflorestamento ao longo das bermas das estradas deve ser prioritário para evitar colisões. Uma das observações mais relevantes após o incêndio foi que pequenas bolsas de

vegetação de folhosas não queimaram. Posto isto, sugere-se que, na gestão futura do perímetro florestal, possam ser plantadas secções de folhosas autóctones (sobreiro, carvalho e castanheiro), pois fornecem alimento para os animais, evitando a necessidade de se moverem para se alimentarem, mas também porque podem ter um papel relevante na contenção de futuros incêndios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alloza JA, Vallejo VR (2006). Restoration of burned areas in forest management plans. *In: WG Kepner, JL Rubio, DA Mouat, F. Pedrazzini (eds.), Desertification in the Mediterranean Region: a Security Issue.* Springer.Dordrecht, pp. 475-488.
- Almeida NF, Almeida PF, Gonçalves H, Sequeira F, Teixeira J, Almeida FF (2001). Guia FAPAS Anfíbios e Répteis de Portugal, 1ª Edição. FAPAS, Porto, 250 pp.
- Abreu JBR de; Coser AC, Satyro RH, Deminicis BB, Sant'ana NF, Teixeira MC, Brum RP, Santos AM dos (2004). Evaluation of dry matter production, leaf/steam relation and chemistry-bromatologic composition of the *Brachiaria humidicola* (Rendle), upon regrowth ages and nitrogen and potassium rates. *Revista Universidade Rural EDUR* 24 (1): 135-141.
- Ascensão F (2001). Mortality of vertebrates due to run-over in IP2 (Portalegre-Monforte and S. Maços-Portel sections) and EN4 (Vendas Novas-Montemor section). *In: Vertebrate mortality due to road accidents in Alto Alentejo. Report of internship to obtain the Degree in Applied Animal Biology - Terrestrial Variant.* Faculty of Sciences of the University of Lisbon: 3-16.
- Baeza MJ, Valdecantos A, Alloza JÁ, Vallejo VR (2007). Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *Journal of Vegetation Science* 18: 243-252.
- Bonnett X, Guy N, Shine R (1999). The dangers of leaving home: Dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation* 89: 39-50.
- Bruun B, Delin H, Svensson L (2002). Guia FAPAS Aves de Portugal e Europa. 3ª Edição, FAPAS, Porto, 320pp.
- Butler BW, Dickinson MB (2010). Tree injury and mortality in fires: developing process-based models. *Fire Ecology* 6(1): 55-79.
- Clarke GP, White PCL, Harris S (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Crotteau JS, Varner III JM, Ritchie MW (2013). Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. *Forest Ecology and Management* 287: 103-112.
- Cruz T, Lima J, Luis A, Azeiteiro U (2018). Avifauna conservation and disturbance ecology in a coastal freshwater lagoon. *Environmental Monitoring and Assessment* 190: 592.
- Dickinson MB, Ryan KC (2010). Introduction: Strengthening the foundation of wildland fire effects prediction for research and management. *Fire Ecology* 6(1): 1-12.
- Engstrom RT (2010). First-order fire effects on animals: review and recommendations. *Fire Ecology* 6(1): 115-130.
- Erritzoe J, Mazgajski TD, Rej Ł (2003). Bird casualties on European roads - a review. *Acta Ornithologica* 38: 77-93.
- Fernandes PM, Barros AG, Pinto A, Santos JA (2016). Characteristics and controls of extremely large wildfires in the western Mediterranean Basin. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121: 2141-2157.
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger A., Cutshall C, Dale V, Fahrig L, France R, Goldman C, Heanue K, Jones J, Swanson F, Turrentine T, Winter T (2003). Road Ecology: Science and Solutions. Island Press, Washington.
- Frizzo T, Bonizário C, Borges M, Vasconcelos H (2011). Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis* 15(2): 365-379.
- Gerlach G, Musolf K (2000). Fragmentation of landscape as a result of genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology* 14: 1066-1074.
- Glista DJ, Devault TL, Dewoody JA (2007). Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology* 3 (1): 77-87.
- Goosem M (1997). Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on the movements and mortality of rainforest vertebrates. *In: WF Laurance, RO Bierregaard (eds.), Tropical Forest Remnants, Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities,* University of Chicago Press, pp. 241-255.

- Hansen L (1969). [Roadkill of Danish vertebrates]. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 63: 81–92.
- Harper CA, Ford WM, Lashley MA, Moorman C, Stambaugh MC (2016). Fire effects on wildlife in the Central Hardwoods and Appalachian regions, USA. *Fire Ecology* 12(2): 127-159.
- Herrmann HL, Babbitt KJ, Baber MJ, Congalton RG (2005). Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation* 123: 139-149.
- Joyce TL, Mahoney SP (2001). Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29: 281-291.
- Lima JCP (2011). Impacto das estradas florestais e agrícolas de mira na vida selvagem. Tese de Mestrado em Biologia Aplicada. Departamento de Biologia Universidade de Aveiro. 76 pp.
- MacDonald D, Barret P (2002). Guias FAPAS Mamíferos de Portugal e Europa, 1ª Edição. FAPAS, Porto.
- Marini-Filho OJ (2000). Teoria de metapopulações; novos princípios para a biologia da conservação. *Ciência Hoje* 27: 23-29.
- Marques JM (1994). Vertebrates killed by trampling - E.N. 118. (Roadkills in The E. N. 118). Seminar on the evaluation of the Environmental Impact of road projects. Thorn.
- Meunier FD, Verheyden C, Jouventim P (2000). Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92: 291-298.
- Morais HCD, Benson WW (1988). Recolonização de vegetações de cerrado após queimadas, por formigas arborícolas. *Revista Brasileira de Biologia* 48: 459-466.
- Moreira F, Russo D (2007). Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology* 22: 1461-1476.
- Naves MA (1996). Efeito do fogo na população de formigas (Hymenoptera-Formicidae) em cerrado do Distrito Federal. Pp. 170-177. In: Anais do Simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. 3º Congresso de Ecologia do Brasil. Brasília, DF. 187p.
- Nunes A, Lourenço L, Bento-Gonçalves A, Vieira A (2013). Três décadas de incêndios florestais em Portugal: incidência espacial e principais fatores responsáveis. *Cadernos de Geografia*, 32, Faculdade de Letras, Coimbra, pp. 133-143.
- Perry DA, Hessburg PF, Skinner CN, Spies TA, Stephens SL, Taylor AH, Franklin JF, Mc Comb B, Riegel G (2011). The ecology of mixed severity fire regimes in Washington, Oregon, and Northern California. *Forest Ecology and Management* 262(5): 703-717.
- Petronilho JMS, Dias CMM (2005). Impact of two forest roads on wildlife after a road pavement changes in a coastal area in the center of Portugal. *Wildlife Biology in Practice* 1: 128-139.
- Petronilho J (2001). The Fauna of the Municipality of Mira. City Hall of Mira. Look, pp. 15-21.
- Piñol J, Terradas J, Lloret F (1998). Climatic warming hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climate Change* 38: 345-357.
- Pope SE, Fahrig L, Merriam HG (2000). Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81: 2498-2508.
- Rebello F (2003). Riscos naturais e ação antrópica – estudos e reflexões. Imprensa da Universidade, Coimbra, 286 pp.
- Rocha EC, Silva E (2009). Composição da Mastofauna de Médio e Grande Porte na Reserva Indígena “Parabubure”, Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore* 33: 451-459.
- Shine R, Lemaster M, Wall M, Langkilde T, Mason R (2004). Report - Why did the snake cross the road? Effects of roads on movement and location of mates by Garter Snakes (*Thamnophis sirtalis parietalis*). *Ecology and Society* 9: 9.
- Silva, Joaquim & Ferreira, António & Sequeira, Eugénio. (2009). Depois do fogo.
- Silveira L, Rodrigues FHG, Jacoma ATD, Diniz JAF (1999). Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx* 33: 108-114.
- Smith-Patten BD, Patten MA (2008). Diversity, seasonality, and context of mammalian roadkills in the Southern Great Plains. *Environmental Management* 41: 844-852.
- Trabaud L, Prodon R (2002). Fire and biological processes. Backhuys publishers, Leiden.
- Turner MG, Romme WH, Gardner RH (1999) Prefire heterogeneity, fire severity, and early postfire plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming. *International Journal of Wildland Fire* 9: 21-36.
- Vasconcelos HL, Pacheco R, Silva RC, Vasconcelos PB, Lopes CT, Costa AL, Bruna EM (2009). Dynamics of the Leaf-Litter Arthropod fauna following fire in a Neotropical Woodland Savanna. *PLoS ONE* 4(11): e7762.
- Watts J (2019). Amazon fires: what is happening and is there anything we can do?. The Guardian. <https://www.theguardian.com>.