

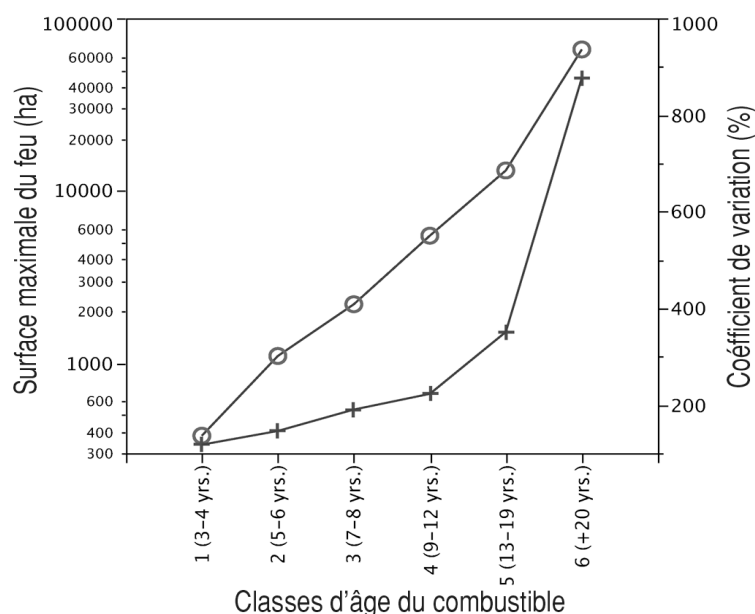
# Créer des forêts et des paysages résistants au feu

par Paulo M. FERNANDES

## Introduction

Les mosaïques d'utilisation des sols et l'intensité de l'utilisation de la biomasse dans le bassin méditerranéen limitaient jadis l'incidence du feu. Alors que les espaces forestiers se sont étendus lors des dernières décennies, leur gestion s'est réduite, accroissant le niveau d'accumulation de combustibles et sa continuité à l'échelle du paysage. Les politiques contemporaines de gestion du feu reposent lourdement sur la lutte contre les incendies, et pas suffisamment sur la prévention, à savoir la gestion socio-économique et territoriale à l'origine de la source et de la propagation des incendies. L'efficacité des opérations de lutte contre les feux est fortement réduite lorsque des conditions météorologiques défavorables coïncident avec l'accumulation de combustible (Cf. Fig. 1). En fait, puisque la lutte efficace contre les incendies conduit à une accumulation de combustibles, cela peut contribuer à occasionner des incendies plus étendus et plus dévastateurs dans le futur.

Il est désormais reconnu qu'une politique à court terme de contrôle actif des feux devrait être remplacée par des « *politiques à long terme, aptes à agir sur les causes structurelles des feux et à intégrer des stratégies de gestion du feu et de la forêt* » (EFI 2010). Pour tendre vers une gestion intégrée du feu, une recherche plus poussée est requise concernant la propagation des feux à l'échelle du paysage, la maîtrise des effets immédiats (sévérité du feu) dans les peuplements forestiers, et la résilience des différents types de forêts en relation avec la variabilité du régime de feu. Les perspectives de changement climatique confèrent à ces préoccupations une importance accrue, car l'augmentation prévue du risque d'incendies entraînera celle des surfaces brûlées et des émissions de CO<sub>2</sub> (THONICKE *et al.* 2010). Les forêts méditerranéennes auront des difficultés à s'adapter au changement climatique et leur protection vis-à-vis des feux sera cruciale, incluant la gestion à grande échelle des combustibles par le brûlage dirigé (PARRY *et al.* 2007).



**Fig. 1 :**  
Surfaces incendiées  
au Portugal (1998-2008)  
en fonction de la  
mosaïque d'âge du com-  
bustible : maximum  
observé (cercles)  
et coefficient de variation  
(croix). Elaboré à partir  
de données issues de  
FERNANDES *et al.* (2010a).

Une gestion active des forêts vers une plus grande résistance à la propagation du feu et vers une meilleure résilience au feu, c'est-à-dire par la mise en place de forêts et de paysages résistants au feu (HIRSCH *et al.* 2004), comprend deux approches complémentaires, d'une part le traitement des combustibles dans les types de végétation sensibles au feu et, d'autre part, la conversion du type de végétation. Cet article passe en revue l'état des connaissances sur ces sujets qui concernent l'Europe méditerranéenne.

## Objectifs, stratégies et savoir-faire

La finalité principale de la gestion du feu est de modifier le régime de feu qui résulte de l'interaction entre la source et l'environnement du feu, à savoir la topographie, la météorologie et le combustible. En modifiant les combustibles, la gestion des forêts résistantes au feu doit permettre de ralentir la propagation des incendies, et étendre les scénarios météorologiques sous lesquels le contrôle d'un feu de forêt est possible et, à partir de cela, faire diminuer les surfaces brûlées. Un objectif annexe – souvent plus visible ou réaliste (REINHARDT *et al.* 2008) – est d'augmenter la résistance des arbres au feu et de limiter la sévérité du feu, et donc diminuer les dommages et augmenter les capacités de récupération suite à la perturbation. La différenciation entre les stratégies de gestion du feu réside dans l'isolement du

combustible (pare-feu), la modification des combustibles, et la conversion des types de combustibles (PYNE *et al.* 1996). L'isolement et la modification peuvent être considérés respectivement comme des options linéaires et surfaciques pour traiter les combustibles, et présupposent différents angles d'attaque, respectivement la contention et la modification du feu. Par conséquent, les effets des traitements linéaires seront limités (ou nuls) s'ils échouent à interrompre la propagation du feu, alors que les traitements spatiaux seront bénéfiques aussi longtemps que la limitation de la sévérité du feu est effective.

Les directives actuelles et les pratiques de gestion des peuplements visant à limiter l'aléa du feu – habituellement appelées “sylviculture préventive” – en sont encore à leur début sur un plan quantitatif. Certaines recommandations opposent même des preuves empiriques et des conclusions tirées des modélisations du comportement du feu, notamment en matière de densité de peuplement. Un apprentissage issu des incendies de forêt, des expérimentations avec le feu ou encore l'utilisation d'outils de modélisation sont les trois principales approches disponibles pour mettre en pratique les préconisations en faveur de la résistance au feu. Cependant, la capacité à développer des recommandations concrètes reste limitée : les études de cas de feux de forêt sont rares et fournissent des données anecdotiques, les feux expérimentaux incluant des modifications de la canopée des arbres sont quasi inexistantes et la modélisation du feu n'est pas assez fiable (par exemple CRUZ & ALEXANDER 2010).

## Démonstration de l'efficacité des traitements du combustible

Le rôle du combustible dans la constitution du régime de feu diffère suivant le type de végétation. Si le rôle du combustible dans l'incidence du feu de forêt est moindre, alors l'intérêt d'investir dans des programmes de gestion du combustible est faible. Les paramètres météorologiques sont généralement perçus comme le principal facteur des régimes d'incendies de grande intensité, caractéristiques du milieu méditerranéen (par exemple KEELEY & ZEDLER 2009). L'analyse de la fréquence des feux pour le

Portugal (FERNANDES *et al.* 2010a) indique un intervalle entre deux incendies assez court (12 à 16 ans), mais le risque d'incendie, c'est-à-dire la probabilité d'occurrence d'un incendie, augmente exponentiellement avec le temps écoulé depuis le dernier feu, du fait que l'âge croissant du combustible se traduit par l'accumulation de combustible et une inflammabilité supérieure. D'autre part, il semble que la corrélation entre l'incidence d'un feu et le temps d'intervalle est peu affectée par les conditions météorologiques extrêmes, ce qui accroît la probabilité de performance d'un traitement efficace des combustibles, même dans des conditions météorologiques défavorables. La hauteur du feu et la hauteur maximale des flammes tendent à être respectivement plus variables et plus importantes lorsque les combustibles sont plus anciens (Cf. Fig. 1). Par conséquent, le contrôle des combustibles pendant la propagation d'un grand incendie est effectif à relativement court terme, mais il est réel, ce qui plaide en faveur du rôle prédominant du traitement des combustibles dans la gestion des incendies. Les paysages les plus fragmentés et les plus anthropisés pourraient en partie expliquer le rôle plus prononcé des combustibles dans les probabilités d'incendie en comparaison avec d'autres espaces méditerranéens à dominante arbustive.

Les traitements linéaires du combustible sont les options les plus communes en Europe méditerranéenne, mais leur performance face au feu est incertaine. Dans leur analyse des incendies de 2003 dans le sud de la France, PERCHAT & RIGOLOT (2005) ont trouvé que la plupart des coupures de combustibles (ou pare-feu) étaient traversées ou franchies par les feux de haute intensité. Ils ont toutefois noté que les feux de canopée étaient retardés et que la propagation latérale (flancs) était généralement limitée. La largeur, la position et l'entretien des coupures de combustibles, combinés avec le potentiel de dissémination et les ressources disponibles pour lutter contre l'incendie sont des facteurs critiques dans les succès d'une stratégie de gestion du combustible basée sur l'isolement.

La sylviculture en faveur de la résistance au feu modifie l'environnement du feu qui peut nuire aux objectifs du traitement (GRAHAM *et al.* 2004). Enlever ou modifier les combustibles issus de l'élagage ou de l'éclaircie est obligatoire, faute de quoi la diminution de l'inflammabilité de la canopée serait

compensée par une augmentation de l'intensité du feu au sol. Bien que les recherches sur ces sujets soient étonnamment rares, l'élévation de la canopée des arbres et la diminution de leur densité créent un environnement plus sec et plus exposé aux vents. Dans le nord-ouest de l'Espagne, RUIZ (2007) a mesuré une baisse nette de 2 à 3 % de l'humidité contenue dans le combustible mort en comparant des peuplements de *Pinus pinaster* non éclaircis (36 m<sup>2</sup>/ha) et éclaircis (22 m<sup>2</sup>/ha).

La modélisation du feu permet la simulation des caractéristiques du feu pour différents scénarios de gestion du combustible et du peuplement (ex. CRUZ *et al.* 2008), ainsi que l'analyse à l'échelle du paysage de la capacité de propagation du feu en réponse à une variation du combustible et d'autres facteurs (ex. LOUREIRO *et al.* 2006). Les connaissances d'experts peuvent être analysées pour relier l'aléa incendie avec la structure du peuplement et du combustible (GONZÁLEZ *et al.* 2007). Cependant, des preuves de la différence de comportement et d'intensité du feu entre différentes modalités de traitement du combustible ou entre des peuplements traités et non traités ne peuvent être obtenues qu'en observant réellement le feu et ses effets.

Bien qu'intéressantes — par exemple MCARTHUR (1962) démontrait une division par trois du taux de propagation entre un peuplement de *Pinus radiata* non élagué et un peuplement élagué de *Pinus pinaster* — la portée des conclusions que l'on peut tirer des données de feux de forêt est générale-

#### Photo 1 :

Peuplement de *Pinus pinaster* résistant au feu près de Murça, au nord-est du Portugal. Densité de peuplement = 250 arbres.ha<sup>-1</sup>, surface terrière = 11m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> et intervalle moyen de retour du feu = 6 ans. Photo P.F.







**Photo 2 :**

Auto-extinction d'un feu  
dans un peuplement  
de *Betula alba*,  
nord-ouest du Portugal.  
Photo P.F.

ment limitée. Des recommandations pertinentes de gestion sont plus susceptibles d'être déduites des modèles de forêts résistantes au feu, c'est-à-dire de peuplements où la mortalité d'arbres induite par le feu ou la sévérité du feu sont limitées. Une documentation abondante existe sur l'interaction entre la sévérité des incendies et la structure du peuplement en Amérique du Nord et en forêt résineuse méditerranéenne (ex. AGEE & SKINNER 2005), et des schémas similaires semblent se produire dans la péninsule ibérique, où des populations matures et d'âges variés de *Pinus nigra* (FULÉ *et al.* 2008) et de *P. pinaster* (VEGA 2000) persistent sous un régime d'incendies de sévérité faible à modérée. Des lots résilients au feu de *P. pinaster*, au nord du Portugal (Cf. Photo 1), sont ouverts, verticalement discontinus, et coïncident avec des incendies fréquents mais de faible intensité (VEGA *et al.* 2010).

Les études expérimentales du comportement et des effets du feu en lien avec le traitement du combustible ont été extrêmement rares dans le monde. Dans le sud-ouest de l'Australie, GOULD *et al.* (2007) ont relié le comportement du feu dans les forêts d'eucalyptus avec le temps écoulé depuis un brûlage dirigé. Au Portugal, un changement drastique dans le comportement du feu — de l'incendie de canopée jusqu'au feu léger au sol — a été constaté quand un feu d'été expérimental passait d'un peuplement non traité de 28 ans, vers une parcelle traitée par brûlage dirigé 2 ou 3 ans auparavant (FERNANDES *et al.* 2004). Des différences dans les caractéristiques du feu entre des combus-

tibles âgés respectivement de 13 et 28 ans ne pourraient pas être prouvées, mais dans une étude sur ce sujet (FERNANDES 2009a), l'intensité du feu de surface a été moindre dans les parcelles traitées par brûlage dirigé, au moins 10 années après ce traitement.

## Comment les différents types de forêts brûlent et récupèrent après un incendie

Les forêts se démarquant par leur composition spécifique peuvent représenter des potentiels de feu distincts, du fait des différences dans la nature, la quantité et la disposition des combustibles qui déterminent la logique pour la conversion du type de couverture. Le bon sens commun suppose que certains types de forêts, à savoir celles constituées de feuillus caducifoliés, sont efficaces pour modifier le comportement du feu et interrompre sa propagation dans le paysage. Les études sur la modélisation du feu (FERNANDES 2009b) et sur la sélectivité du feu (MOREIRA *et al.* 2009) confirment cette hypothèse. Dans le nord-est de l'Espagne, DÍAZ-DELGADO *et al.* (2004) montrent une moindre incidence du feu depuis les forêts de pins jusqu'aux forêts de feuillus à feuilles persistantes ou caduques, et GONZÁLEZ *et al.* (2006) ont trouvé que les bois durs (*Quercus robur*, *Q. ilex*) et les pins de montagne à aiguilles courtes étaient moins sensibles au feu que les espèces de pin plus inflammables. Le gradient de comportement du feu, correspondant au passage d'un type de végétation à un autre, par exemple, d'une végétation arbustive à une végétation à *Quercus rotundifolia* (AZEVEDO *et al.* 2009) peut être modélisé en prenant en compte la variation spatiale des combustibles et la structure des peuplements. Les conditions météorologiques locales (humidité du combustible, vitesse du vent) et la complexité des combustibles sont toutes deux affectées par la structure des peuplements. Par conséquent, les caractéristiques des peuplements peuvent réduire ou compenser les effets du type de couverture, comme dans l'étude de FERNANDES (2009b), où les niveaux de risques d'incendie étaient similaires entre les différents types de forêts et en leur sein-même.

Les conséquences de la sévérité du feu sur les changements de type de couverture sont supposées être corrélées avec l'incidence du

feu, mais elles ont été faiblement quantifiées. Au nord du Portugal, FERNANDES *et al.* (2010b) ont comparé la sévérité du feu entre des peuplements adjacents de *P. pinaster* et d'autres espèces (feuillus sempervirents et caducifoliés et conifères à aiguilles courtes). L'intensité du feu était supérieure dans les *P. pinaster*, suivis par les feuillus caducifoliés, puis par les conifères à aiguilles courtes. En plus du type de couverture, la sévérité du feu s'expliquait par les caractéristiques du peuplement (hauteur, densité, surface terrière), l'aspect du terrain, les modes de propagation du feu, et la distance à la bordure entre *P. pinaster* et les types de couverture contigus. Un déclin plus rapide de la sévérité des feux a été observé dans les feuillus caducifoliés (Cf. Photo 2), et la sévérité des feux tend à décroître avec la maturité des peuplements et en zone plus humide. Ces résultats suggèrent que des couvertures de divers types ne différeront pas uniquement par la composition des combustibles. Des mesures simultanées des variables micro-météorologiques et de l'humidité du combustible devraient mettre en lumière des différences liées à la météorologie dans l'environnement du feu entre les types de forêts, à condition que les peuplements soient contigus et homogènes en termes d'aspect et de pente.

La résilience au feu est déterminée par les interactions entre la sévérité du feu et les traits des espèces en lien avec leur réaction au feu. Par conséquent, la recherche sur les schémas de mortalité des arbres après incendie est un complément important à l'étude de la sévérité du feu. La description et la prévision de la mortalité des espèces arborescentes du sud de l'Europe due au feu, se sont récemment accélérées, couvrant tout le domaine de la sévérité des feux, concernant à la fois les conifères (*P. pinaster*, *P. nigra*) et les feuillus (*Quercus* spp., *Castanea sativa*, *Eucalyptus globulus*) (MOREIRA *et al.* 2007, FERNANDES *et al.* 2008, CATRY *et al.* 2010, VEGA *et al.* 2010). Les types les plus résilients au feu sont ceux qui récupèrent rapidement suite à un incendie de grande intensité — espèces capables de repousser à partir du houppier, telles que *Quercus suber* (Cf. Photo 3) et *Pinus canariensis* — et ceux associés à un environnement de faible inflammabilité (feuillus caduques et conifères de montagne), à conditions que leur résistance au feu (à savoir l'épaisseur de l'écorce) soit suffisamment développée pour assurer la survie de l'arbre.



## Conclusion

Les politiques des pays méditerranéens relatives aux incendies de forêts sont focalisées sur la lutte, ce qui les rend non durables et souvent contreproductives. La gestion du combustible, comprenant l'utilisation contrôlée du feu, mériterait un rôle plus important dans la gestion des incendies. D'autre part, et alors que le milieu méditerranéen devient de plus en plus sensible au feu, la gestion des feux sauvages devra être considérée, notamment dans les zones reculées, et de façon complémentaire par des combustibles à traiter et un processus écologique à comprendre.

Des paysages résistants au feu sont obtenus par le traitement du combustible sur de grandes surfaces et par la modification des types de combustibles, plutôt que par des méthodes d'isolement. Les aspects superficiels de la gestion du combustible sont cruciaux, car les scénarios aléatoires peuvent atténuer localement les effets du feu, mais n'ont pas d'influence sur sa propagation. Une gestion active devrait se concentrer sur l'extension des types de forêts peu inflammables (i), et des types de végétation plus résilients quelle que soit leur inflammabilité (ii), la seconde option étant privilégiée dans un contexte de changement climatique (STEPHENS *et al.* 2010). Toutes deux requièrent un traitement minime, contrairement aux plantations forestières hautement inflammables dans des régions propices aux

### Photo 3 :

Inflammable mais résilient au feu : boisement de *Quercus suber*, 11 ans après un incendie à Romeu, nord-est du Portugal  
Photo P.F.



Paulo M. FERNANDES  
Centre de Recherche  
et de Technologies  
Agro-  
Environnementales et  
Biologiques (CITAB)  
Universidade de Trás-os-  
Montes e Alto Douro  
Apartado 1013, 5001-  
801, Portugal  
Tél. : +351 259 350885  
Fax : +351 259 350480  
E-mail: pfern@utad.pt

incendies où des traitements coûteux du combustible s'avèrent indispensables. Cependant, il est important de noter que le changement climatique réduira probablement les espoirs de conversion vers des types de forêts plus mésiques, et favorisera des forêts ouvertes et sèches, où la résistance et la résilience au feu pourra être mise en pratique via des traitements peu coûteux des combustibles.

**P. M.F.**

## Références

- Agee, J., & C. Skinner. 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management*, 211, 83-96.
- Azevedo, J., A. Possacos, R. Dias, A. Saraiva, C. Loureiro, & P. Fernandes. 2009. Survival of holm oak woodlands in fire prone landscapes in northeastern Portugal. In Proc. Latin American IALE Conference, Campos do Jordão, Brasil.
- Catry, F., F. Rego, F. Moreira, P. Fernandes, & J. Pausas. 2010. Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management* (in press).
- Cruz, M., & M. Alexander. 2010. Assessing crown fire potential in coniferous forests of western North America: a critique of current approaches and recent simulation studies. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 377-398.
- Cruz, M., M. Alexander, & P. Fernandes. 2008. Development of a model system to predict wildfire behaviour in pine plantations. *Australian Forestry*, 71, 113-121.
- EFI. 2010. A Mediterranean Forest Research Agenda – MFRA. European Forest Institute, Joensuu.
- Fernandes, P. 2009a. Examining fuel treatment longevity through experimental and simulated surface fire behaviour: a maritime pine case study. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 2529-2535.
- Fernandes, P. 2009b. Combining forest structure data and fuel modelling to assess fire hazard in Portugal. *Annals of Forest Science*, 66, 415p1-415p9.
- Fernandes, P., C. Loureiro, & H. Botelho. 2004. Fire behaviour and severity in a maritime pine stand under differing fuel conditions. *Annals of Forest Science*, 61, 537-544.
- Fernandes, P., J. Vega, E. Jiménez, & E. Rigolot. 2008. Fire resistance of European pines. *Forest Ecology and Management*, 256, 246-255.
- Fernandes, P., C. Loureiro, M. Magalhães & P. Ferreira. 2010a. Testing the fire paradox: is fire incidence in Portugal affected by fuel age? In Proc. IUFRO Landscape Ecology International Conference, Bragança, Portugal (in press).
- Fernandes, P., A. Luz & C. Loureiro. 2010b. Changes in wildfire severity from maritime pine woodland to contiguous forest types in the mountains of northwestern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 260, 883-892.
- Fulé, P., M. Ribas, E. Gutiérrez, R. Vallejo & M. Kaye. 2008. Forest structure and fire history in an old *Pinus nigra* forest, eastern Spain. *Forest Ecology and Management*, 255, 1234-1242.
- González, J., M. Palahi, A. Trasobares & T. Pukalla. 2006. A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Annals of Forest Science*, 63, 169-176.
- González, J., O. Kolehmainen & T. Pukalla. 2007. Using expert knowledge to model forest stand vulnerability to fire. *Computers and Electronics in Agriculture*, 55, 107-114.
- Gould, J., L. McCaw, P. Cheney, P. Ellis, I. Knight & A. Sullivan. 2007. Project Vesta – Fire in dry eucalypt forest: fuel structure, fuel dynamics and fire behaviour. Ensis-CSIRO and Department of Environment and Conservation, Canberra, ACT, and Perth, WA.
- Graham, R., S. McCaffrey & T. Jain (tech. eds.). 2004. Science Basis for Changing Forest Structure to Modify Wildfire Behavior and Severity. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-120. Fort Collins: USDA Forest Service.
- Hirsch, K., V. Kafka & B. Todd. 2004. Using forest management techniques to alter forest fuels and reduce wildfire size: an exploratory analysis. Pp. 175-184 In R.T. Engstrom, K.E.M. Galley & W.J. de Groot (eds.). Proceedings of the 22nd Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Temperate, Boreal, and Montane Ecosystems. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL.
- Keeley, J. & P. Zedler. 2009. Large, high-intensity fire events in southern California shrublands: debunking the fine-grain age patch model. *Ecological Applications*, 19, 69-94.
- Loureiro, C., P. Fernandes, H. Botelho & P. Mateus. 2006. A simulation-based test of a landscape fuel management project in the Marão range of northern Portugal. In D.X. Viegas (ed.). Proc. 5th Int. Conf. Forest Fire Research, Elsevier B.V., Amsterdam. CD-ROM.
- McArthur, A. 1962. Fire behaviour characteristics of the Longford fire. Leaflet No. 91, O.D.C. 43, Forestry and Timber Bureau, Department of National Development, Commonwealth of Australia.
- Moreira, F., L. Duarte, F. Catry & V. Acácio. 2007. Cork extraction as a key factor determining post-fire cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 253, 30-37.
- Moreira, F., P. Vaz, F. Catry & J. Silva. 2009. Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: implications for landscape management to minimize fire hazard. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 563-574.
- Parry, M., O. Canziani, J. Palutikof, P. van der Linden & C. Hanson. (eds). 2007. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Perchat, S. & E. Rigolot. 2005. Comportement au feu et utilisation par les forces de lutte des coupures de combustible touchées par les grands incendies de la saison 2003. Morières: Ed. De la Cardère Morières.
- Pyne, S., P. Andrews & R. Laven. 1996. Introduction to Wildland Fire. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- Reinhardt, E., R. Kean, D. Calkin & J. Cohen. 2008. Objectives and considerations for wildland fuel treatment in forested ecosystems of the interior western United States. *Forest Ecology and Management*, 256, 1997-2006.
- Ruiz, A. 2007. Efecto de las claras sobre la humedad de los combustibles muertos. In Proc. Wildfire 2007 - 4th International Wildland Fire Conference, 13-17 May, Seville, Spain.
- Thonicke, K., A. Rammig & M. Gumpenberger. 2010. Changes in managed fires and wildfires under climate and land use change and the role of prescribed burning to reduce fire hazard under future climate conditions. Deliverable D4.2-1c / D4.2-4 of the Integrated project "Fire Paradox", Project no. FP6-018505, European Commission.
- Vega, J. 2000. Resistencia vegetativa ante el fuego a través de la historia de los incendios. Pp. 4.66-4.85 In La Defensa Contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias, McGraw-Hill, Madrid.
- Vega, J., P. Fernandes, G. Defossé, M. Conedera, S. Bravo, N. Cassagne, J.-L. Dupuy, M. Fernandes, E. Jiménez, L. Lucini, M., Leiva, E. Rigolot, C. Loureiro, C. Kunst, J.-C. Valette, G. Pezzatti, H. Botelho, D. Portier, J. Pérez, P. Petit, R. Ledesma, J. Maréchal, J. Godoy, F. Pimont & V. Navarrete. 2010. Tree resistance to fire: final results. Deliverable D3.2-6 of the Integrated project "Fire Paradox", Project no. FP6-018505, European Commission.
- Stephens, S., C. Millar & B. Collins. 2010. Operational approaches to managing forests of the future in Mediterranean regions within a context of changing climates. *Environmental Research Letters*, 5, 024003.