

Relações entre ocorrências de incêndios florestais e alteração no uso e cobertura do solo

Fillipe Tamiozzo Pereira Torres

Universidade Federal de Viçosa, Laboratório de Incêndios Florestais e Conservação da Natureza
Departamento de Engenharia Florestal (Brasil)
ORCID: 0000-0002-6196-4730 tamiozzo@ufv.br

Resumo

O objetivo deste texto é tentar analisar as relações entre alterações no uso e cobertura do solo e os incêndios florestais, a fim de fornecer ferramentas para seu melhor entendimento. Ao mesmo tempo que as mudanças no uso e cobertura do solo, são identificadas como um dos principais fatores de ocorrência de incêndios florestais, os próprios incêndios fazem com que novas áreas também se tornem homogêneas, com baixa biodiversidade e propensas a mais fogo. Assim, novas políticas de ordenamento do território exigem estratégias integradas que considerem uma diversidade de usos da terra e processos de perturbação que modelam os mosaicos de combustível e o comportamento resultante do fogo.

Palavras-chave: Fogo, alterações da paisagem, suscetibilidade.

Abstract

Changes in land use and cover and occurrence of forest fire. The purpose of this text is to try to identify and analyze the relationship between changes in land use and cover and forest fires, in order to provide tools for their better understanding. At the same time that changes in land use and cover are identified as one of the main factors for the occurrence of forest fires, the fires themselves cause new areas to also become homogeneous, with low biodiversity and prone to more fire. Thus, new spatial planning policies require integrated strategies that consider a diversity of land uses and disturbance processes that shape fuel mosaics and the behavior resulting from fire.

Keywords: Fire, landscape changes, susceptibility.

Introdução

O fogo é um fenômeno comum em muitos ecossistemas, constituindo um componente natural, até mesmo vital, da ecologia de algumas florestas. Contudo, recentemente têm ocorrido incêndios em grande escala e de alta intensidade e severidade que podem ser altamente destrutivos (Lourenço e Félix, 2019). Isso resulta em um desequilíbrio entre os episódios de fogo e a recuperação do ecossistema, o que leva a fragmentação da paisagem e sua degradação (Alcañiz *et al.*, 2018).

Os ecossistemas “naturais” através dos anos de interações com a espécie humana sofreram alterações que culminaram com a elaboração da presente distribuição das formações vegetais (Hevia *et al.*, 2018).

Na Europa, os incêndios florestais estão associados principalmente com a região do Mediterrâneo e com a zona de floresta boreal. Nessas áreas, o fogo é considerado principal fator de perturbação florestal (Adámek *et al.*, 2015).

A região mediterrânica tem um período anual seco e quente (verão) quando intensos incêndios são frequentes. Em tais ecossistemas, o fogo controla a idade e estrutura da vegetação, bem como a composição das espécies, ou seja, a vegetação depende não apenas do clima, mas também do regime de fogo, fortemente modificado pelas atividades humanas. A primeira evidência de mudanças no regime de fogo induzidas por seres humanos na Bacia do Mediterrâneo remonta ao Neolítico. Desde então, o Mediterrâneo testemunhou a evolução de muitas culturas, algumas com altas densidades populacionais que alteraram os regimes de fogo em diferentes direções. Há evidências contundentes de que o principal fator para a recente atividade de incêndios na Europa Mediterrânea está associado a mudanças no uso da terra e, por fim, mudanças socioeconômicas (Chergui *et al.*, 2018).

Vários estudos destacaram como as mudanças no uso do solo estão entre as causas primárias de ignição. A rápida urbanização dos países mediterrâneos europeus nas últimas décadas, principalmente devido ao desenvolvimento do turismo e ao enorme crescimento das áreas metropolitanas, implica uma gama maior de possíveis causas de incêndios devido à presença de interações humano-rurais. Especificamente, as atividades humanas influenciam a caracterização espaço-temporal das ocorrências de incêndios florestais (Amato *et al.*, 2018).

Se por um lado, cada tipo de cobertura vegetal tem uma propensão específica ao fogo; por outro lado, o fogo afeta o padrão e a dinâmica da paisagem, alterando a estrutura da vegetação e o uso e cobertura do solo. Contudo, há uma carência de estudos em escala mais detalhada. Neste cenário, um objetivo desafiador na conservação da biodiversidade é

entender os fatores subjacentes às respostas das formações vegetacionais ao fogo (Chergui *et al.*, 2018). Isso sugere a oportunidade de investigar as mudanças espaço-temporais do uso e cobertura do solo e suas relações como os incêndios florestais (Amato *et al.*, 2018).

O caso da região do Alto Minho em Portugal

Portugal é, na atualidade, o país europeu com o maior número de ocorrências de incêndios florestais (Mira e Lourenço, 2019). Os incêndios em Portugal cobrem uma área significativamente maior, em porcentagem do país, em comparação com outros como a Grécia ou a Espanha. A região do Alto Minho, noroeste do país, é uma das mais afetadas pelo fogo em Portugal (Oliveira *et al.*, 2018), como em outras áreas mediterrânicas, seu abandono rural e a urbanização costeira caracterizaram a mudança da paisagem desde 1980, o que influencia significativamente no alto número de incêndios observados anualmente (Amato *et al.*, 2018).

Durante o período anterior a 1990, a situação mais crítica eram as áreas agrícolas abandonadas próximas de áreas ocupadas por vegetação altamente inflamável que sofreram outras alterações, como a arborização com espécies de coníferas. No período pós-1990, as terras abandonadas foram localizadas principalmente em áreas quentes e secas perto de assentamentos, com proporção significativa de vegetação, aumentando as interfaces urbano-florestais e, conseqüentemente, o risco de incêndio (Viedma *et al.*, 2015).

De acordo com os dados do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF, 2019), com relação aos incêndios florestais, durante o período de estudo (1995-2015), ocorreram no Alto Minho 34.452 ocorrências, queimando 88.522 hectares ou 40% da região, levando em consideração as áreas que queimaram mais de uma vez, no período, o número sobe para 171.703 hectares, o equivalente à 77,40% da área total da região.

Analisando os dados (ICNF, 2019), apesar de estatisticamente o número de ocorrências não ter se alterado ao longo dos anos na região, foi observado uma diminuição da área queimada por ocorrências menores (<10 ha) e aumento da área queimada por ocorrências maiores (>10 ha e >100 ha). Isto ocorre porque o aumento da conectividade e do acúmulo de combustível são os principais fatores que contribuem para grandes incêndios florestais e resultam de políticas de supressão de incêndios, êxodo rural, falta de manejo e extensiva arborização (Alcasena *et al.*, 2018). Assim, vários estudos, em diversas partes do mundo (Schmidt *et al.*, 2008; Roccaforte *et al.*, 2015; Bowman *et al.*, 2018),

incluindo a região mediterrânica (Mavsar *et al.*, 2013; Otero e Nielsen, 2017; Alcasena *et al.*, 2018), apontam que ao mesmo tempo que a melhora nas ações de combate dos incêndios florestais, diminuem a área queimada de algumas ocorrências, paradoxalmente, mantém o acúmulo de material combustível que tornará possível o aumento da área queimada por grandes incêndios, particularmente em áreas acostumadas às ocorrências que passavam por frequentes incêndios superficiais de baixa intensidade. Assim, supressão de incêndios e uso da terra afetam a probabilidade de ocorrência alterando os padrões de risco de incêndio na paisagem (Bowman *et al.*, 2011).

A maior parte do território do Alto Minho é coberto por florestas, matos e agricultura (TABELA I). De modo geral, as áreas de pastagem foram as que mais diminuíram (entre 1995-2015), seguida da agricultura. Os territórios artificializados foram os que mais aumentaram. Houve uma diminuição dos matos e espaços descobertos ou com vegetação esparsa e aumento de florestas (TABELA I). Durante o período estudado, 22.046,3 hectares, ou cerca de 10% do território, alteraram o uso e cobertura do solo, as maiores alterações no uso e cobertura do solo foram observadas nas classes florestas (41,72%) e matos (38,95%) (TABELA II).

Analisando-se as classes de uso e cobertura do solo, percebe-se relações distintas com as ocorrências de incêndios florestais. Os sistemas agroflorestais foram as únicas áreas que não alteraram o uso nem queimaram.

TABELA I - Uso e cobertura do solo na região do Alto Minho em 1995 e 2015.

Classes	1995		2015		Diferença %
	Hectares	%	Hectares	%	
Agricultura	46.226,35	20,83	44.257,84	19,95	-4,26
Pastagem	1.200,72	0,54	700,60	0,32	-41,65
Sistemas Agroflorestais	9,58	0,00	9,58	0,00	0,00
Territórios Artificializados	14.475,34	6,52	17.965,30	8,10	24,11
Corpos hídricos	2.853,17	1,29	2.855,09	1,29	0,07
Zonas húmidas	460,87	0,21	460,62	0,21	-0,05
Florestas	89.746,19	40,45	89.882,36	40,51	0,15
Matos	61.313,62	27,63	60.161,23	27,11	-1,88
Espaços descobertos ou com vegetação esparsa	5.598,32	2,52	5.591,56	2,52	-0,12
Total	221.884,16	100%	221.884,16	100%	

Fonte dos dados: ICNF, 2019.

TABELA II - Mudanças no uso do solo na região do Alto Minho em 1995 e 2015.

Classes	Áreas que mudaram o uso	
	Hectares	%
Agricultura	3.240,03	14,70
Corpos de água	44,69	0,20
Espaços descobertos ou com vegetação esparsa	186,65	0,85
Florestas	9.198,01	41,72
Matos	8.587,03	38,95
Pastagem	719,57	3,26
Sistemas Agroflorestais	0,00	0,00
Territórios Artificializados	70,07	0,32
Zonas húmidas	0,25	0,00
TOTAL	22.046,32	100

Fonte dos dados: ICNE, 2019.

No caso das áreas usadas para a agricultura, 92,99% se mantiveram entre 1995 e 2015, as áreas não queimadas tiveram uma proporção maior de manutenção (93,48%) em relação às áreas queimadas (83,31%), o mesmo comportamento foi observado para as áreas agrícolas que se transformaram em territórios artificializados, as que queimaram tiveram menor percentual de transformação (1,39%) em relação às que não queimaram (3,02%). Por outro lado, a proporção de áreas agrícolas que se transformaram em florestas foi maior nas áreas que queimaram (72,43%) em relação às que não queimaram (37,74%). Mesma situação das áreas que se transformaram em matos, nas áreas que queimaram a proporção foi superior (16,40%) às áreas que não queimaram (10,52%). Do total das áreas agrícolas, que alteraram o uso e cobertura, 11,56% queimaram (TABELA III).

Como já mencionado, percentualmente, as pastagens foram as áreas que mais diminuíram, e a diminuição foi maior nas áreas que queimaram, apenas 35,88% das áreas que queimaram mantiveram o uso, valor inferior aos 40,83% das áreas que não queimaram. O percentual das áreas ocupadas por pastos que se transformaram em áreas agrícolas (20,12%) e territórios artificializados (1,28%) e queimaram também foram menores nas áreas que se transformaram nestes usos e não queimaram (52,96% e 7,18%) e no total de pastos que se transformaram em áreas agrícolas (28,51%) e territórios artificializados (3,72%). Observa-se também que a maior parte das áreas que alteraram o

uso e cobertura e não queimaram se transformaram em agricultura e a maior parte das áreas que alteraram o uso e cobertura, e queimaram, eram áreas que tinham se transformado em matos (abandonadas). No total, 16,39% das áreas de pastagem que alteraram o uso e cobertura queimaram (TABELA III).

Do total das áreas de territórios artificializados que alteraram o uso e cobertura do solo, 9,66% queimaram durante o período (TABELA III). Quase a totalidade das áreas (98,32%) se mantiveram com o mesmo uso. As poucas alterações tiveram maior percentual nas áreas que queimaram do que nas áreas que não queimaram. A maior parte das áreas que alteraram o uso e cobertura e não queimaram se transformaram em florestas (55,61%), por outro lado a maior parte das áreas que alteraram o uso e cobertura e queimaram, eram abandonadas e tinham se transformado em matos (55,47%).

TABELA III - Relação entre as áreas que mudaram o uso e cobertura do solo e queimaram e total de áreas que mudaram o uso e cobertura do solo no Alto Minho entre 1995 e 2015.

Classe	Áreas que mudaram o uso (ha)	Áreas que mudaram o uso e queimaram		
		Ha	%	% em relação às áreas que mudaram o uso
Agricultura	3.240,03	374,59	3,09	11,56
Corpos hídricos	44,69	2,46	0,02	5,50
Espaços descobertos ou com vegetação esparsa	186,65	92,90	0,77	49,77
Florestas	9.198,01	6.733,62	55,60	73,21
Matos	8.587,03	4.782,52	39,49	55,69
Pastagem	719,57	117,97	0,97	16,39
Sistemas Agroflorestais	0,00	0,00	0,00	0,00
Territórios Artificializados	70,07	6,77	0,06	9,66
Zonas húmidas	0,25	0,00	0,00	0,00
TOTAL	22.046,32	12.110,83	100,00	

Fonte dos dados: ICNF, 2019.

Dos 44,69 hectares de corpos hídricos que alteraram o uso (secaram), 5,5% queimaram (TABELA 3). A maior parte das áreas de corpos hídricos se transformaram em florestas (12,82 ha), agricultura e territórios artificializados (ambos 10,6 ha). Das áreas que queimaram, 1,71 ha (3,27%) se transformaram em matos, valores superiores

às áreas de corpos hídricos que se transformaram em matos que não queimaram (0,06%), analisando apenas as áreas que alteraram o uso, esta diferença é ainda maior, 69,51% dos corpos hídricos, que viraram matos, queimaram e apenas 4,29% dos que não queimaram se transformaram.

Todas as áreas úmidas que modificaram o uso e cobertura se transformaram em territórios artificializados, nenhuma delas queimou (TABELA III).

Os dados mostram ainda que dos 9.198,01 ha das áreas de floresta, que alteraram o uso do solo, 6.733,62 ha (73,21%) queimaram durante o período estudado (TABELA III), destes, 6.208,28 (92,20%) se transformaram em matos, contra 532,75 ha (21,62%) das áreas não queimadas. Nas áreas não queimadas, a maior parte das florestas se transformaram em territórios artificializados (50,53%) e agricultura (25,92%), valores superiores aos das áreas queimadas (5,56% e 1,55% respectivamente).

A segunda classe mais representativa foi matos, 55,69% dos que alteraram o uso queimaram (TABELA 3), destes 93,92% (4.491,68 ha) se transformaram em florestas (em sua maior parte áreas plantadas com eucaliptos), 3,55% (169,72 ha) em territórios artificializados e 1,67% (79,97 ha) em espaços descobertos ou com vegetação esparsa. As porcentagens de matos que se transformaram em territórios artificializados, agricultura e pastagem foi menor nas áreas queimadas (0,39%, 0,06% e 0,04%) do que nas áreas que alteraram o uso e cobertura e não queimaram (1,78%, 0,85% e 0,15%).

Espaços descobertos ou com vegetação esparsa foi a terceira classe com maior percentual de área, que queimou e mudou o uso e cobertura do solo, em relação à área total da classe que mudou o uso e cobertura (49,77%) (TABELA III). A maior parte das áreas que não queimaram se transformaram em florestas (47,02%), matos (33,30%) e territórios artificializados (15,01%). Por outro lado, das áreas que queimaram, 63,81% tinham se transformado em matos, 27,24% em territórios artificializados e apenas 8,94% em florestas (TABELA III).

Observa-se que a área periurbana moldada pela expansão e, mais em geral, as áreas rurais circundantes à grandes cidades são caracterizadas por uma variedade de tipos de cobertura do solo, o que reflete em uma morfologia altamente fragmentada. Mudanças de cobertura do solo em tais regiões tendem a criar paisagens funcionalmente homogêneas e estruturalmente heterogêneas com novos elementos e estruturas sobrepostas em cima do mosaico agroflorestal tradicional. Este processo pode alterar a estrutura original, composição e diversidade das paisagens rurais determinando um aumento da fragilidade ecológica especialmente em áreas já sensíveis (Salvati e Ferrara, 2014).

Nas últimas décadas tais mudanças, nos países mediterrânicos europeus, têm sido marcadas pelo progressivo abandono das áreas rurais sob a pressão da urbanização e a expansão dos centros turísticos costeiros. Como consequência, atividades rurais, como agricultura de baixa intensidade e práticas de pastoreio, foram progressivamente descartadas levando à intensificação das coberturas florestais e de matos, especialmente em áreas remotas e pouco acessíveis (Amato *et al.*, 2018).

A introdução de plantações florestais homogêneas e inflamáveis, aumento das áreas degradadas, diminuição das áreas de pastagem e o êxodo rural, que ocorrem desde meados do século XX, aumentaram a homogeneidade dos ecossistemas florestais, levando a um aumento da suscetibilidade à ocorrências de incêndios (Iriarte-Goñi *et al.*, 2018).

As práticas agropastoris tradicionais, que eram usadas na região, serviam como barreiras contra o fogo que muitas vezes impedem sua expansão melhor do que os aceiros convencionais. A configuração paisagística em forma de mosaico ajudava a prevenir diretamente, mas também indiretamente, mantendo as pessoas locais nos campos como dissuasores de baixo custo contra os incendiários (Fernández-Manjarrés *et al.*, 2018).

Subsídios governamentais voltados para novas formas de gerenciar paisagens com abordagens tradicionais e inovadoras certamente teriam um papel importante na interrupção do êxodo rural. A manutenção de espaços abertos no mosaico da paisagem, mantendo os herbívoros domésticos, com densidade de árvores baixa, mas suficiente, e/ou realizando queima controlada permite que sistemas agroflorestais contribuam para evitar incêndios massivos que podem acelerar o abandono rural. Se a terra for abandonada, a probabilidade de acumulação de biomassa aumenta, promovendo assim novos incêndios em um processo de auto reforço (Fernández-Manjarrés *et al.*, 2018).

Incentivo à disseminação de espécies nativas perenes baseadas em diferentes proporções de árvores, além de arbustos, podem produzir tipos estáveis de vegetação sob os cenários esperados de oscilações climáticas que incluem regimes de fogo (Henne *et al.*, 2015). Neste contexto, o abandono da terra com a gestão inicial das espécies acima mencionadas poderia tornar-se uma oportunidade para reconstituir muitas áreas da Europa. A recuperação de paisagens abandonadas, compensado com medidas de prevenção de incêndios (por exemplo, pastoreio de megaherbívoros), poderia tornar-se um sistema de gestão alternativo (Navarro; Pereira, 2012; Lasanta *et al.*, 2018) e uma oportunidade de adaptação (Root-Bernstein *et al.*, 2016). A reabilitação poderia promover o desenvolvimento de “negócios silvestres”, como o ecoturismo e a observação da vida selvagem, que, por sua vez, poderiam apoiar as comunidades locais (Fernández-Manjarrés *et al.*, 2018), diminuindo o êxodo rural.

Conclusão

De acordo com o observado no Alto Minho observa-se um processo de retroalimentação que pode ser agravado frente ao cenário das oscilações climáticas. O padrão de incêndios de baixa intensidade que era observado na região, favorecido pela vegetação aberta com árvores dispersas, difere dos recentes eventos excepcionais de fogo que resultaram de conflitos sociais e paisagens homogêneas ricas em biomassa. Os campos abandonados por atividades camponesas, como agricultura e pastoreio, foram ocasionalmente substituídos por florestas plantadas de baixa intensidade administrativa ou mesmo abandonadas, levando a um aumento da biomassa e criando florestas propensas a incêndios, com níveis de diversidade mais baixos do que as florestas naturais.

Por outro lado, ao mesmo tempo que as mudanças no uso e cobertura do solo, resultando na diminuição da variedade de espécies de plantas, foram identificadas como um dos principais fatores de ocorrência de incêndios florestais, os próprios incêndios fazem com que novas áreas também se tornem homogêneas, com baixa biodiversidade e propensas à mais fogo, por sua vez incentivando ainda mais o êxodo rural.

Assim, novas políticas de ordenamento do território exigirão estratégias integradas que considerem uma diversidade de usos da terra e processos de perturbação que modelam os mosaicos de combustível e o comportamento resultante do fogo. Esta diversidade de usos, poderá se tornar um apelo pela fixação da população rural e atrativo para um maior contingente, que por sua vez aumentará o manejo da paisagem, diminuindo sua homogeneização e assim o risco de ocorrências de grandes incêndios florestais.

Bibliografia

- Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J., & Kopecký, M. (2015). Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in central Europe. *Forest Ecology and Management*, 336, 81–90. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.014>
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment*, 613–614, 944–957. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144>
- Alcasena, F. J., Ager, A. A., Salis, M., Day, M. A., & Vega-Garcia, C. (2018). Optimizing prescribed fire allocation for managing fire risk in central Catalonia. *Science of the Total Environment*, 621, 872–885. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.297>
- Amato, F., Tonini, M., Murgante, B., & Kanevski, M. (2018). Fuzzy definition of Rural Urban Interface: An application based on land use change scenarios in Portugal. *Environmental Modelling and Software*, 104, 171–187. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.03.016>
- Bowman D.M., Balch J., Artaxo P., Bond, W.J., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M., ... Swetnam, T. W. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, 38, 2223–2236.

- Bowman, D. M. J. S., Moreira-Muñoz, A., Kolden, C. A., Chávez, R. O., Muñoz, A. A., Salinas, F., ... Johnston, F. H. (2019). Human – environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio*, 48(4), 350–362. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1084-1>
- Chergui, B., Fahd, S., Santos, X., & Pausas, J. G. (2018). Socioeconomic Factors Drive Fire-Regime Variability in the Mediterranean Basin. *Ecosystems*, 21(4), 619–628. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0172-6>
- Fernández-Manjarrés, J. F., Ruiz-Benito, P., Zavala, M. A., Camarero, J. J., Pulido, F., Proença, V., ... Sautier, M. (2018). Forest Adaptation to Climate Change along Steep Ecological Gradients: The Case of the Mediterranean-Temperate Transition in South-Western Europe. *Sustainability*, 10(August), 3065. DOI: <https://doi.org/10.3390/su10093065>
- Henne, P.D., Ché, E., Jörg, F., Daniele, C., Camilla, C., Tommaso, L. M. ... Willy, T. (2015). Reviving extinct Mediterranean forest communities may improve ecosystem potential in a warmer future. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 356–362.
- Hevia, A., Crabiffosse, A., Álvarez-González, J. G., Ruiz-González, A. D., & Majada, J. (2018). Assessing the effect of pruning and thinning on crown fire hazard in young Atlantic maritime pine forests. *Journal of Environmental Management*, 205, 9–17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.051>
- ICNF - INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS.
Disponível em: <https://www.icnf.pt/>. Accessed date: 1 July 2019.
- Iriarte-Goñi, I., & Ayuda, M. I. (2018). Should Forest Transition Theory include effects on forest fires? The case of Spain in the second half of the twentieth century. *Land Use Policy*, 76(January), 789–797. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.009>
- Lasanta, T., Khorchani, M., Pérez-Cabello, F., Errea, P., Sáenz-Blanco, R., & Nadal-Romero, E. (2018). Clearing shrubland and extensive livestock farming: Active prevention to control wildfires in the Mediterranean mountains. *Journal of Environmental Management*, 227(June), 256–266. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.104>
- Lourenço, L., Félix, F. (2019). The forest fire surge of 2017 in mainland Portugal, the beginning of a fourth “generation”. *Territorium – International Journal of Risks*, 26, 35–48. DOI: https://doi.org/10.14195/1647-7723_26-2_3
- Mavsar, R., González Cabán, A., & Varela, E. (2013). The state of development of fire management decision support systems in America and Europe. *Forest Policy and Economics*, 29, 45–55. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.11.009>
- Mira, M., Lourenço, L. (2019). Big forest fires of 17 June 2017 in Portugal and examples of the determination of respective causes. *Territorium – International Journal of Risks*, 26, 49–60. DOI: https://doi.org/10.14195/1647-7723_26-2_3
- Navarro, L. M., Pereira, H. M. (2012). Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems* 15, 900–912.
- Oliveira, S., Félix, F., Nunes, A., Lourenço, L., Laneve, G., & Sebastián-López, A. (2018). Mapping wildfire vulnerability in Mediterranean Europe. Testing a stepwise approach for operational purposes. *Journal of Environmental Management*, 206, 158–169. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.003>
- Otero, I., Nielsen, J. Ø. (2017). Coexisting with wildfire? Achievements and challenges for a radical social-ecological transformation in Catalonia (Spain). *Geoforum* 85, 234–246.
- Roccaforte, J. P., Huffman, D. W., Fulé, P. Z., Covington, W. W., Chancellor, W. W., Stoddard, M. T., & Crouse, J. E. (2015). Forest Ecology and Management Forest structure and fuels dynamics following ponderosa pine restoration treatments, White Mountains, Arizona, USA. *Forest Ecology and Management*, 337, 174–185. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.001>
- Root-Bernstein, M., Guerrero-Gatica, M., Piña, L., Bonacic, C., Svenning, J. C., Jaksic, F. M. (2016). Rewilding-inspired transhumance for the restoration of semiarid silvopastoral systems in Chile. *Regional Environmental Change*, 5, 1381–1396.
- Salvati, L., Ferrara, A. (2014). Do land cover changes shape sensitivity to forest fires in peri-urban areas? *Urban Forestry & Urban Greening*, 13 (3), 571–575. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.03.004>
- Schmidt, D. A., Taylor, A. H., & Skinner, C. N. (2008). The influence of fuels treatment and landscape arrangement on simulated fire behavior, Southern Cascade range, California. *Forest Ecology and Management*, 255(8–9), 3170–3184. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.023>
- Viedma, O., Moity, N., & Moreno, J. M. (2015). Changes in landscape fire-hazard during the second half of the 20th century: Agriculture abandonment and the changing role of driving factors. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 207, 126–140. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.011>