

# RESILIENCIA DE LA CUBIERTA VEGETAL EN UN ÁREA DE MONTAÑA MEDITERRÁNEA AFECTADA POR EL FUEGO: EL CASO DEL INCENDIO DE RÍO VERDE (PROVINCIA DE MÁLAGA, SUR DE ESPAÑA)

## *Vegetation cover resilience in a burned mountainous area: the Rio Verde Wildfire (Province of Málaga, South of Spain)*

Juan F. Martínez-Murillo<sup>1\*</sup>, Ricardo Remond<sup>2</sup>, Paloma Hueso-González<sup>1</sup>, José D. Ruiz-Sinoga<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Geomorfología y Suelos, Departamento de Geografía, Universidad de Málaga. Campus de Teatinos, 29071 Málaga, Spain.

<sup>2</sup> Departamento de Geografía, Universidad de La Habana, Cuba.

\*Autor corresponsal. Correo electrónico: [jfmmurillo@uma.es](mailto:jfmmurillo@uma.es)

**Recibido:** 06-06-2016. **Aceptado:** 07-07-2016. **Fecha de publicación on-line:** 05-10-2016

**Citation / Cómo citar este artículo:** Martínez-Murillo, J. F., Remond, R., Hueso-González, P., Ruiz-Sinoga, J. D. (2016). Resiliencia de la cubierta vegetal en un área de montaña mediterránea afectada por el fuego: el caso del incendio de Río Verde (provincia de Málaga, sur de España). *Pirineos*, 171, e024. doi: <http://dx.doi.org/10.3989/pirineos.2016.171008>

**RESUMEN:** El propósito de este estudio es comparar el tipo de cubierta vegetal antes de un incendio y varios años después para evaluar su resiliencia post-incendio, así como la influencia de ciertos atributos topográficos. El área de estudio es el área afectada por el incendio de río Verde, en 1991 (Sierra de las Nieves), con una orografía muy abrupta. Mediante el tratamiento y análisis de imágenes de satélite y posterior procesamiento cartográfico en un SIG, se obtuvieron los tipos de cubierta vegetal en 1991, justo antes del incendio, y en 2013. De la comparación de ambos años, puede decirse que, tras 22 años desde el incendio, la mitad del área quemada ha recuperado la cubierta vegetal previa y 1/3 de la misma presenta actualmente una cubierta vegetal superior, con un tipo de cubierta que evidencia un estado evolutivo más avanzado respecto al determinado antes del incendio. En general, los atributos topográficos que más influyeron en la evolución post-incendio de la cubierta vegetal fueron, en este orden, pendiente, altitud y radiación.

**PALABRAS CLAVE:** Eco-geomorfología; fuego; resiliencia post-incendio; teledetección.

**ABSTRACT:** The study aim is the comparison of the vegetation cover type before and 22-years after a wildfire in order to evaluate its post-fire resilience as well as the effect of topographic attributes. The study area is that affected by a wildfire in 1991 (Río Verde, Sierra de las Nieves). By means of remote sensing and mapping techniques, the type of vegetation cover was obtained for 1991, just before the wildfire, and for 2013. The comparison of both years indicates 50% of the burned area recovered the pre-fire vegetation cover, while 1/3 presented a major vegetation cover and a type of cover more evolved. Generally speaking, after the wildfire, the most influential topographic features in the vegetal cover evolution were slope gradient, altitude and radiation.

**KEYWORDS:** Eco-geomorphology; wildfire; post-fire resilience; remote sensing.

## 1. Introducción

A escala global, los incendios forestales son con frecuencia el principal agente de eliminación de la cubierta vegetal, y de la erosión y degradación del suelo (Shakesby, 2011; McKenzie *et al.*, 2011; Bodí *et al.*, 2012). Los incendios forestales están presentes en la región mediterránea y en áreas costeras vecinas atlánticas desde el Cuaternario tardío (Carrión *et al.*, 2003), pero la preocupación por ellos aumenta de modo más claro a lo largo de los años 60, 70 y 80 del siglo pasado cuando tiene lugar un incremento exponencial de los fuegos (Pausas, 2004), con una media de 600 ha anuales en 50.000 igniciones hacia el final de dicho siglo (Lloret *et al.*, 2009).

Muchas plantas endémicas muestran adaptaciones al fuego indicando una presencia histórica del fuego en esta región (Pausas *et al.*, 2008). La configuración del ecosistema de coníferas, praderas, sabanas, y bosques mediterráneos de quercíneas es fruto en mayor medida del fuego que incluso del clima (Bond *et al.*, 2004). Cuando el fuego es recurrente en un área, esta recurrencia del fuego implica cambios en el ecosistema final respecto al previo al incendio, caracterizado por la permanencia de aquellas especies mejor adaptadas al fuego (Pyne, 2001). Por tanto, el fuego es un factor ecológico que explica la distribución de los biomas terrestres (Bond & Keely, 2005).

A escala humana y regional, los efectos del fuego y la recuperación de la cubierta vegetal post-incendio pueden ser heterogéneos, con una alta variabilidad espacial y temporal (Naveh, 1990), debido a tres factores locales: abióticos, como la topografía, geología, clima y condiciones meteorológicas, tipos de suelo, o uso del suelo previo y posterior al fuego (Neary *et al.*, 1999; Kutiel, 2006; Tessler *et al.*, 2015); bióticos como el tipo de especie vegetal y la estructura de las plantas y sus estrategias post-incendio, etc.; y con mayor incidencia, la severidad del fuego (Keely, 2009). Di Mauro *et al.* (2014) apuntó que los ecosistemas naturales muestran rasgos que les permiten responder a perturbaciones externas para recuperarse y restablecer unas condiciones comparables a aquellas existentes antes de la perturbación. Este proceso recibe el término de “resiliencia” y ha sido ampliamente investigado desde hace varias décadas (Holling, 1973, 1996; Neubert & Caswell, 1997; Peterson *et al.*, 1998; Frazier *et al.*, 2013; Alexander, 2013).

En la región mediterránea, Trabaud (1990) indicó que no había sucesión vegetal y reemplazamiento de las especies vegetales después de un incendio, sino una progresiva resurgencia: después del incendio, las plantas herbáceas cubren el suelo junto con el matorral mediterráneo que rebrota rápidamente. La cubierta de herbáceas máxima se observa de 1 a 5 años después del fuego. Especies vegetales mediterráneas como *Cistus sp.*, *Ulex parviflorus sp.* y *Rosmarinus officinales sp.* con frecuencia aparecen pronto después del fuego. En general, el proceso de recuperación de la vegetación es muy activo durante los 5 años siguientes al incendio, ralentizándose después hasta ser casi nulo 25 o 30 años tras el fuego (Arianoutsou *et al.*, 1993). En este sentido, está bien documentada la resi-

liencia de las comunidades vegetales mediterráneas después del fuego (Lloret & Zedler, 2009). Sin embargo, la resiliencia es el resultado de la adaptación de las plantas a un régimen de fuegos concreto (Naveh, 1990) y un cambio en este régimen, como un incremento en la frecuencia del fuego, puede tener un impacto notable en la sostenibilidad del ecosistema (Pausas & Keely, 2009).

En el presente estudio analizamos la resiliencia de la cubierta vegetal en un sector de la Serranía de Ronda, en la provincia de Málaga, afectado por un incendio forestal en 1991. La hipótesis de la investigación considera que, en condiciones climáticas mediterráneas sub-húmedas, en un área de montaña afectada por el fuego, la recuperación post-incendio de la vegetación es muy variable en el espacio dependiendo de sus atributos topográficos. A partir de esta hipótesis, los objetivos son los siguientes: i) comparar la cubierta vegetal pre y post-incendio 22 años después; ii) determinar el grado de recuperación de la cubierta vegetal en la actualidad, respecto al momento previo al incendio; y iii) evaluar el papel de los factores topográficos en esta recuperación.

## 2. Área de estudio: el incendio de Río Verde

El área de estudio se localiza en la Serranía de Ronda, provincia de Málaga, afectando parcialmente a una serie de alineaciones montañosas de gran relieve, como son Sierra de las Nieves y Sierra Bermeja (Figura 1). En concreto, el área quemada que se analiza afectó a 8.156,8 ha en un incendio ocurrido el 7 de agosto de 1991; desde esta fecha ningún otro incendio ha afectado al área de estudio. En concreto, el área quemada se extiende por el flanco sur de Sierra de las Nieves, desde las estribaciones meridionales del Pico Torrecilla (1.919 m) en su sector norte, hasta una serie de estribaciones menores pertenecientes a Sierra Bermeja. La Sierra de las Nieves es un espacio natural protegido debido a sus elevados valores biológicos, geológicos y culturales, siendo de hecho Reserva de la Biosfera, así como Parque Natural declarado por la Junta de Andalucía mediante la Ley 4/1989 de 27 de marzo, entre otras figuras jurídicas y administrativas; en la actualidad, se encuentra en trámite administrativo su declaración como Parque Nacional. Igualmente, Sierra Bermeja reúne una serie de elementos geológicos, biológicos y paisajísticos, que harían viable también su declaración como Parque Nacional, existiendo, de hecho, tal propuesta.

El área quemada reúne una topografía eminentemente montañosa, con relieves que superan con facilidad los 1.250 m de altitud y pendientes superiores al 30%, separados por profundos valles surcados por ríos y arroyos, con caudal todo o buena parte del año a pesar del déficit hídrico. Desde el punto de vista geológico, el área del incendio se inserta en la Zona Interna Bético-Rifeña de la Cordillera Bética, destacando en la región, la presencia de un enorme afloramiento de rocas peridotíticas y serpentínicas, de naturaleza ígnea (el afloramiento ultramáfico de Sierra Bermeja es uno de los mayores del mundo:

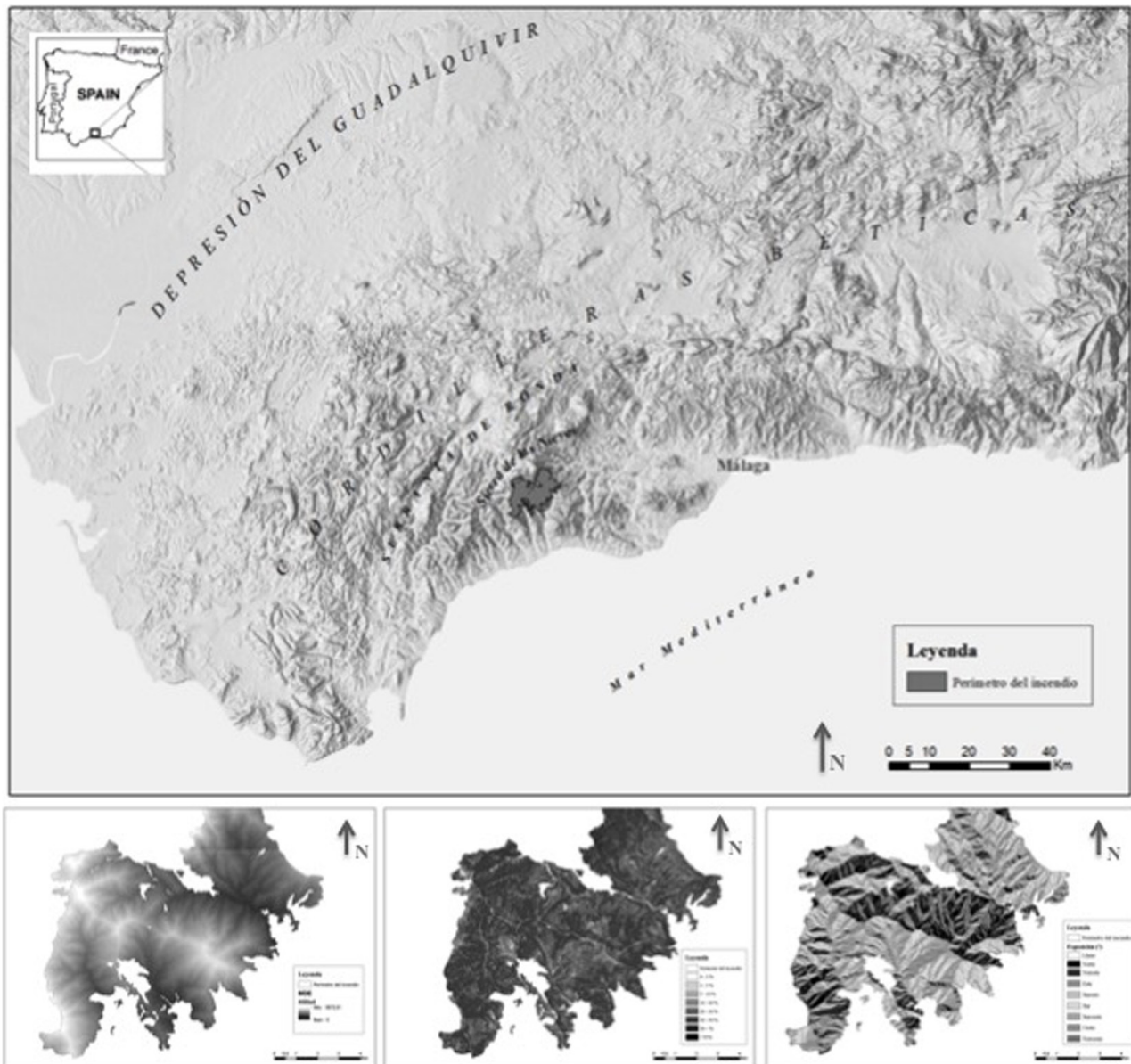


Figura 1: Localización y rasgos topográficos del área afectada por el incendio de Río Verde.  
 Figure 1: Location and topography of the affected area by the Rio Verde Wildfire.

300 km<sup>2</sup>, Gómez-Zotano *et al.*, 2015a), junto a otros menores sedimentarios y metamórficos (Figura 2). Este conjunto peridotítico representa uno de los conjuntos espaciales más complejos de la península ibérica, tanto por su geología como por sus suelos, vegetación y fauna asociados. La vigorosidad de su relieve se explica por su juventud, donde alternan valles encajados definidos por alineaciones tectónicas que generan grandes desniveles en forma de paredones, farallones y cornisas, sin que la erosión apenas haya limado cumbres y laderas. La red fluvial consecuente ha ido adaptándose a las líneas débiles del sistema de diaclasas y fallas, siendo frecuentes los tramos rectilíneos quebrados por bruscos codos, así como las cascadas y saltos de agua que salvan las rupturas de pen-

dientes (Gómez Zotano *et al.*, 2015a). En el sector norte del área quemada, las peridotitas entran en contacto, por medio de un frente de cabalgamiento, con los mármoles, calizas y margas del Penibético Interno. Este contacto es aprovechado por el río Verde para abrir su valle alto, donde se localiza el manantial de su nacimiento. Además, aparecen isleos tectónicos de gneises y pegmatitas, rodeados por el conjunto peridotítico.

Desde el punto de vista climático, el área de estudio se caracteriza por un régimen de tipo subhúmedo-húmedo mediterráneo, con una media anual de precipitaciones que oscila entre los 750 mm cerca de la costa (Estación del Embalse de La Concepción, Agencia Andaluza del Agua), y los 1.300 mm en las cimas (Estación de los Que-





Figura 2: Vista general del sector norte del incendio de Río Verde, mostrando el contacto entre los relieves peridotíticos y calcáreos.  
 Figure 2: General view of the Río Verde wildfire in the contact area of peridotites and calcareous relieves.

jigales, Consejería de Medio Ambiente y Territorio, Junta de Andalucía), donde son muy frecuentes las precipitaciones en forma de nieve, en invierno. Gómez Zotano (2004, 2006) apunta que, en Sierra Bermeja, relieve donde se integra la zona quemada, se dan importantes fenómenos de advección atlántica, frontogénesis y estancamiento. Este último fenómeno es particularmente característico del sector de las cumbres, incrementando los valores pluviométricos en aproximadamente 500 mm como consecuencia de la criptoprecipitación. La temperatura media anual es de 14-16°C y pueden diferenciarse los pisos bioclimáticos termomediterráneo (hasta los 800 m), mesomediterráneo (800-1.300 m) y supramediterráneo (a partir de los 1.300 m).

Estas características climáticas favorecen los procesos geoquímicos en la meteorización de las rocas peridotíticas, resultando en un proceso de serpentización, del que participa más del 50% de la superficie afectada por el incendio. En consecuencia, los suelos desarrollados sobre peridotitas presentan riqueza en arcillas por procesos de neoformación, importantes limitaciones en nutrientes esenciales y elevadas concentraciones en metales pesados, un carácter xerófilo de los suelos con alta susceptibilidad a la erosión (Yusta *et al.*, 1985; Aguilar *et al.*, 1998; Rufo *et al.*, 2005; Mota *et al.*, 2008).

Debido a las especiales condiciones edáficas, así como por la encrucijada geográfica entre dos continentes

y el aislamiento geológico, el entorno de Sierra Bermeja, luego gran parte del área quemada, se caracteriza por la diferenciación de un sector biogeográfico propio (sector Bermejense). Este sector se caracteriza por la presencia de un elevado número de endemismos identificados y la exclusión de la mayoría de las formaciones mediterráneas circundantes (Cabezudo *et al.*, 1989, 1998; Casimiro-Soriguer y Pérez Latorre, 2008; Gómez Zotano *et al.*, 2014, 2015b). Destacan las formaciones *Pinus pinaster* var. *acutisquama* Boiss sobre ultramafitas que son sustituidos en altitud por el único pinsapar ultramáfico del mundo (*Bunio macucae-Abietetum pinsapí*), (Asensi & Rivas Martínez, 1976; Rivas Martínez, 1987; Cabezudo *et al.*, 1989; Nieto Caldera *et al.*, 1991; Asensi *et al.*, 2011). En los relieves calcáreos del sector norte de la zona quemada, la vegetación es típicamente mediterránea, variando los pisos biogeográficos de mesomediterráneo a oromediterráneo en la cumbre del Pico Torrecilla. Las principales especies vegetales son *Abies pinsapo* Sp., *Quercus ilex*, *Pinus halepensis* (introducidos en repoblaciones forestales), acompañados por el sustrato arbustivo típico mediterráneo. Sobre los afloramientos metamórficos, silíceos, la encina es sustituida por el alcornoque (*Quercus suber* Sp.).

Por último, la actividad humana ha estado muy limitada por las especiales condiciones ambientales descritas. Las especiales condiciones edáficas del conjunto ultramá-

fico, que se extiende por buena parte de la zona de estudio, alejó a la actividad agrícola. Sin embargo, la zona no estuvo exenta de uso humano: por un lado, la extracción de resina y, por otro, el carbón vegetal destinado a las industrias de Marbella y Málaga durante los siglos XVIII y XIX. A lo largo del siglo XX, estos usos fueron abandonados, provocando la recuperación de la cubierta vegetal, pero también la proliferación de incendios forestales, algunos de ellos, de gran extensión.

### 3. Metodología

#### 3.1. Base de datos y procesamiento y análisis de imágenes de satélite

Para el estudio se utilizaron capas vectoriales procedentes de la base de datos “Red de Información Ambiental de Andalucía” (REDIAM, Junta de Andalucía), para obtener información cartográfica sobre la topografía, la geología y los usos del suelo (CORINE Land Cover de 1990 y 2006).

Este estudio se ha realizado mediante el análisis y la comparación de imágenes de satélite. Estas imágenes proceden de dos sensores: uno, Landsat-5 sensor TM, del cual se utilizaron las bandas multispectrales y pancromática, ambas con una resolución espacial de 30x30m; y otro, Landsat-8 OLI, del cual se utilizaron también las bandas multispectrales de resolución espacial igual a 30x30m y su pancromática de 15x15m. Estas imágenes se descargaron del servidor en línea “USGS Earth Explorer” (United States Geological Service, earthexplorer.usgs.gov). El primer sensor se utilizó para el análisis de la situación previa al incendio (22/07/1991) y el segundo, para el análisis de la situación 22 años después del incendio (13/07/2013). No fue posible analizar la situación del área quemada justo después del incendio pues no hay imágenes Landsat disponibles para la zona de estudio, desde agosto de 1991 hasta comienzos de los años 2000. Debido a esta carencia no fue posible determinar y analizar la distribución espacial de la severidad del fuego.

Antes de efectuar los análisis pertinentes, se aplicaron una serie de tratamientos a las imágenes de satélite para su uso correcto. Una de las primeras tareas de este tratamiento fue la fusión de la banda pancromática con las multispectrales mediante el proceso de “pansharpening”, aplicando la técnica de regresión local. Este procedimiento permitió generar nuevas imágenes en las que se aprovecha la resolución espacial de la banda pancromática y la información espectral de las bandas multispectrales. Una vez fusionadas las bandas, se procedió a realizar las correcciones geométricas de las imágenes. Para ello se utilizaron más de 150 puntos de control.

Como resultado de este proceso se generó una imagen rectificadas del área de estudio sobre la cual se aplicaron las siguientes técnicas de análisis digital de imágenes. Se calculó para cada año el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI), que es uno de los más ampliamente usados para detectar cambios espacio-temporales de la vegetación y

evaluar el comportamiento del fuego (Miller & Yool, 2002; Key & Benson, 2004). El NDVI se calculó para determinar el grado de presencia de cubierta vegetal sobre el suelo. Por tanto, el NDVI es una expresión relacionada con la cantidad de actividad fotosintética de la vegetación expuesta al sensor dentro de cada píxel, oscilando entre -1 y 1. Las áreas de vegetación tienen un NDVI típico por encima de 0,1. Este índice fue calculado a partir de la ecuación (1):

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_R}{\rho_{NIR} + \rho_R} \quad (1)$$

Donde NIR y R representan la reflectividad en las bandas del infrarrojo cercano y del rojo visible de las bandas TM de Landsat, respectivamente, según Rouse *et al.* (1973).

También, se procedió a realizar una clasificación supervisada para obtener la cartografía ráster de tipos de cubierta en 1991 y 2013, que fueron posteriormente comprobadas mediante la consulta de la cartografía de usos del suelo CORINE Land Cover de 1990 y mediante trabajo de campo, respectivamente.

Todo este procesamiento y análisis de imágenes y generación de cartografía se realizó mediante los software IDRISI versión Selva y ArcGIS 10.2.3 (licencias corporativas de la Universidad de Málaga).

#### 3.2. Tratamiento de la información y análisis estadístico

A partir de las imágenes de satélite de 1991 y 2013, se efectuó una clasificación supervisada aplicando el clasificador rígido de máxima probabilidad. Como método de validación de esta clasificación, se calculó el índice o coeficiente de Kappa de Cohen para ambos años; se trata de una medida estadística que ajusta el efecto del azar en la proporción de la concordancia observada para elementos cualitativos (variables categóricas) y se calcula mediante la ecuación (2):

$$\kappa = \frac{\Pr(a) - \Pr(e)}{1 - \Pr(e)}, \quad (2)$$

donde Pr (a) es el acuerdo observado relativo entre los observadores, y Pr (e) es la probabilidad hipotética de acuerdo por azar, utilizando los datos observados para calcular las probabilidades de que cada observador clasifique aleatoriamente cada categoría. Si los evaluadores están completamente de acuerdo, entonces  $\kappa = 1$ . Si no hay acuerdo entre los calificadores distinto al que cabría esperar por azar (según lo definido por Pr (e)),  $\kappa = 0$ .

Como resultado de la clasificación supervisada, se obtuvo una cartografía de tipos de cubierta vegetal: suelo desnudo, matorral no denso, matorral denso y bosques. En este sentido, se debe aclarar que el término bosque engloba fundamentalmente a dos especies vegetales arbóreas de gran importancia y presencia en la zona, como son el *Pinus pinaster* Sp. (que ocupa una mayor exten-

sión) y el *Abies pinsapo* Sp. (que se localiza principalmente en las zonas de cumbre y umbría).

Se calcularon las áreas ocupadas por los diferentes tipos de cubierta vegetal, en términos absolutos y relativos, para 1991 y 2013. También, dichos tipos de cubierta se compararon entre los dos años, con el objetivo de determinar qué píxeles o áreas de la zona quemada presentaban un tipo de cubierta en 2013 semejante a 1991 (permanencia), en cuáles había retrocedido (degradación) (por ejemplo, pasar de matorral denso a no denso), y en cuáles se había avanzado, de modo que en 2013, presentaran un tipo de cubierta más evolucionado respecto a 1991 (recuperación) (por ejemplo, pasar de suelo desnudo a matorral no denso).

También, se ha procedido a determinar en qué medida las áreas en las que el tipo de cubierta presentan unas condiciones de degradación, permanencia o recuperación diferentes a la situación previa al incendio, se explican por la incidencia de atributos topográficos: altitud, pendiente, orientación, radiación e índice topográfico de humedad.

Para ello, para confirmar que las situaciones bajo muestreo conformaban grupos homogéneos y diferentes entre sí, se usó la técnica estadística multivariada de Análisis Discriminante Canónico (ADC), utilizando el procedimiento PROC CANDISC (SAS, 1991). El supuesto de igualdad de matrices de varianza-covarianza para los grupos analizados se comprobó con la prueba M de Box. Esta técnica permite el análisis de variables múltiples en un único test (Hatcher & Stepanski, 1994) y, fue usada para evaluar si los sistemas estudiados (áreas degradadas, de permanencia, y de recuperación) podían ser discriminados a través de los diferentes tipos de variables medidas (pendiente, altitud, radiación, orientación y humedad). La lógica del ADC para la separación de los grupos se sustenta en la obtención de la combinación lineal ( $Z$ ) de las variables independientes ( $Y_i$ ), de forma que la correlación entre  $Z$  y  $Y_i$  sea maximizada. La idea básica en el ADC es encontrar los valores de los coeficientes que maximicen la correlación entre  $Z$  y  $Y_i$ . El ADC transforma las variables originales en un número pequeño de variables compuestas, denominadas funciones o variables canónicas, que maximizan la variación entre los grupos (tratamientos) y minimizan la variación dentro de ellos.

La combinación lineal para una función discriminante ( $Z$ ), puede ser representada por la ecuación (3):

$$Z = \mu_1 Y_1 + \mu_2 Y_2 + \dots + \mu_i Y_i \quad (3)$$

Donde  $\mu_i$  es el coeficiente canónico e  $Y_1$  son las variables independientes medidas.

El número máximo de funciones discriminantes canónicas generadas es igual al número de grupos menos uno (restaurado, permanencia y degradado). El estadístico lambda de Wilks fue usado para evaluar si las funciones discriminantes canónicas contribuyeron significativamente en la separación de los tratamientos. La distancia de Mahalanobis ( $D^2$ ), definida como el cuadrado de la distancia entre las medidas de los valores estandarizados de

$Z$  (centros), fue utilizada para verificar si existían diferencias significativas entre los tipos de cobertura vegetal encontrados. De esa forma, cuanto mayor es el valor de  $D^2$ , mayor es la distancia entre las medias de los dos tratamientos considerados. El centro de cada tratamiento representa el valor medio discriminante de los individuos de cada tratamiento.

El número de variables canónicas estadísticamente significativas, en cada tipo de cubierta vegetal, fue evaluado por medio del cociente de verosimilitud ("Likelihood Ratio Test", LRT), siendo que la contribución relativa de cada variable fue obtenida a partir de las raíces características.

Los coeficientes canónicos estandarizados fueron utilizados para evaluar la contribución de cada variable independiente en cada función canónica. El valor de cada coeficiente indica el poder de separación (o discriminación) de los tratamientos de la variable que está siendo considerada. Cuando los coeficientes son graficados en un sistema de coordenadas cartesianas, la dirección y el sentido de esos coeficientes (vectores) indican el grado de asociación entre cada variable y los grupos.

Todos los análisis estadísticos fueron llevados a cabo con el software estadístico SPSS (versión 21, licencia corporativa de la Universidad de Málaga).

## 4. Resultados y Discusión

### 4.1. Índice de vegetación normalizado en 1991 y 2013

El NDVI medio obtenido para la zona quemada fue de  $0,31 \pm 0,20$  y de  $0,64 \pm 0,15$  en 1991 y 2013, respectivamente. Ambos índices fueron calculados en el mismo mes, en julio. El mayor índice en 2013 indica una cubierta vegetal y actividad fotosintética más elevada, con una vegetación más vigorosa, que en 1991. En este año, la variabilidad de estos atributos era superior a la de 2013. Para unas condiciones climáticas mediterráneas, Abdel & Pausas (2006) observaron que el NDVI, tras 16 años desde el fuego, oscilaba alrededor de 0,3; Riaño *et al* (2002) obtuvieron valores de NDVI más semejantes a los obtenidos en este estudio, para varias áreas quemadas en clima mediterráneo, en California (EE.UU.).

En la figura 3, se muestran los mapas del NDVI obtenidos a partir del tratamiento de las imágenes Landsat TM para 1991 y 2013. En ambos años, se observó una tendencia espacial a concentrarse los mayores NDVI bien en laderas de umbría, de mayor altitud, bien en los fondos de valle. En ambos años, las zonas con menor índice coinciden espacialmente, pero con la diferencia de que los píxeles ostentaron un mayor índice en 2013 que 1991, es decir, los valores mínimos de NDVI se incrementaron. Así, se observó una tónica general de una mayor actividad fotosintética en la zona quemada, 22 años después de verse afectada por el fuego.

Aunque mediante el NDVI pueden detectarse diferencias extremas en cubierta vegetal, este índice es sensible a varios factores como el tipo de vegetación y el estado fe-



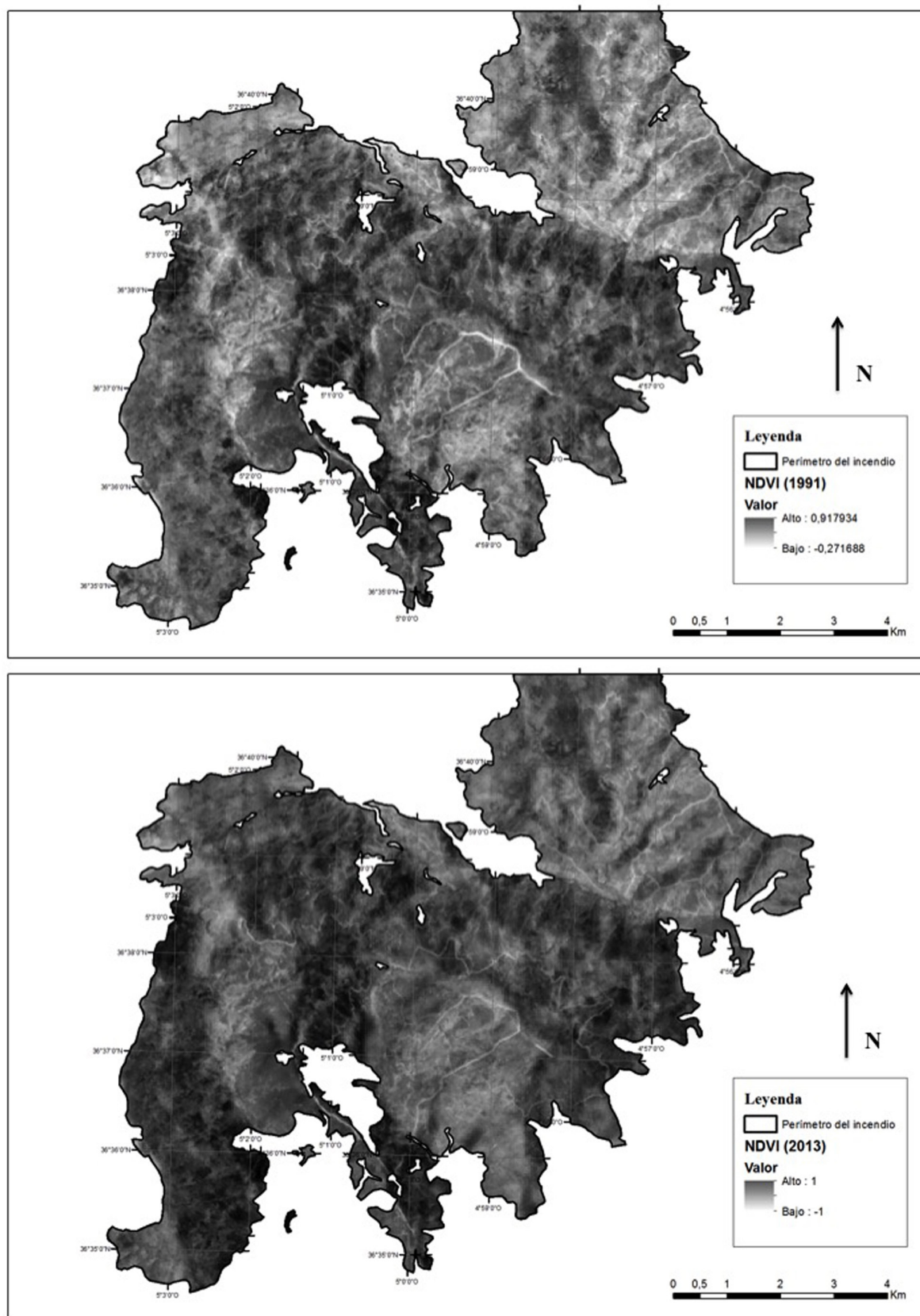


Figura 3: Mapas del Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) en agosto de 1991 (arriba) y julio de 2013 (abajo).  
*Figure 3: Maps of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) in August 1991 and July 2013.*

nológico de la planta (Fox *et al.*, 2008). El NDVI se relaciona mejor con el índice de superficie de área foliar (LAI, en inglés) y con la fracción absorbida de radiación activa mediante fotosíntesis, que con la cubierta vegetal o la biomasa (Baret & Guyot, 1991). Desde el punto de vista de la erosión del suelo, el tipo de vegetación es, en general, menos importante que el grado de cobertura, y en un bosque mixto, con estratos arbóreos y arbustivo, relacionar el NDVI con la cubierta del suelo requiere un muestreo en campo, detallado, de las especies vegetales y unos procedimientos de calibración y clasificación de imágenes más avanzados de los realizados en este trabajo.

#### 4.2. Tipos de cubierta y cambios de 1991 a 2013

A partir de la clasificación supervisada, se definieron cuatro tipos elementales de cubierta: suelo desnudo, matorral no denso (<50% de cubierta vegetal), matorral denso (>50% de cubierta vegetal) y bosque (Figura 4). La

Tabla 1 muestra el porcentaje de superficie ocupada para cada tipo de cubierta, en 1991 y 2013. En 1991, un mes antes del incendio, la zona de estudio se caracterizaba por un predominio de la cubierta de matorral, ocupando más del 50% de la zona quemada, siendo principalmente el

Tabla 1: Porcentaje de superficie ocupada por cada uno de los cuatro grandes tipos de cubierta vegetal observada en el área de estudio.

Table 1: Surface occupied by each vegetation cover type in the study area.

| Tipo de cubierta          | 1991  | 2013  | Diferencia |
|---------------------------|-------|-------|------------|
| Suelo desnudo             | 10,5  | 11,9  | 1,4        |
| Matorral de baja densidad | 36,3  | 13,0  | -20,4      |
| Matorral de alta densidad | 20,5  | 39,9  | 19,5       |
| Bosque                    | 32,7  | 35,1  | 2,4        |
| Total                     | 100,0 | 100,0 |            |



Figura 4: Detalle fotográfico de los tipos de cubierta diferenciados: suelo desnudo (A), matorral no denso (B), matorral denso (C), y bosque (D).

Figure 4: Examples of the vegetation cover types selected as training points used for the supervised classification: (A), bare soil; (B), low density shrub; (C), high density shrub; (D), woodland.



matorral de baja densidad el de mayor extensión. Los bosques ocupaban 1/3 de la superficie quemada y el suelo desnudo en torno a 1/10 parte de la superficie total. Sin embargo, a partir de la clasificación supervisada de la imagen de 2013, se observan cambios sustanciales: es el matorral de alta densidad el que gana superficie en detrimento del de baja densidad. Bosques y suelo desnudo se mantienen estables.

Como procedimiento de comprobación de la clasificación supervisada, el índice de Kappa puso en evidencia que para el año 1991, se consiguió una mayor fiabilidad en la cartografía generada ( $k = 0,82$ ), que en 2013 ( $k = 0,58$ ). Ello puede deberse a que, en 2013, parte de la cubierta "Matorral denso" estaba conformado, además de por el propio matorral, por teselas de bosque en crecimiento, de porte entre 1 y 2 m de altura y gran densidad espacial, confundiendo en la respuesta espectral con el matorral.

En la Figura 5 se muestran los mapas de tipo de cubierta en la zona quemada en 1991 y 2013. Puede observarse que las zonas de matorral se distribuyen homogéneamente por toda la zona afectada por el incendio. Tanto el matorral de alta densidad como el de baja densidad, se distribuyen sin preferencia de orientación o altitud, aunque sí se localizan casi por completo sobre suelos desarrollados en peridotitas y esquistos. En 2013, el matorral denso, que ocupa una mayor superficie, ocupaba casi todo el relieve peridotítico afectado por el incendio. Las áreas de bosque se distribuían espacialmente en manchas no demasiado extensas en 1991, por el macizo peridotítico central y nororiental; sin embargo, en 2013, los bosques de *Pinus pinaster* L. aparecían localizados en la mitad occidental de la zona quemada, en manchas de mucho mayor tamaño. Por último, las áreas de suelo desnudo se concentraron en mayor medida sobre los relieves calcáreos afectados por el incendio. También, en 2013, estas aparecen ocupando zonas de los relieves peridotíticos a consecuencia del incremento del número de carriles, terraplenes y cortafuegos construidos para la gestión del monte y facilitar el acceso de los medios de extinción de incendios.

#### 4.3. Tipo de cambio en la cubierta vegetal de 1991 a 2013

Un aspecto interesante a discutir para analizar la resiliencia de la cubierta vegetal en la zona quemada, es comparar el tipo de cubierta determinado en el interior de un píxel para 1991, con el tipo observado en el mismo píxel para 2013. La Tabla 2 muestra los porcentajes de píxeles que seguían caracterizándose por un mismo tipo de cubierta en 2013 comparado con la que presentaban un mes antes del incendio, en agosto de 1991. Tanto el matorral denso como el no denso fueron los tipos de cubiertas que más semejanzas presentaron en 1991 y 2013, comparando píxel a píxel, en torno a un 50%. Las menores permanencias se observan en suelo desnudo y pinar.

La figura 6 muestra el mapa de los cambios ocurridos en la cubierta vegetal: la degradación de la cubierta en 2013, que supone un retroceso en la sucesión vegetal desde suelo desnudo a bosque, es decir, el estadio de evolución actual es anterior al de 1991; la permanencia, que supone que en un píxel el estadio de evolución en 2013 era el mismo al previo del incendio; y la recuperación o evolución, que indica que el tipo de cubierta vegetal de 2013 mejora a la de 1991. Las zonas clasificadas como "permanencia" ocupan buena parte del área quemada, especialmente, en la zona centro y oeste, mientras que las zonas clasificadas como "degradación" tienden a localizarse en mayor medida en la mitad oriental. Las zonas clasificadas como "recuperación" aparecen localizadas de manera más dispersa y menos extensa, si bien existe tendencia a localizarse cerca del límite septentrional del incendio, en zonas de mayor altitud y/o más expuestas a la umbría.

Después de más de 20 años desde el incendio de Río Verde, algo más del 50% del área afectada presenta un estado o tipo de cubierta vegetal similar al que tenía antes del incendio (Tabla 3). A continuación, con 1/3 de la superficie quemada destacan las áreas donde la cubierta vegetal retrocede en cuanto a la estructura de la vegetación, es decir, su situación actual es peor que la obtenida para 1991, antes del incendio. Por último, apenas un 10% de los píxeles, se caracterizan hoy día por presentar una cubierta vegetal mejor que la observada antes del fuego.

En la misma tabla, se muestra información más detallada de los cambios observados en el tipo de cubierta vegetal, destacando los siguientes aspectos: en las áreas degradadas, el principal cambio ocurre de matorral de alta densidad a matorral de baja densidad; en las áreas que permanecen semejantes en 1991 y 2013, es el matorral de alta densidad el que menos modificaciones ostenta, seguido del de baja densidad; por último, de las áreas cuyas condiciones actuales de cubierta son mejores que en 1991, las de mayor superficie porcentual ocupada son aquellas que han pasado de matorral de baja y alta densidad a bosque.

#### 4.4. Relación de la recuperación del tipo de cubierta con los atributos topográficos

El supuesto de igualdad de matrices de varianza-covarianza para las situaciones de estado del tipo de cubierta analizados (degradación, persistencia y recuperación) se comprobó con la prueba de Box. Los resultados obtenidos para este estadístico de contraste ( $M = 76.741$ ;  $F = 2.197$  para  $p = 0,006$ ) permiten aceptar con un alto grado de confianza la hipótesis nula de que no existen diferencias entre las matrices de covarianza de los dos grupos que se forman en su aplicación.

En la Tabla 4, se presenta la información para probar la de la función discriminante obtenida. Los dos valores propios muestran que la primera función discriminante está mucho más relacionada que la segunda con el tipo de cubierta vegetal encontrada en el suelo antes y después del incendio. Los autovalores y la correlación canónica

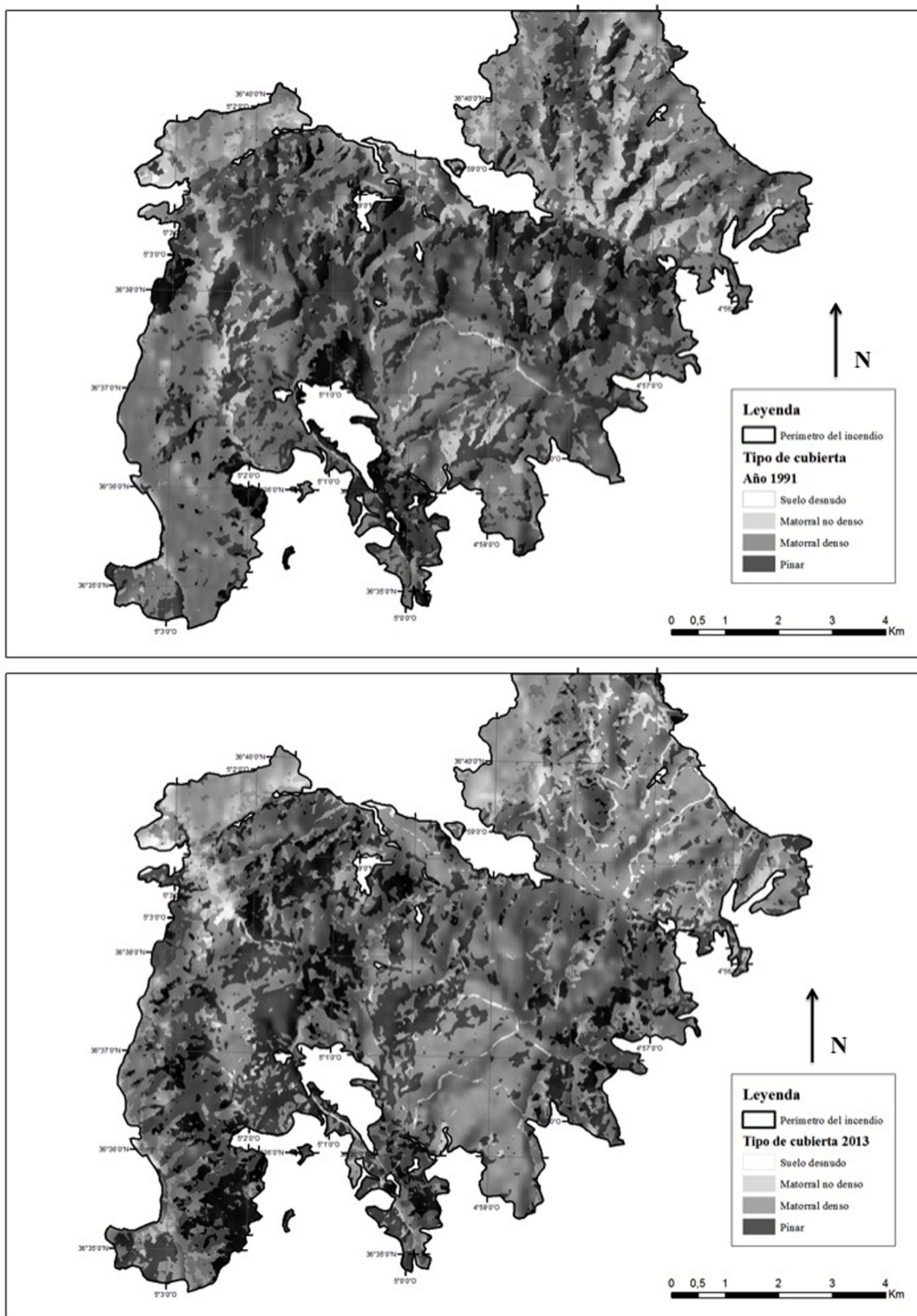


Figura 5: Mapas de tipo de cubierta en julio de 1991 (arriba), antes del incendio, y 2013 (abajo).  
*Figure 5: Maps of vegetation cover types in the affected area by the Rio Verde wildfire in August 1991 and July 2013.*

así lo muestran también. Pero, además, gracias al cálculo del estadístico Lambda de Wilks podemos comprobar que la primera función discriminante separa de modo significativo los grupos. Sin embargo, la segunda función discriminante no consigue una separación significativa. El

Test de la Lambda de Wilks trata de establecer una relación entre la dispersión dentro de los grupos respecto a la dispersión total, sin tener en cuenta los grupos.

La Tabla 5 muestra la información que permite medir la calidad de la función discriminante. En este sentido y en

Tabla 2: Porcentaje de píxeles que cambian de un tipo de cubierta vegetal a alguna de las otras desde 1991 a 2013.  
 Table 2: Changing pixel percentage according to the represented type of vegetation cover.

| Tipo de cubierta          | Suelo desnudo | Matorral de baja densidad | Matorral de alta densidad | Bosque |
|---------------------------|---------------|---------------------------|---------------------------|--------|
| Suelo desnudo             | 25,0          | 0,1                       | 0,3                       | 0,0    |
| Matorral de baja densidad | 60,9          | 52,9                      | 26,7                      | 15,9   |
| Matorral de alta densidad | 11,7          | 32,4                      | 40,5                      | 73,1   |
| Bosque                    | 2,3           | 14,6                      | 32,5                      | 11,0   |
|                           | 100,0         | 100,0                     | 100,0                     | 100,0  |

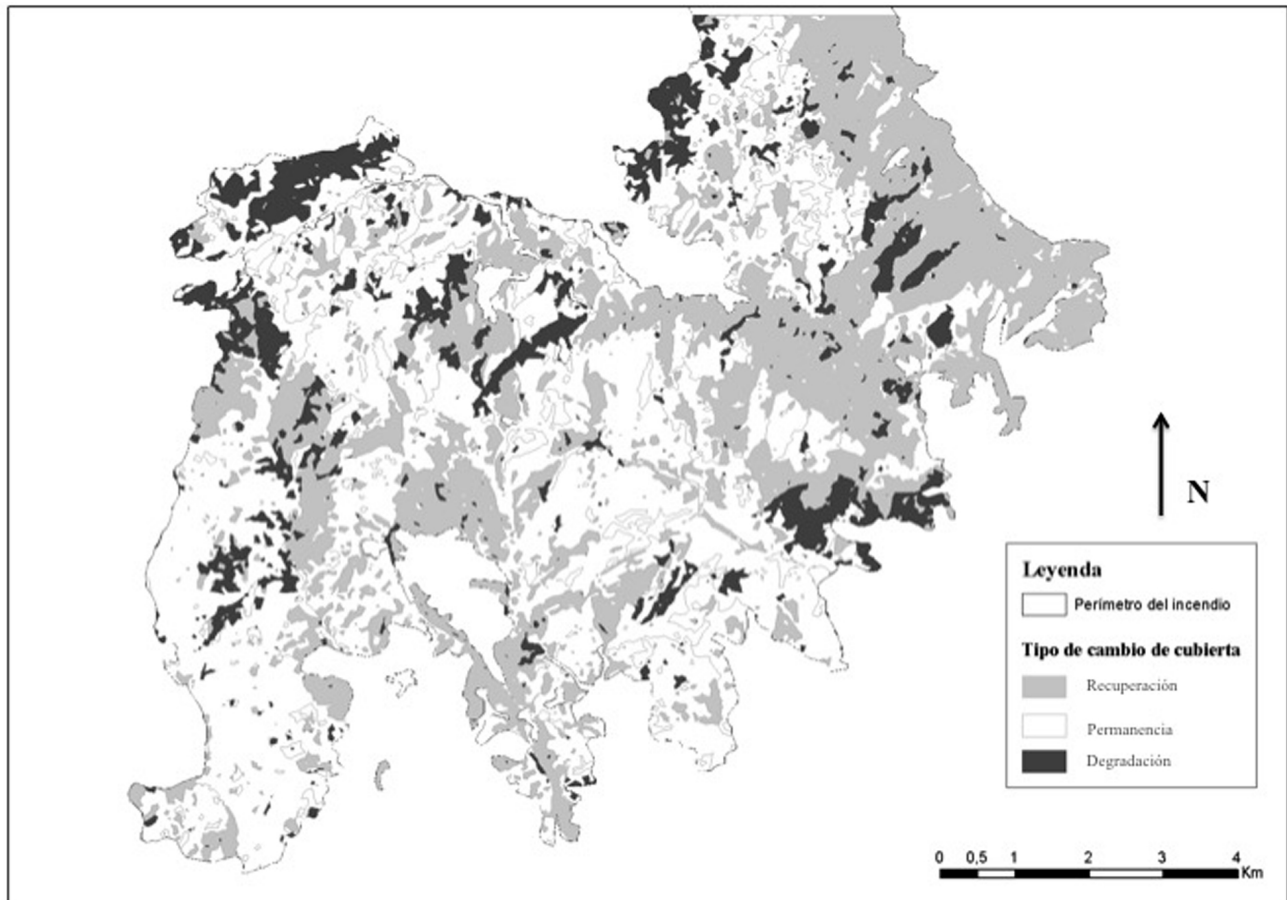


Figura 6: Mapa cambios observados en el estado de la cubierta vegetal desde 1991 a 2013: áreas de degradación, de permanencia y de recuperación.

Figure 6: Maps of changes in the type of vegetation cover from 1991 to 2013: degraded, permanency and recovery areas.

relación a la función 1, al analizar los autovalores obtenidos (0,826) y la correlación canónica (0,773) se observa que estos se encuentran próximos a 1, lo que es un síntoma claro de que la función discriminante logra diferenciar la media de los dos grupos (degradado, restaurado y permanencia), y ello indica que los datos están bien diferenciados en los tres grupos de acuerdo con las puntuaciones discriminantes. Además, se puede observar como la función 1 es representativa del 83% de la varianza de los datos.

Respecto a la función 2, en la Tabla 4, muestra autovalores de 0,170 y una correlación canónica 0,381 que se

encuentran próximos a cero. Estos son síntomas claros de que la función discriminante no logró diferenciar la media de los grupos. En este sentido, se observó que la función 2 únicamente es representativa del 17% de la varianza de los datos. Por tanto, se obtuvieron dos funciones discriminantes pero sólo la primera era significativa.

La tabla 6 muestra la ubicación de los centroides en cada una de las funciones discriminantes. La primera función distingue fundamentalmente a las áreas restauradas (cuyo centroide está ubicado de forma positiva) de las áreas degradadas o aquellas que han permanecido igual



Tabla 3: Superficie ocupada por cada tipo de cubierta según el tipo cambio observado en cada pixel hacia la degradación, permanencia o recuperación de la cubierta vegetal.

Table 3: Surface occupied by the degradation, permanency and recovery processes and type of change.

| Estado       | Tipo de cambio en la cubierta vegetal                    | Área (ha)     | %           |
|--------------|--|---------------|-------------|
| Degradación  | De bosque a matorral de alta densidad                    | 190,8         | 2,4         |
|              | De bosque a matorral de baja densidad                    | 419,6         | 5,2         |
|              | De bosque a suelo desnudo                                | 535,8         | 6,7         |
|              | De matorral de alta densidad a matorral de baja densidad | 886,1         | 11,0        |
|              | De matorral de alta densidad a suelo desnudo             | 189,3         | 2,4         |
|              | De matorral de baja densidad a suelo desnudo             | 498,1         | 6,2         |
|              | <i>Superficie total</i>                                  | <i>2719,6</i> | <i>33,8</i> |
| Sin cambios  | Bosque   | 517,9         | 6,4         |
|              | Matorral de alta densidad                                | 2203,1        | 27,4        |
|              | Matorral de baja densidad                                | 1660,9        | 20,6        |
|              | Suelo desnudo  | 35,3          | 0,4         |
|              | <i>Superficie total</i>                                  | <i>4417,4</i> | <i>54,9</i> |
| Recuperación | De suelo desnudo a matorral de baja densidad             | 232,8         | 2,9         |
|              | De suelo desnudo a matorral de alta densidad             | 9,9           | 0,1         |
|              | De suelo desnudo a bosque                                | 2,1           | 0,0         |
|              | De matorral de baja densidad a matorral de alta densidad | 164,8         | 2,0         |
|              | De matorral de baja densidad a bosque                    | 270,2         | 3,4         |
|              | De matorral de alta densidad a bosque                    | 229,5         | 2,9         |
|              | <i>Superficie total</i>                                  | <i>909,1</i>  | <i>11,3</i> |
| Total        |  | 8046,3        | 100,0       |

Tabla 4: Prueba estadística de la función canónica discriminante.

Table 4: Statistics of the discriminant canonical function.

| Prueba de funciones | Lambda de Wilks | Chi-cuadrado | gl | p-Valor |
|---------------------|-----------------|--------------|----|---------|
| 1 a 2               | 0,468           | 8,347        | 10 | 0,045   |
| 2                   | 0,0855          | 1,724        | 4  | 0,786   |

(los centroides se encuentran en la parte negativa). La segunda función ha resultado ser no significativa (Tabla 2) por lo que no hay que valorar su contribución al modelo.

La matriz de coeficientes estandarizados contiene dos columnas, una para cada función (Tabla 7). Para saber entre qué grupos permite distinguir cada función, nos basamos en los coeficientes de la distribución canónica. La función 1 discrimina fundamentalmente entre los atributos topográficos de pendiente, altitud y radiación; a cierta distancia podría considerarse también el índice topográfico de humedad. Puesto que el centroide positivo de esta función era el de áreas restauradas, podemos interpretar que las variables que condicionan la restauración de la cubierta en la fase post-incendio han sido en este orden de influencia: pendiente > altitud > radiación. No se han obtenido resultados similares a los que han encontrado otros investigadores en zonas quemadas, en los que la exposi-

ción tenía un papel clave en la recuperación post-incendio (Fox *et al.*, 2008; Ireland & Petropoulos, 2015); no obstante, la radiación en superficie varía con la exposición de las laderas por lo que podría considerarse que, de modo indirecto, la orientación topográfica adquiere cierta influencia. En este estudio, la falta de influencia estadística de la exposición podría deberse al hecho de que se observan zonas de solana en las que el recubrimiento del suelo es elevado, así como el tipo de cubierta vegetal más evolucionado; el elevado peso de la variable radiación puede ser considerado como un hecho indirecto del efecto de la exposición. Sin embargo, esto también es posible observarlo en zonas de umbria, que es donde a priori en zonas mediterráneas, la resiliencia de la vegetación es mayor (Tessler *et al.*, 2016).

Teniendo en cuenta el signo obtenido, podría decirse que las zonas con mayor pendiente (si bien más del 85%

Tabla 5: Autovalores y correlación canónica. Donde: a indica que se utilizaron las primeras 2 funciones discriminantes canónicas en el análisis.

Table 5: Eigenvalues and canonical correlation. Abbreviations: a, the two first discriminant canonical functions were used in the statistic analysis.

| Función | Autovalor | % de varianza | % acumulado | Correlación canónica |
|---------|-----------|---------------|-------------|----------------------|
| 1       | 0,826a    | 83,0          | 83,0        | 0,773                |
| 2       | 0,170a    | 17,0          | 100,0       | 0,381                |

Tabla 6: Valor de los centroides en las funciones discriminantes.

Table 6: Centroid values of the discriminant functions.

|              | Función |        |
|--------------|---------|--------|
|              | 1       | 2      |
| Degradación  | -0,613  | -0,391 |
| Permanencia  | -0,667  | 0,568  |
| Restauración | 1,057   | 0,012  |

de la superficie quemada tiene una pendiente superior al 30%), menor altitud y mayor radiación se clasificaron en mayor medida como zonas donde el tipo de cubierta vegetal en 2013 mejoró a la existente justo antes del incendio, en 1991. El ITH también pudo tener ciertos efectos en la recuperación pues su signo positivo y valor indican que aquellas áreas donde la configuración topográfica permitía acumular una mayor humedad en el suelo tienden a presentar también un tipo de cubierta mejor en 2013 que en 1991. Por el contrario, las zonas altas con una pendiente menor y menor radiación se corresponden con las áreas degradadas o que han permanecido igual en el tiempo. Esta situación se justifica en parte por dos hechos. Por un lado, a mayor altitud, las condiciones climáticas y orográficas son más duras para la recuperación de la cubierta vegetal, además de coincidir en algunas áreas de mayor altitud, la presencia de litologías calcáreas cuyas pérdidas de suelos en la fase post-incendio es elevada (Bodi *et al.*, 2012). Y por otro lado, esas zonas degradadas coinciden también en la mayoría de los casos con las áreas de cimas y hombreras de los relieves afectados por el fuego, de menor pendiente, donde se abrieron más cortafuegos y se construyeron más carriles de acceso por parte de los gestores del monte, a fin de mejorar las infraestructuras de prevención y lucha ante nuevos siniestros; son zonas que han evidenciado procesos erosivos activos, emisoras de sedimentos (Jordán *et al.*, 2008).

## 5. Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran como la hipótesis de la investigación ha sido confirmada parcialmente pues, ante unas condiciones climáticas homogéneas, en un área de montaña afectada por el fuego la recuperación post-

Tabla 7: Coeficientes estandarizados de las funciones discriminantes. Abreviaturas: ITH, índice topográfico de humedad.

Table 7: Standardized coefficients of the discriminant functions. Abbreviations: ITH, wetness index.

|            | Función |        |
|------------|---------|--------|
|            | 1       | 2      |
| Pendiente  | 3,278   | -0,028 |
| Altitud    | -1,954  | 1,123  |
| Radiación  | 1,628   | -0,367 |
| Exposición | -0,266  | -0,489 |
| ITH        | 1,219   | 0,301  |

incendio de la vegetación ha sido muy variable en el espacio, siendo los atributos topográficos más influyentes la pendiente, altitud y radiación. No obstante, cabe apuntar también que la pendiente podríamos considerarla menos influyente para el área estudiada, pues en su conjunto se caracteriza por valores de inclinación muy elevados, con apenas cambios espaciales significativos en este atributo topográfico. Respondiendo a los objetivos propuestos, las principales conclusiones son:

i) Tras 22 años, la cubierta vegetal es en general superior a la existente unas semanas antes del incendio.

ii) El tipo de cubierta vegetal observado en la actualidad evidencia un avance del matorral, especialmente el de cobertura más densa, así como del bosque. La mitad del área quemada presenta en 2013 un tipo de cobertura similar al de 1991, y 1/3 un tipo de cobertura más evolucionado. Las áreas con una cobertura vegetal más degradada en 2013 respecto a la situación pre-incendio ocupan una superficie menor. No obstante, en la actualidad, las zonas de suelo desnudo se ven incrementadas en cierto modo por la apertura de nuevos cortafuegos y carriles destinados a la gestión del monte y la prevención y lucha contra el fuego, si bien puede tener consecuencias en los procesos erosivos que suelen caracterizar a estas áreas, afectando a zonas vegetadas limítrofes.

iii) En unas condiciones de valores de pendiente en general superiores al 30%, este atributo topográfico es influyente, junto a la altitud y la radiación solar recibida en superficie.

Por último, para conseguir un estudio complementario de la recuperación post-incendio de la zona afectada por el fuego y de los factores que la controlan, en investigaciones futuras, es necesario aplicar métodos que evalúen la severidad del fuego, así como los procesos erosivos observados en cada una de las litologías presentes, y suelos asociados.

## Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento al Plan Propio de Investigación de la Universidad de Málaga y el

Campus Internacional Andalucía Tech que ha hecho posible este trabajo de investigación.

## Referencias

- Abdel Malak, D. & Pausas, J., 2006. Fire regime and post-fire Normalized Difference Vegetation Index changes in the eastern Iberian peninsula (Mediterranean basin). *International Journal of Wildland Fire*, 15: 407–413. <http://dx.doi.org/10.1071/WF05052>
- Aguilar, J., Calvo, R., Fernández, E. & Macías, F., 1998. Geoquímica de la alteración y edafogénesis de rocas serpentinizadas de la Sierra Bermeja (Málaga). *Edafología*, 5: 135–151.
- Alexander, D.E., 2013. Resilience and disaster risk reduction: an etymological journey. *Natural Hazards Earth System*, 13: 2707–2716. <http://dx.doi.org/10.5194/nhess-13-2707-2013>
- Arianoutsou, M., Beard, J. S., Ferrés, L., Folch, R. & Trabaud, L. V., 1993. La vida a les formacions escleròfiles. En: Folch, R. (coord.), *Mediterrànies*. Edit. Mab, UNESCO, pp. 64–109, Barcelona.
- Asensi, A. & Rivas Martínez, S., 1976. Contribución al conocimiento fitosociológico de los pinsapares de la Serranía de Ronda. *Anales del Instituto Botánico Cavanilles*, 33: 239–247.
- Asensi, A., Aguiar, C., Sánchez-Mata, D. & Monteiro-Henriques, T., 2011. Flora and Vegetation of Iberian Ultramafics. Excursion Guide. *7th International Conference on Serpentine Ecology*. Instituto Politécnico de Bragança. Universidade de Coimbra, Coimbra, Braganza.
- Baret, F. & Guyot, G., 1991. Potentials and Limits of Vegetation Indices for LAI and APAR Assessment. *Remot. Sens. Environ.*, 35: 161–173. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90009-U](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U)
- Bodí, M., Cerdà, A., Mataix-Solera, J. & Doerr, S.H., 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 58: 33–55.
- Bond, W.J., Woodward, F. & Midgley, G.F., 2004. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, 165: 525–538. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>
- Bond, W.J. & Keely, J.E., 2005. Fire as a global herbivore: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 387–394. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Cabezudo, B., Nieto Caldera, J.M. & Pérez Latorre, A., 1989. Contribución al conocimiento de la vegetación edafófila-serpentinícola del sector Rondeño (Málaga, España). *Acta Botánica Malacitana*, 14: 291–294.
- Cabezudo, B., Pérez Latorre, A., Navas Fernández, P., Gil Jiménez, Y. & Navas Fernández, D., 1998. *Paraje Natural de los Reales de Sierra Bermeja. Cartografía y Evaluación de la flora y vegetación*. Universidad de Málaga, Málaga.
- Casimiro-Soriguer Solanas, F. & Pérez Latorre, A.V., 2008. Aproximación al conocimiento de la flora alóctona de la provincia de Málaga (España): Catálogo de Metáfitos. *Acta Botánica Malacitana*, 33: 373–382.
- Carrion, J.S., Sánchez-Gómez, P., Mota, J.F., Yll, R. & Chain, C., 2003. Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. *Holocene*, 13: 839–849. <http://dx.doi.org/10.1191/0959683603hl662rp>
- Di Mauro, B., Fava, F., Busetto, L., Crosta, G.F. & Colombo, R., 2014. Post-fire resilience in the Alpine region estimated from MODIS satellite multispectral data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 32: 163–172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2014.04.010>
- Fox, D.M., Maselli, F. & Carrega, P., 2008. Using SPOT images and field sampling to map burn severity and vegetation factors affecting post forest fire erosion risk. *Catena*, 75: 326–335. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2008.08.001>
- Frazier, A.E., Renschler, C.S. & Miles, S.B., 2013. Evaluating post-disaster ecosystem resilience using MODIS GPP data. *Int. J. Appl. Earth Obs.*, 21: 43–52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2012.07.019>
- Gómez Zotano, J., 2004. *El papel de los espacios montañosos como traspaís del litoral mediterráneo andaluz: el caso de Sierra Bermeja (provincia de Málaga)*. Editorial Universidad de Granada, Granada.
- Gómez Zotano, J., 2006. *Naturaleza y paisaje en la Costa del Sol Occidental*. Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga (CEDMA), Málaga.
- Gómez Zotano, J., Román Requena, F., Hidalgo Triana, N. & Pérez Latorre, A.V., 2014. Biodiversidad y Valores de Conservación de los Ecosistemas Serpentinicos en España: Sierra Bermeja (provincia de Málaga). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 65: 187–206.
- Gómez-Zotano, J., Castillo, J.A., Ferre Bueno, E. & Navarro Jurado, E., 2015a. Excursión por la Costa del Sol Occidental, el Valle del Genal y la Depresión de Ronda. En: Ferre Bueno, E., Ruiz Sinoga, J.D., Galacho Jiménez, F., Martínez Murillo, J.F. (coords.), *Excursiones geográficas por la provincial de Málaga*, Asociación de Geógrafos Españoles, pp. 33–82, Madrid.
- Gómez Zotano, J., Román Requena, F. & Thorne, J.H., 2015b. Attributes and roadblocks: a conservation assessment and policy review of the Sierra Bermeja, a Mediterranean serpentine landscape. *Natural Areas Journal*, 35: 328–343. <http://dx.doi.org/10.3375/043.035.0215>
- Hatcher, L. & Stepanski, E.J., 1994. *A step by step approach to using the SAS system for univariate and multivariate statistical analysis*. SAS Institute Inc., 552 p., Cary, NC.
- Holling, C., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 4: 1–23. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Holling, C., 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. In: *Engineering Within Ecological Constraints*. The National Academies Press, Washington DC.
- Ireland, G. & Petropoulos, G.P., 2015. Exploring the relationships between post-fire vegetation regeneration dynamics, topography and burn severity: A case study from the Montane Cordillera Ecozones of Western Canada. *Applied Geography*, 56: 232–248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.016>
- Jordán, A., Martínez-Zavala, L. & Bellinfante, N., 2008. Heterogeneity in soil hydrological response from different land cover types in southern Spain. *Catena*, 74: 137–143. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.015>
- Keely, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland*, 18: 116–126. <http://dx.doi.org/10.1071/WF07049>
- Key, C.H. & Benson, N.C., 2004. *Landscape Assessment (LA) Sampling and Analysis Methods*. Available in <http://www.firelab.org/project/firemon>
- Kutieli, P., 2006. Fire and ecosystem heterogeneity: A Mediterranean case of study. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19: 187, 194.
- Lloret, F. & Zedler, P. H., 2009. The effect of forest fire on vegetation. En: Cerdà, A., Robichaud, P. R. (coords.), *Fire effects on Soils and Restoration Strategies*. Edit. Science Publishers, pp. 257–295, Enfield. <http://dx.doi.org/10.1201/9781439843338-c9>
- Lloret, F., Piñol, J. & Castellnou, M., 2009. Wildfires. En: Woodward, J. (Ed.), *The Physical Geography of the Mediterranean*. Oxford University Press, pp. 541–560, Oxford.
- McKenzie, D., Miller, C. & Falk, D., 2011. The landscape ecology of fire. En: *Ecological Studies, Analysis and Synthesis*. Springer. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-0301-8>



- Miller, J.D. & Yool, S.R., 2002. Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM+ data. *Remote Sensing and Environment*, 82: 481-496. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00071-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00071-8)
- Mota, J.F., Medina-Cazorla, J.M., Navarro, F.B., Perez-Garcia, F.J., Perez-Latorre, A. & Sanchez-Gómez, P., 2008. Dolorite flora of the Baetic Ranges glades (South Spain). *Flora*, 203: 359-375. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2007.06.006>
- Naveh, Z., 1990. Fire in the Mediterranean-A landscape ecological perspective. En: Goldammer, J.G., Jenkins, M.J. (Eds.), *Fire in Ecosystem Dynamics*. SPB Academic Publ., pp. 1-20.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. & Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122: 51-71. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)
- Neubert, M.G. & Caswell, H., 1997. Alternatives to resilience for measuring the responses of ecological systems to perturbations. *Ecology*, 78: 653-665. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0653:ATRFMT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0653:ATRFMT]2.0.CO;2)
- Nieto Caldera, J.M., Pérez Latorre, A. & Cabezudo, B., 1991. Biogeografía y series de vegetación de la provincia de Málaga (España). *Acta Botánica Malacitana*, 16: 417-436.
- Pausas, J.G., 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climate Change*, 63: 337-350. <http://dx.doi.org/10.1023/B:CLIM.0000018508.94901.9c>
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A. & Vallejo, V.R., 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of Wildland Fire*, 17: 713-723. <http://dx.doi.org/10.1071/WF07151>
- Pausas, J. G. & Keeley, J.E., 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59: 593-601. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Peterson, G., Allen, C.R. & Holling, C.S., 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1: 6-18.
- Pyne, S., 2001. *Fire, a brief history*. British Museum Press, London.
- Riaño, D., Chuvieco, E., Ustin, S., Zomer, R., Dennison, P., Roberts, C. & Salas, J., 2002. Assessment of vegetation regeneration after fire through multitemporal analysis of AVIRIS images in the Santa Monica Mountains. *Remote Sensing of Environment*, 79: 60-71.
- Rivas Martínez, S., 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000. ICONA, Madrid.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. & Deering, D.W., 1973. *Monitoring the vernal advancement and retrogradation green wave effect of natural vegetation*. Progress Report RSC 1978-2. Remote Sensing Center, Texas A&M University, College Station, TX.
- Rufo, L., Rodríguez, N. & Fuente, V. 2005. Análisis comparado de metales en suelos y plantas de la Sierra Bermeja. En: Jiménez Ballesta, R. & Álvarez González, A.M., (eds), *Proceedings II Simposio Nacional de Control de la Degradación de Suelos*. Universidad Autónoma de Madrid, pp. 197-201. Madrid.
- Shakesby, R.A., 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105: 71-100. <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Statistical Analysis System Institute, 1991. *Sas/Stat Procedure Guide for Personal Computers*. Version 5 ed. Sas Inst., 1104 p., Cary, Nc.
- Trabaud, L. V., 1990. Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue. En: Goldammer, J. G. & Jenkins, M. J. (coords.), *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives*. Edit. SPB Academic Publishing, pp. 21-32, The Hague.
- Tessler, N., Sapir, Y., Wittenberg, L. & Greenbaum, N., 2016. Recovery of Mediterranean Vegetation after Recurrent Forest Fires: Insight from the 2010 Forest Fire on Mount Carmel, Israel. *Land Degradation & Development*, <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2419>
- Yusta, A., Berahona, E., Huertas, F., Reyes, E., Yanez, J. & Linares, J., 1985. Geochemistry of soils from peridotite in Los Reales, Málaga. *Acta Mineralogica Petrographica*, 29: 439-498.