






# Caracterización de cambios estructurales en la vegetación y su relación con la severidad del fuego mediante datos LiDAR multi-temporales

Darío Domingo<sup>1,2,\*</sup> , María Teresa Lamelas<sup>2,3</sup> , María B. García<sup>4</sup> 

(1) Land Change Science Research Unit, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Zurcherstrasse 111, 8930 Birmensdorf, Suiza

(2) GEOFOREST-IUCA, Department of Geography, University of Zaragoza, Pedro Cerbuna 12, 50009 Zaragoza, España

(3) Centro Universitario de la Defensa de Zaragoza, Academia General Militar, Ctra. de Huesca s/n, 50090 Zaragoza, España

(4) Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Apdo 13034 Zaragoza, and Avda, Nuestra Señora de la Victoria, 16 Jaca, España

\* Autor de correspondencia: D. Domingo [[dario.domingo@wsl.ch](mailto:dario.domingo@wsl.ch)]

> Recibido el 11 de febrero de 2021- Aceptado el 19 de abril de 2021

**Como citar:** Domingo, D., Lamelas, M.T., García, M.B. Caracterización de cambios estructurales en la vegetación y su relación con la severidad del fuego mediante datos LiDAR multi-temporales. *Ecosistemas* 30(2): 2103. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2103>

## Caracterización de cambios estructurales en la vegetación y su relación con la severidad del fuego mediante datos LiDAR multi-temporales

**Resumen:** La caracterización de los cambios estructurales y presencia de huecos tras el fuego puede proporcionar información muy relevante para comprender los efectos ecológicos de los incendios en ecosistemas mediterráneos. En el presente estudio se caracterizan estas variables tras el incendio de Calcena en masas forestales de pinar y encinar, y su relación con la severidad del mismo. Dicho incendio calcinó 4.573 hectáreas en 2012 afectando de forma parcial al Parque Natural de la Dehesa del Moncayo localizado en Aragón (España). Para ello se hace uso de información multi-temporal *Light Detection and Ranging* (LiDAR) de las coberturas de 2011 y 2016 del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), así como imágenes Landsat 7 para estimar la severidad del incendio mediante el índice *differenced Normalized Burn Ratio* (dNBR). Se evalúan los cambios estructurales producidos utilizando métricas LiDAR pre y post-incendio, así como la distribución de los huecos en el dosel forestal, su tamaño, número y frecuencia, y se analizan sus correlaciones con la severidad del incendio. La severidad fue predominantemente baja (42.32 %) o media-baja (30.38 %), y produjo una disminución de la altura, de la densidad del dosel forestal y de la diversidad estructural. El tamaño de los huecos se incrementó tras el incendio, reduciéndose el número de huecos pequeños e incrementándose aquellos de tamaño intermedio en torno a 0.2 ha. Los cambios en las métricas LiDAR relacionadas con la altura, variabilidad de la altura en el perfil vertical, y densidad del dosel forestal presentaron las mayores correlaciones, indicando que son las que sufren mayores modificaciones. Los resultados muestran el interés de utilizar los datos LiDAR para caracterizar cambios estructurales y apoyar decisiones en la gestión silvícola.

**Palabras clave:** Datos tridimensionales PNOA; Landsat; índices de diversidad estructural; huecos en la vegetación; afección en la estructura forestal; severidad del fuego

## Characterization of vegetation structural changes using multi-temporal LiDAR and its relationship with severity in Calcena wildfire

**Abstract:** The assessment of canopy changes and gap presence after fire provides relevant information to better understand the ecological effect of fire in Mediterranean forests. The study characterizes those changes in *Pinus* and *Quercus* forested areas, and their relationship with fire severity in Calcena wildfire. The wildfire burned 4,573 ha in 2012 partially affecting the protected "Parque Natural de la Dehesa del Moncayo" located in Aragón region (Spain). Multi-temporal *Light Detection and Ranging* (LiDAR) data from two coverages (2011 and 2016) captured within the National Plan from Aerial Orthophotography (PNOA) were used. Landsat 7 images were used to estimate fire severity using the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR). Structural changes were characterized using pre-fire and post-fire LiDAR metrics. Gap frequency distribution, size and number of gaps were also analysed. The relationship between severity and the structural changes was analysed through the correlation coefficient. Most of the surface was burned with low (43.32%) or moderate low severity (30.38%) levels reducing forest height, canopy density, and structural diversity. In general, gap size increased after fire. The number of small gaps decreased while medium size gaps (0.2 ha) increased. LiDAR metrics related to the height, variability of height in vertical profile, and density of the forest canopy showed the strongest correlations with fire severity, showing the strongest changes. Results show the interest to use LiDAR data for characterizing structural changes and supporting forest management.

**Keywords:** Three-dimensional PNOA data; Landsat; structural diversity indexes; vegetation gaps; effects in forest structure; fire severity

## Introducción

Los incendios forestales constituyen un riesgo recurrente en los ecosistemas mediterráneos, estando asociados al clima y a la actividad humana (Jiménez-Ruano et al. 2017). Los incendios tienen un importante papel ecológico, dada su capacidad para modificar la estructura de las masas forestales, su composición, su biodiversidad (Cochrane y Schulze 1999) y por ende el paisaje (Pausas et al. 2008). España es el segundo país más afectado por incendios en el entorno Mediterráneo, después de Portugal (San-Miguel-Ayanz et al. 2012), con una media anual de 13 111 incendios y 100 769 ha quemadas en el decenio 2006-2015 (MAPA 2020). La recuperación de la vegetación tras un incendio se ha descrito como un proceso de autosucesión en el que a medio plazo se puede recuperar la composición vegetal (Rodrigo et al. 2005). Dicho proceso y tiempo de recuperación varían en función de diversos factores, entre los que cabe destacar la estructura pre-incendio (pastizal, matorral, arbóreo), la estrategia reproductiva de la especie dominante (rebrotadora o germinadora) (Baeza y Roy 2008), las características ambientales, climáticas (Rodrigues et al. 2014) o la recurrencia del fuego que puede llevar a que algunas especies no se puedan regenerar (Pausas 2004). A ello cabe añadir la realización de tratamientos silvícolas, aplicados frecuentemente en el contexto español (Castro et al. 2009), para la gestión post-incendio de las masas forestales y que generan beneficios económicos asociados (Peterson et al. 2009). Los tratamientos de tala y extracción de madera tras incendio, técnica conocida en Estados Unidos como “salvage logging”, han generado controversia en las últimas décadas dado que diversos autores han expresado su preocupación por los efectos ecológicos de los mismos (p.ej.: afección a procesos hidrológicos o reducción de áreas de nidificación) (Donato et al. 2006; Lindenmayer y Noss 2006). Sin embargo, como establece Mazza (2007), existe una gran incertidumbre en relación a los efectos que pueden generar distintos tratamientos post-incendio, de ahí la conveniencia de que los gestores realicen un seguimiento de la evolución tras el incendio.

En este sentido, al tradicional estudio de campo que acompaña el análisis de cambios en masas forestales afectadas por un incendio, se le une en las últimas décadas información derivada de sensores de teledetección pasiva (Rodrigues et al. 2014) y más recientemente información de sensores activos como el *Light Detection and Ranging* (LiDAR), lo que mejora la caracterización de los cambios estructurales (Ackers et al. 2015; Bolton et al. 2015). Diversas organizaciones, empresas y países han realizado grandes esfuerzos en la captura de datos multi-temporales que han permitido tener datos LiDAR en diferentes fechas (p.ej.: Stoker et al. 2008; Fekety et al. 2015), posibilitando el estudio del crecimiento de las masas forestales (Noordermeer et al. 2018), o la estimación de la severidad de un incendio (Wang y Glenn 2009) entre otros.

Las características de la estructura forestal constituyen un indicador relevante para la evaluación de la biodiversidad en los ecosistemas forestales (Kimmins 1997). Los datos LiDAR se han convertido en una de las fuentes de información tridimensional más relevantes para caracterizar diversos atributos estructurales de ambientes forestales como la altura de la vegetación, densidad de cobertura vegetal, variabilidad de las alturas (Domingo et al. 2019), así como para proporcionar información acerca de su diversidad (Gelabert et al. 2020). Recientemente, se han propuesto adaptaciones de los índices de Shannon (Shannon y Weaver 1949), que refiere al número y abundancia de especies diferentes que coexisten en una comunidad, y del índice de Pielou (1975), que expresa la equidad de especies coexistentes, para su cálculo con datos LiDAR (Listopad et al. 2015). Así mismo, Kane et al. (2010) propusieron el índice Rurple para caracterizar la rugosidad del dosel forestal. Pese a ello, el análisis de los cambios producidos en la estructura forestal inducidos por incendio y posteriores tratamientos silvícolas ha sido escasamente utilizado (McCarley et al. 2017), aunque puede proporcionar información muy relevante para una gestión forestal sostenible post-incendio.

Otro indicador de gran interés en la conservación de la biodiversidad forestal es la presencia de huecos, definidos como áreas vacías entre las copas de los árboles capaces de influenciar los ciclos de nutrientes y mantener la compleja estructura de los bosques maduros (Muscolo et al. 2014). Las perturbaciones, ya sean de pequeña escala (mortalidad de árboles), o a gran escala (incendio forestal o plagas), promueven dichos huecos al modificar la estructura y disponibilidad de luz, lo cual puede incrementar la diversidad florística (White 1985). La tecnología LiDAR se ha utilizado recientemente para analizar la distribución de huecos en las masas forestales (St-Onge y Vepakomma 2004; Vepakomma et al. 2010; Asner et al. 2013), por lo que la generación de información LiDAR multi-temporal en masas forestales mediterráneas permite analizar los cambios en la estructura forestal y mejorar la comprensión de los efectos ecológicos del fuego y tratamientos silvícolas post-incendio asociados.

En este estudio utilizamos datos multi-temporales de baja densidad obtenidos a partir de tecnología LiDAR para caracterizar los cambios estructurales en masas forestales de pinar y encinar provocados por un incendio en una localidad del NE de la Península Ibérica (Calcena), y analizar su relación con la severidad. Específicamente, nuestros objetivos son: (1) determinar qué métricas LiDAR pre y post-fuego presentan un mayor cambio en relación con la severidad, estimada mediante imágenes de satélite, en áreas con un mismo tratamiento post-fuego de tala y extracción de madera; (2) caracterizar los cambios en la presencia de huecos generados por el incendio y tratamientos post-fuego asociados; (3) analizar la correlación entre métricas LiDAR y la severidad de la perturbación. Nuestras hipótesis de partida son que los datos multi-temporales obtenidos mediante tecnología LiDAR constituyen una información muy útil para caracterizar los cambios estructurales en medios forestales a escala regional tras una perturbación producida por un incendio, y que la regeneración de la vegetación y sus características estructurales variarán negativamente con la severidad de dicha perturbación.

## Material y métodos

### Área de estudio

El área de estudio corresponde con la superficie quemada por el incendio de Calcena de 2012, el cual afectó de forma parcial al Parque Natural de la Dehesa del Moncayo, un espacio protegido perteneciente a la Red Natura 2000. El incendio se inició el 27 de agosto, extinguiéndose el día 6 de septiembre de 2012, afectando a seis municipios (Fig. 1). El incendio calcinó 4573 hectáreas, de las cuales el 64.54% estaban ocupadas por campos de cultivo y 35.46% por masas forestales. Las masas forestales afectadas estaban dominadas por bosques de *Quercus ilex rotundifolia*, representando el 30.4% del área incendiada, y, en menor medida, por masas de *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* y *Pinus halepensis* que, en conjunto, constituían un 4.43% del área calcinada (MAGRAMA 2016). Es preciso señalar que las masas de encinar y pinar, por ser las más representativas, se seleccionaron para el análisis de los cambios estructurales. Además, de manera residual, había presencia en la zona de bosques mixtos, generalmente asociados a riveras, y pastizales de *Stipa iberica*. La recurrencia de incendio en estas masas forestales, pese a ser en su mayoría especies resilientes al fuego, es frecuente, habiendo sido parcialmente afectada la zona por un incendio en 1993.

El área de estudio se localiza en una zona de rasgos climáticos mediterráneos con una precipitación media anual que varía desde los 420 a 540 mm (Ninyerola et al. 2005) y una temperatura media en torno a 11°C. Las masas forestales se encuentran en un área de topografía abrupta, con elevaciones que oscilan entre los 620 y los 1.480 metros sobre el nivel del mar, y pendientes que varían entre el 10% y más del 50%. La litología está dominada por conglomerados, areniscas y dolomías del Triásico en el sector occidental, mientras que en el sector oriental encontramos alternancia de calizas y margas del Jurásico con conglomerados y areniscas del Terciario (IGME, 2021).



A las masas forestales se le aplicaron tratamientos silvícolas de tala y extracción de la madera que se realizaron durante el año 2013 (Fig. 2) con objeto de reducir la combustibilidad de las masas tras el incendio y su utilización como biomasa (Crespo Junquera y Palú Aramburu 2013).

### Estimación de la severidad del incendio

La severidad del incendio se estimó mediante imágenes de satélite de media resolución espacial del sensor Landsat 7 ETM+. Las imágenes se descargaron del archivo del servicio geológico de los Estados Unidos (*United States Geological Survey*, USGS) a través del portal *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) con un nivel de procesamiento denominado *Level-2*. Este nivel de procesamiento es el más alto proporcionado por el USGS y refiere a valores de reflectividad de superficie con corrección geométrica (Vermote et al. 2016). El cálculo de la severidad de un incendio utilizando información espectral derivada de imágenes de satélite se realiza generalmente mediante índices que incluyen información pre-incendio y post-incendio. La imagen pre-incendio se capturó el 31-07-2012 (*Path: 200, Row: 31*) y la imagen post-incendio se capturó el 03-10-2012 (*Path: 200, Row: 31*), 26 días después de que el incendio se diera por extinguido, siendo previa al inicio de los tratamientos silvícolas que se desarrollaron durante el año 2013. En este sentido el índice *differenced Normalized Burn Ratio* (dNBR) definido por Key y Benson (2005), se utilizó para calcular la severidad del incendio siguiendo las ecuaciones 1 y 2. La severidad se clasificó

según umbrales del dNBR que permiten definir cuatro clases de severidad (baja, media-baja, media-alta y alta; Key y Benson 2005), así como una clase de afección nula (no quemado) (Tabla 1).

$$NBR = \frac{(\text{infrarrojo próximo} - SWIR)}{(\text{infrarrojo próximo} + SWIR)} \quad (1)$$

$$dNBR = NBR \text{ preincendio} - NBR \text{ postincendio} \quad (2)$$

### Procesado de datos LiDAR y generación de métricas multi-temporales

Los datos LiDAR fueron adquiridos en 2011, un año antes del incendio, y 2016, cuatro años después del fuego, en el marco del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). Las especificaciones técnicas de las dos adquisiciones se recogen en la Tabla 2. Las nubes de puntos se proporcionan en archivos de 2 x 2 km en formato binario LAS y registran hasta cuatro retornos por pulso. Las coordenadas x, y, z se proporcionan en el formato de referencia *European Terrestrial Reference System* (ETRS) 1989, *Universal Transverse Mercator* (UTM), Zona 30 N.

El primer paso en el procesamiento de las nubes de puntos LiDAR es la eliminación de los retornos clasificados como ruido, así como de aquellos retornos clasificados como solape, en los que se hayan observado desplazamientos en la vertical (z) o en la horizontal (x, y).

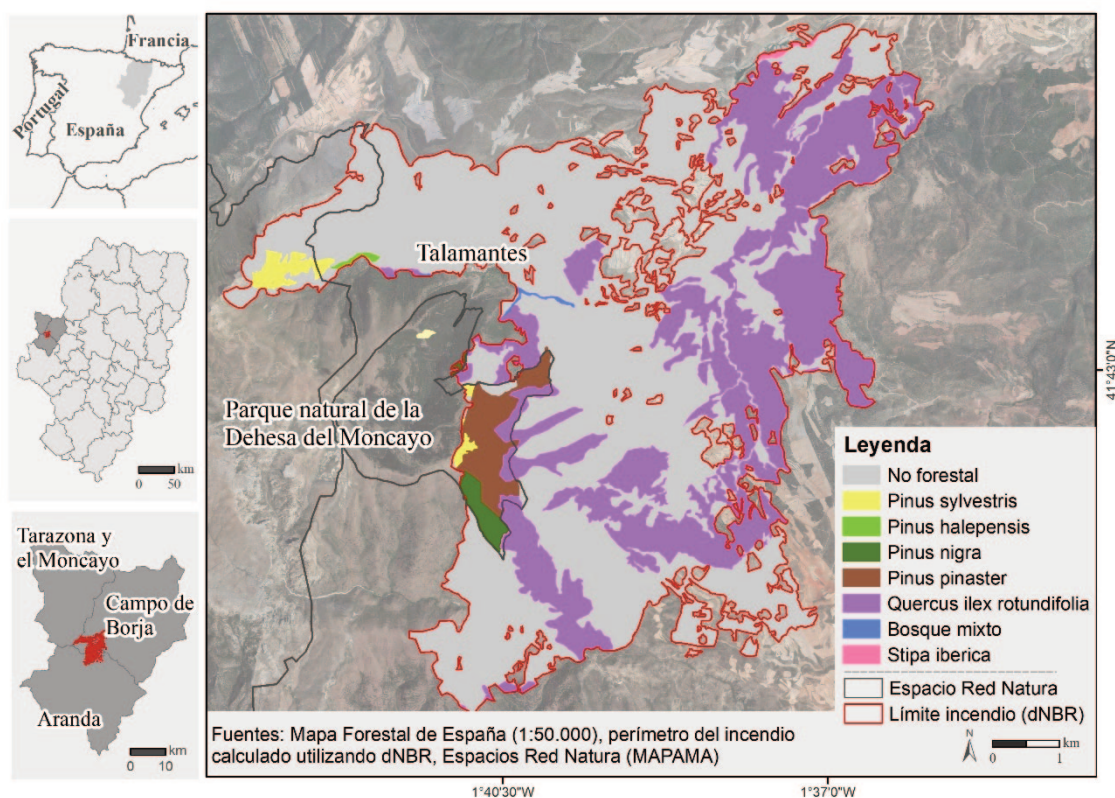


Figura 1. Localización del área de estudio. Ortofoto de alta resolución del PNOA empleada como fondo.

Figure 1. Study area. High resolution ortophoto from the PNOA is used as backdrop.

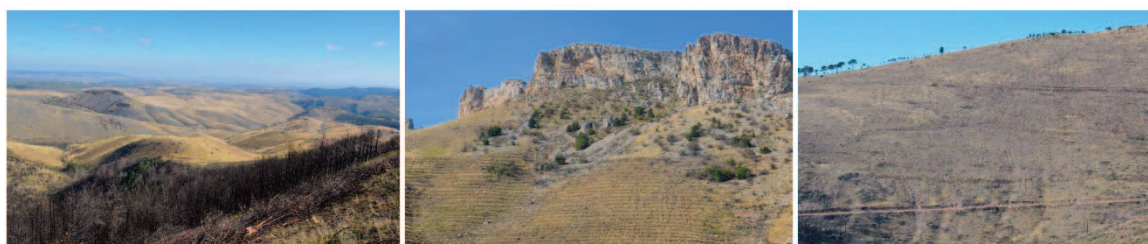


Figura 2. Imágenes de la extracción de madera post-incendio.

Figure 2. Post-fire images from timber extraction.

Este primer procesado es similar para ambas coberturas de 2011 y 2016. Los 49 archivos de la primera cobertura (año 2011) que cubren el área incendiada se filtraron utilizando el algoritmo de clasificación de curvatura multiescala (Evans y Hudak 2007) de acuerdo con Montealegre et al. (2015a), implementado en la línea de comando MCC 2.1. Tras ello, se generó un modelo digital de elevaciones (MDE) a 1 m de resolución utilizando el interpolador TIN a ráster (Renslow 2013), siguiendo las recomendaciones de Montealegre et al. (2015b). El MDE generado con los datos de la primera cobertura se utilizó para la normalización de las alturas de la nube de puntos de ambos vuelos de 2011 y 2016. Se decidió no generar un MDE diferente para la normalización de la nube de puntos de 2016, ya que no se habían producido cambios topográficos entre ambas coberturas y el hecho de que el vuelo de 2011 se realizó durante el periodo no vegetativo incrementa la probabilidad de que los retornos LiDAR alcancen el suelo, incrementando así la precisión del MDE.

Posteriormente se generaron un conjunto de métricas, para ambas coberturas, derivadas de la nube de puntos LiDAR, comúnmente utilizadas en el ámbito forestal (McGaughey 2014), relacionadas con la distribución de la altura (MA), la variabilidad de las alturas (MVA) y la densidad del dosel forestal (MD), así como tres métricas relacionadas con la diversidad estructural (ID). Las métricas se generaron con una resolución de píxel de 10 m y se aplicó un umbral de 0,2 m de altura para su cálculo, con objeto de eliminar los retornos de suelo y considerando el error en altura de los datos LiDAR-PNOA. Las métricas de altura incluyen diferentes percentiles (P01, P05, P10, P20, P30, P40, P50, P60, P70, P75, P80, P90, P95, P99), altura mínima, máxima, media y moda (Min, Max, Media, Moda), elevación cuadrática y cúbica (Elev. cuadrática, Elev. cúbica), L momentos (L1, L2, L3) y modelo digital de superficies (MDS) calculado a partir de los retornos LiDAR con elevación máxima utilizando el software FUSION (McGaughey 2014). Las métricas de variabilidad de las alturas generadas son la desviación estándar (De), la varianza (Var), el coeficiente de variación (CV), la distancia intercuartílica (IQ), la asimetría (As) y la curtosis (Cur).

Las métricas de densidad del dosel forestal calculadas incluyen el ratio de densidad del dosel (RDD), el porcentaje de primeros retornos o todos los retornos sobre el umbral de 0,2 m., la media o la moda (e.g.: % prim ret sobre 0,2) y ratio de todos los retornos respecto al total de retornos sobre el umbral de 0,2, la media o la moda (e.g.: Todos ret sobre media Total prim). Además se calcularon tres índices de diversidad estructural: i) *Foliage Height Diversity Index* (Lesak et al. 2011; Weisberg et al. 2014) o también llamado *LiDAR height diversity index* (LHDI) (Listopad et al. 2015), que constituye una adaptación del índice de Shannon (H') (ecuación 3); ii) el índice *LiDAR height evenness index* (LHEI) propuesto por Listopad et al., (2015) como una adaptación del índice de Pielou (J') (ecuación 4); iii) el índice *Rumple* (Kane et al., 2010), que permite caracterizar la rugosidad del dosel forestal (ecuación 5).

$$LHDI = - \sum [(p_h) \times \ln(p_h)] \quad (3)$$

$$LHEI = \frac{LHDI}{\ln(p_h)} \quad (4)$$

$$Rumple = \frac{3D \text{ canopy surface model area}}{\text{ground area}} \quad (5)$$

Donde  $p$  es la proporción de retornos a intervalos regulares de 0.5 m ( $h$ ).

El cálculo de los índices LHDI y LHEI se realizó en entorno R (Gelabert et al. 2020) considerando intervalos regulares de 0.5 m de altura (Listopad et al. 2015). El índice Rumple refiere a la ratio entre el área tridimensional definida por el modelo digital de superficies (MDS) y el área del píxel. El MDS se creó utilizando un píxel de 10 m y un filtro de paso bajo de 3 x 3, considerando la densidad de puntos del LiDAR-PNOA. El área de la superficie de cada píxel

**Tabla 1.** Rangos utilizados para la clasificación de los valores del dNBR según Key y Benson (2005).

**Table 1.** dNBR severity levels according to Key y Benson (2005).

Clasificación	Abreviación	Valor dNBR
No quemado	S0	-100 a +99
Severidad baja	S1	+100 a +269
Severidad media-baja	S2	+270 a +439
Severidad media-alta	S3	+440 a +659
Severidad alta	S4	+660 a +1300

**Tabla 2.** Especificaciones técnicas de los datos LiDAR-PNOA.

**Table 2.** Technical specifications of LiDAR-PNOA data.

Características	Año 2011	Año 2016
Periodo de captura	Enero y Febrero	Septiembre a Noviembre
Sensor	Leica ALS60	Leica ALS80
Longitud de onda	1064 nm	1064 nm
Altitud media de vuelo sobre el nivel del mar	3000 m	3150 m
Frecuencia de repetición de pulso	~70 kHz	176–286 kHz
Frecuencia de escaneo	~45 kHz	28–59 Hz
Máximo ángulo de escaneo	29°	25°
Densidad de puntos nominal	0.5 puntos m <sup>-2</sup>	1 puntos m <sup>-2</sup>
Densidad media de puntos	0.6 puntos m <sup>-2</sup>	1.2 puntos m <sup>-2</sup>
Precisión de la nube de puntos (RMSEz)	≤0.2 m	0.09 m



del MDS se genera mediante la creación de triángulos que se ajustan al centroide del píxel y al centroide de los píxeles vecinos (Kane et al. 2010). Los MDSs se generaron utilizando los retornos más altos de cada rango de altura para considerar la rugosidad de la estructura forestal.

### Análisis de cambios en la estructura vertical y horizontal

Las métricas LiDAR obtenidas de la cobertura de 2011, un año previo al fuego, y la cobertura de 2016, cuatro años post-fuego, se utilizaron para calcular las diferencias en términos absolutos, con objeto de analizar los cambios en la estructura vertical de la vegetación generados por el incendio tras cuatro años. Se ha realizado un análisis gráfico comparativo para las masas forestales de pinar y encinar considerando los rangos de severidad previamente definidos.

La caracterización de la presencia de huecos, tamaño y frecuencia, en las diversas masas forestales, así como sus cambios, se realizó utilizando la información LiDAR de ambas coberturas pre y post-incendio posibilitando el análisis conjunto de la estructura vertical y horizontal. Concretamente se analizaron los cambios en huecos que afectan al conjunto de los estratos de la masa forestal, con al menos 5 m en la vertical, y, respecto a la componente horizontal, se consideraron huecos de al menos 2 m<sup>2</sup> (hueco pequeño), y hasta un máximo de 1000 m<sup>2</sup> (hueco grande), que podrían haberse generado por un incendio (Muscolo et al. 2014). El cálculo de los huecos se realizó en el entorno R mediante el paquete ForestGapR (Silva et al. 2019).

### Correlación entre índices espectrales de severidad y métricas LiDAR

Con objeto de verificar si los cambios producidos en la estructura de la vegetación estaban en relación con la severidad del incendio se evaluó la dirección y magnitud de asociación existente entre la severidad, medida mediante el índice espectral dNBR, y la diferencia absoluta entre las métricas LiDAR pre y post-incendio mediante un análisis de correlación de Spearman. Para analizar la correlación se generó un muestreo aleatorio estratificado de la zona calcinada, considerando los distintos rangos de severidad, así como el área ocupada por cada uno de los tipos de masas forestales, estableciendo un máximo de 1.000 píxeles por rango de severidad (Tabla 3).

El análisis de correlación se ha llevado a cabo para dos tipos de masas forestales: masas de *Quercus ilex rotundifolia* y masas de pinar, englobando pinares de *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* y *Pinus halepensis*. No se ha analizado la correlación para las masas forestales de bosque mixto y *Stipa ibérica* dada la escasa representatividad de éstas, así como tampoco para el resto de áreas no forestales, dado que en su mayoría se trataba de espacios cultivados.

## Resultados

### Severidad del incendio

La severidad del incendio de Calcena en términos globales fue predominantemente baja o media-baja, constituyendo el 42.32 % y el 30.38 % de la superficie quemada, respectivamente (Fig. 3). Las severidades bajas están asociadas fundamentalmente a la presencia de campos de cultivo de secano que, por la época del año, presentaban escasa carga de combustible. La severidad se incrementa en las masas forestales, localizadas fundamentalmente en los flancos oriental y occidental, así como el sur del área incendiada. Las masas de *Quercus ilex coccifera* presentaron predominantemente severidad media-baja y media-alta, representando el 35% y el 34.58% del área quemada para ese tipo de masa forestal. Valores similares de severidad media-baja y media-alta se produjeron en las zonas de pinar (32.73 y 30% del área de pinar incendiada, respectivamente). Las severidades altas y bajas presentan valores similares en las masas forestales de *Quercus ilex coccifera* y pinar, con valores en torno a 16% y 13 %, respectivamente.

### Cambios estructurales y presencia de huecos en masas forestales de pinar y encinar

Las métricas relacionadas con el tamaño del dosel muestran una disminución de la altura, algo esperado dada la tala y extracción post-incendio. En este sentido, el cambio sigue siendo mayor en zonas con severidad alta, con pérdidas superiores a los 5 m de media en áreas de pinar y en torno a 2.5 m para el caso del encinar (Fig. 4). Los percentiles intermedios muestran una reducción de la altura del estrato arbustivo. Las métricas relacionadas con la distribución de la altura del dosel forestal (MVA) muestran un descenso de los valores, por lo que existe una mayor concentración de los retornos en los estratos bajos, asociado fundamentalmente al crecimiento del estrato herbáceo y arbustivo post-incendio. Si comparamos los valores entre severidades se observa una mayor dispersión en la severidad baja que puede asociarse a que ha habido una mayor regeneración de la estructura forestal y en el caso de la severidad alta en el encinar puede deberse a la alta capacidad de rebrotar tras el incendio.

Por otro lado, las métricas asociadas a la densidad del dosel muestran una reducción para todas las categorías de severidad, y como en el caso de la altura, se incrementan con la severidad, alcanzando reducciones de hasta un 55% con severidad alta. Los menores cambios se observan en las severidades bajas con un 20% de pérdida. Los índices de diversidad estructural LHDI y LHEI muestran un descenso que indica una pérdida de diversidad de estratos en la masa forestal, si bien la pérdida en el encinar es proporcionalmente menor que en el pinar. Por su parte, los cambios en el índice Rumpel, asociado con la heterogeneidad del dosel, son menores, lo cual puede estar relacionado con la exis-

**Tabla 3.** Número de píxeles seleccionados por rango de severidad y tipo de masa forestal para el análisis de correlación. S1 a 4 hace referencia a los cuatro niveles de severidad analizados. Especie 21 es *Pinus sylvestris*, 24 *Pinus halepensis*, 25 *Pinus nigra*, 26 *Pinus pinaster*, 45 *Quercus ilex rotundifolia*, 58 Bosque mixto de subsclerófilos y esclerófilos, 258 *Stipa ibérica*.

**Table 3.** Number of selected pixels for correlation analysis considering severity level and forest type. S1 to 4 stands for the four severity levels analyzed. Species 21 is *Pinus sylvestris*, 24 *Pinus halepensis*, 25 *Pinus nigra*, 26 *Pinus pinaster*, 45 *Quercus ilex rotundifolia*, 58 Bosque mixto de subsclerófilos y esclerófilos, 258 *Stipa ibérica*.

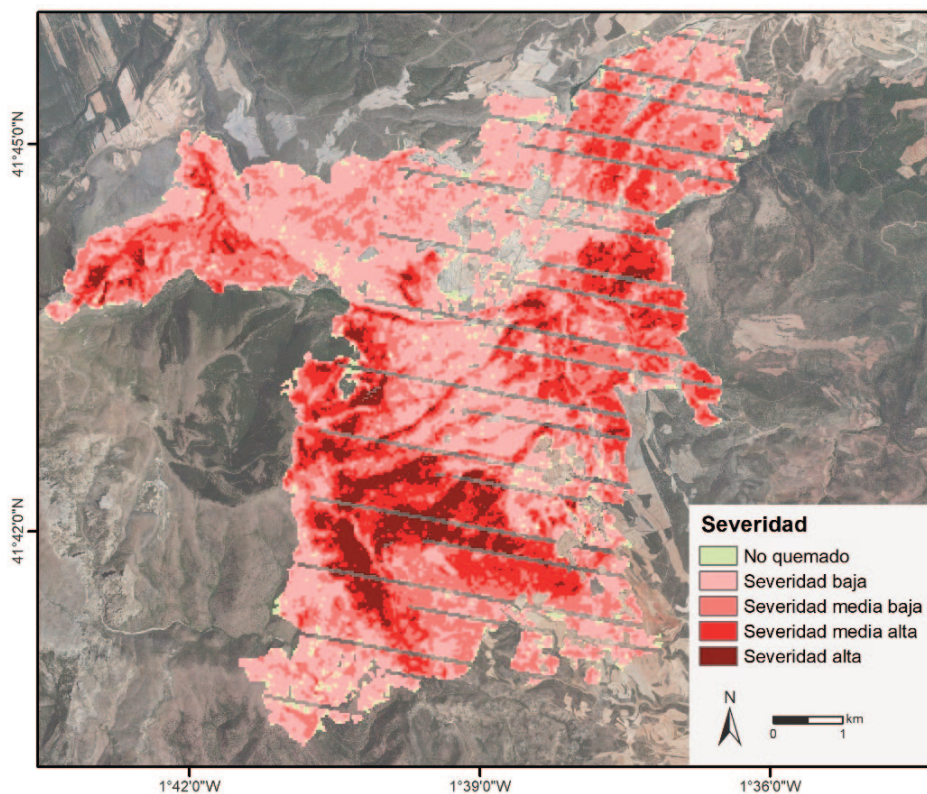
		<i>Pinus</i>				<i>Quercus</i>	Bosque mixto	<i>Stipa ibérica</i>	No forestal	Total
<b>Especie principal MFE</b>	21	24	25	26	45	58	258			
<b>S1</b>	36	13	39	65	652	4	14	54	877	
<b>S2</b>	33	8	20	58	839	2	5	35	1000	
<b>S3</b>	24	0	15	69	866	5	0	21	1000	
<b>S4</b>	38	0	8	96	841	1	0	16	1000	
<b>Total</b>	131	21	82	288	3198	12	19	126	3877	

tencia de rugosidad en los estratos herbáceo y arbustivo post-incendio generando valores similares al calcular dicho índice.

El análisis de los cambios en los huecos presentes en las masas forestales de pinar indica que el tamaño medio de los huecos se incrementa con la severidad, con valores de 0.06 ha en severidades bajas que ascienden a 0.10 ha en severidades altas (Tabla 4). En el caso de las masas de encinar se observa la misma tendencia, si bien, el cambio es menor que en el pinar con un incremento de 0.04 ha para severidades media altas y altas. La situación pre-incendio difiere entre ambas masas forestales con mayor presencia de huecos en masas de encinar, caracterizadas generalmente por un patrón más disperso y menor fracción de caída cubierta que las masas de pinar.

El incremento del tamaño medio de los huecos se traduce en una disminución del número total de huecos, con reducciones de entre

un 24% en severidad baja y un 68% con severidad alta en el caso del pinar. En el caso del encinar hay una reducción de entre el 23% y el 52% para severidades moderada baja y alta, respectivamente. Por el contrario, encontramos un incremento del número de huecos en el encinar con severidad baja que va asociado a la reducción del tamaño medio de huecos, lo cual puede asociarse al cubrimiento parcial del estrato herbáceo y arbustivo post-incendio. Las alturas medias presentes en los huecos también se han reducido, especialmente en las masas de pinar con reducciones de hasta 3.18 m en severidad alta, y en menor medida en las masas de encinar con un descenso en altura de 1.12 m con alta severidad. La Figura 5 muestra la distribución de las frecuencias de huecos en relación al área de los mismos, pudiéndose observar una reducción en el número de huecos de menor tamaño, especialmente en severidades media altas y altas, y un incremento del número de huecos de en torno a 0.25 ha en el caso del pinar y 0.2 en el caso del encinar.



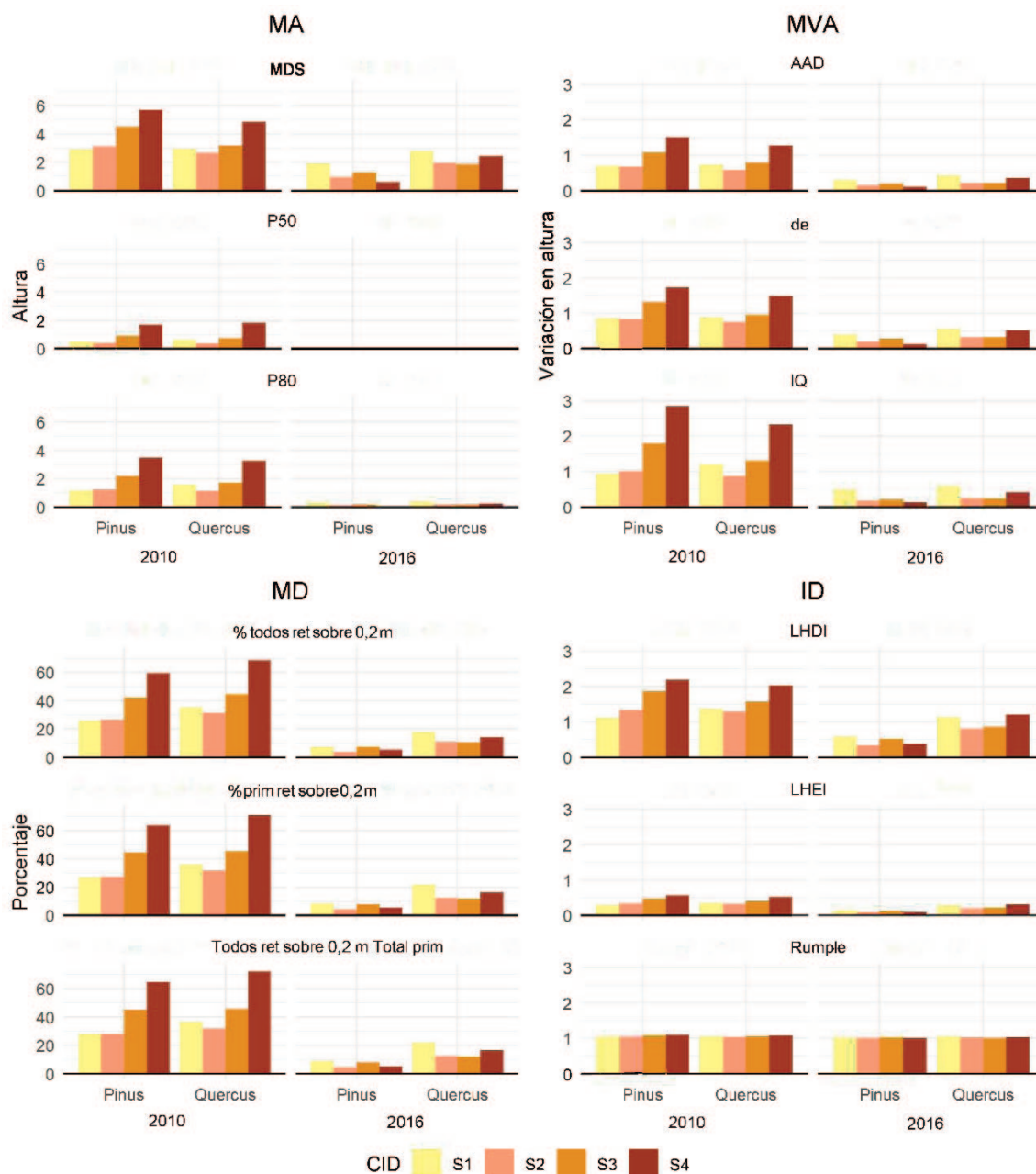
**Figura 3.** Niveles de severidad según el índice dNBR en el incendio de Calcena. Las bandas sin dato se deben a errores en el sensor Landsat 7 ETM+. Ortofoto de alta resolución del PNOA empleada como fondo.

**Figure 3.** Fire severity classes according to dNBR index in Calcena wildfire. No data strips are related with Landsat 7 ETM+ sensor capture errors. High resolution orthophoto from the PNOA is used as backdrop.

**Tabla 4.** Características de los huecos existentes en masas forestales de pinar y encinar en 2011 y 2016. NH es número de huecos, AMH es la altura media de los huecos según el MDS, TMH es tamaño medio de hueco expresado en hectáreas.

**Table 4.** Gap characteristics in *Pinus* and *Quercus* forests for 2011 and 2016. NH is gap number, AMH average height of gaps derived from MDS, TMH is average gap size (ha).

	Severidad	2010			2016		
		NH	AMH	TMH	NH	AMH	TMH
<b><i>Pinus</i></b>	S1	49	2.14	0.10	37	0.95	0.16
	S2	80	2.82	0.12	45	1.44	0.17
	S3	134	3.40	0.09	44	1.05	0.16
	S4	90	4.01	0.08	28	0.83	0.18
<b><i>Quercus ilex rotundifolia</i></b>	S1	492	2.85	0.13	520	2.45	0.12
	S2	626	3.12	0.13	482	2.25	0.15
	S3	535	3.39	0.13	349	2.29	0.17
	S4	424	3.93	0.09	203	2.81	0.13



**Figura 4.** Cambios en las métricas LiDAR (ver Procesado de datos LiDAR y generación de métricas multi-temporales para una descripción de las métricas) con mayor correlación entre la situación pre- y post-incendio para las masas forestales de pinar y encinar.

**Figure 4.** Changes in LiDAR metrics (see Procesado de datos LiDAR y generación de métricas multi-temporales for metric description) with high correlation between pre and postfire for Pinus and Quercus forests.

### Efecto de la severidad en el cambio de la vegetación

El análisis de correlación con respecto a las variables referidas pre y post-incendio muestra que existe una asociación generalmente mayor entre el índice espectral (dNBR) y las métricas MA, MVA e ID LiDAR en las masas de pinar que en las de *Quercus ilex rotundifolia* (Fig. 6).

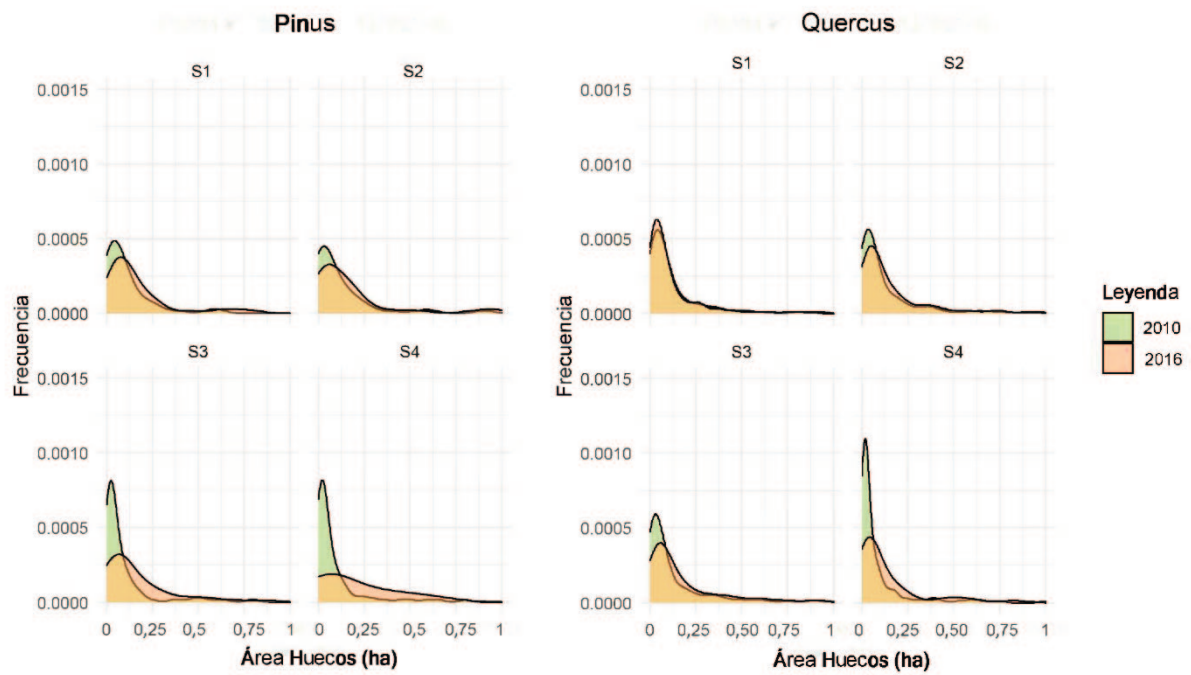
Las variables asociadas a la densidad del dosel forestal (MD) presentaron las correlaciones más elevadas en el caso de las masas de *Quercus ilex rotundifolia*, siendo la ratio de todos los retornos sobre 0.2 m sobre el total de primeros retornos y el porcentaje de primeros retornos sobre 0.2 m las que obtuvieron mayor correlación, ambas con un valor de 0.63. Las métricas vinculadas a la altura del dosel forestal (MA) y métricas asociadas a la variabilidad del dosel forestal (MVA) presentaron correlaciones menores, siendo la diferencia en el MDS y la desviación estándar las mayores de cada clase con valores de 0.51 y 0.49, respectivamente. Por su parte los índices de diversidad estructural presentaron valores de correlación en torno a 0.36.

En el caso de las masas de pinar las mayores correlaciones están asociadas con métricas de variabilidad de la altura y altura del dosel, como son la distancia intercuartílica y el MDS con valores de 0.60 y 0.59, respectivamente. Las variables de densidad forestal (MD) e índices de diversidad estructural (ID) mostraron valores algo inferiores, de 0.56, para el caso concreto del porcentaje de primeros retornos sobre 0.2 m o 0.53 para el Rumple, aunque superiores que para el caso del pinar.

### Discusión

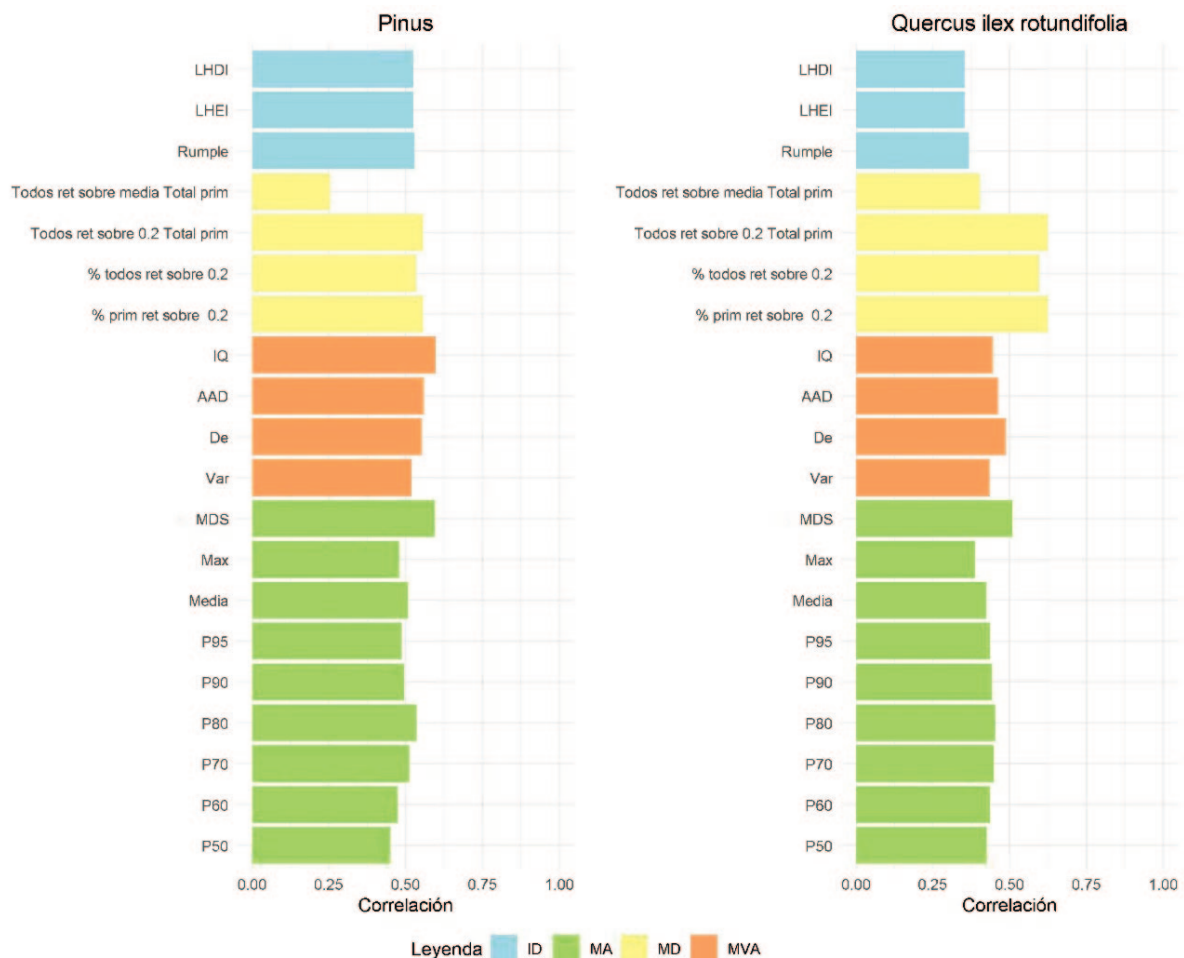
La caracterización de los cambios estructurales y la presencia de huecos generados por un incendio forestal con intervención post-incendio constituye una información relevante para la evaluación de los tratamientos silvícolas por parte de los gestores forestales, así como para ayudar a comprender los efectos ecológicos del fuego y los cambios en el paisaje en las masas forestales afectadas. Nuestro estudio muestra cómo la utilización de datos LiDAR-PNOA de baja densidad posibilita medir los efectos post-incendio,





**Figura 5.** Distribución de la frecuencia de huecos en función de su área para las masas forestales de *Pinus* y *Quercus ilex rotundifolia* por rango de severidad y año (pre- y post-incendio). S1 es severidad baja, S2 severidad media-baja, S3 severidad media-alta, S4 severidad alta.

**Figure 5.** Gap frequency distribution according to area for *Pinus* and *Quercus ilex rotundifolia* forests for each severity class and year (pre and post-fire). S1 stands for low severity, S2 moderate low severity, S3 moderate high severity, S4 high severity.



**Figura 6.** Selección de los coeficientes de correlación de Spearman ( $\rho$ ) mayores de 0.45 entre la severidad (dnBR) y las variables LiDAR para las masas de *Pinus* y *Quercus ilex rotundifolia*.

**Figure 6.** Selection of Spearman ( $\rho$ ) coefficients higher than 0.45 between fire severity and LiDAR metrics for *Pinus* and *Quercus ilex rotundifolia* forests.



y mejorar así la caracterización que se puede realizar con imágenes de satélite multiespectral (McCarley et al. 2017), corroborando la primera hipótesis de partida. Esta información puede ser validada y complementar la realización de parcelas de campo que proporcionan información puntual, y cuya localización aleatoria en un espacio forestal afectado por incendio suele ser complicada, especialmente en terrenos de orografía compleja (Key y Benson, 2005).

Los resultados de las correlaciones obtenidas en este estudio, con mayores valores en métricas de densidad para el caso de las masas de *Quercus ilex rotundifolia*, concuerdan con los obtenidos por McCarley et al. (2017), quienes también determinaron que los percentiles medio-altos mostraban buena correlación en especies de *Pinus*, *Tsuga* y *Abies* en Oregón (Estados Unidos), como en el caso de las masas de pinar analizadas. Los cambios en la altura y densidad del dosel mostraron sus mayores pérdidas en zonas de mayor severidad, y dado que se realizaron los mismos tratamientos de corta y extracción en las masas de pinar con independencia de la severidad, los resultados indican que las severidades más altas se pueden asociar a masas forestales con mayor porte, densidad y carga de combustible pre-incendio, así como con áreas en las que la regeneración posterior ha sido menor, lo que confirma nuestra segunda hipótesis de partida. En el caso del encinar se observa que las áreas con severidad alta presentaban la mayor altura y densidad pre-incendio, lo que puede indicar que, las características de la vegetación pre-incendio influyen en la regeneración posterior (Rodrigues et al. 2014). Los índices estructurales post-incendio mostraron valores bajos, similares a los obtenidos por Gelabert et al. (2020) en masas de *Pinus halepensis* de la depresión del Ebro afectadas por incendios recientes, indicando la pérdida de estratos tras el incendio y tratamientos silvícolas asociados. El recubrimiento se reduce conforme ascendemos de estrato y con ello la biodiversidad estructural de las masas, lo que evidencia el todavía inconcluso proceso de reconstrucción y el menor grado de evolución de las formaciones post-incendio (Ibarra y Pérez-Cabello 2003). En este sentido, la ausencia del estrato arbóreo y de troncos de los árboles, ya sean vivos o muertos, produce afecciones negativas en insectos y aves que excavan o anidan en cavidades (Mazza 2007). La presencia de huecos más grandes incrementa la cantidad de radiación solar que llega y la temperatura del suelo (Schliemann y Bockheim 2011), lo que propicia durante los primeros años tras el incendio una mayor diversidad florística y faunística (Trabaud 1998; Haggard y Gaines 2001) que se irá reduciendo posteriormente tras el aumento del dosel arbóreo. La presencia de huecos de diverso tamaño es uno de los mecanismos más relevantes para mantener la diversidad de especies (Muscolo et al. 2014), en este sentido, los resultados denotan que pese al descenso de huecos de tamaño pequeño estos no han desaparecido por completo, si bien se aglutinan en estratos fundamentalmente herbáceos y arbustivos. El análisis de la estructura y presencia de huecos a corto plazo tras el incendio indica cómo en el proceso de autosucesión (Rodrigo et al. 2005) ciertas características de las masas forestales favorecen a determinadas comunidades (p.ej.: herbáceas y arbustivas) mientras que modifican los hábitats de especies asociadas a estratos arbóreos, como insectos y avifauna asociada. El análisis denota que la regeneración post-incendio está siendo óptima, si bien más favorable para masas de *Quercus* tras cuatro años del incendio lo que puede estar asociado a su mejor capacidad de regeneración post-incendio a corto plazo, y se prevé que será necesarias más de dos décadas tras el incendio para que las masas forestales adquieran unas características estructurales similares, de acuerdo con estudios previos en el ámbito mediterráneo y el valle del Ebro (Rodrigues et al. 2014; Gelabert et al. 2020). Futuros análisis similares al mostrado aquí, pero en incendios que no presenten una intervención silvícola post-fuego, permitirán desvelar el efecto del tratamiento en la regeneración post-incendio en la estructura a corto y largo plazo. Además, el análisis del efecto de variables ambientales, como el caso de la pendiente, orientación, características climáticas, y la caracterización de las especies por subclases de estrategia reproductiva (especies germinadoras buenas o malas) podrán ayudar a explicar la regeneración post-fuego. La clara

apuesta por parte del PNOA de continuar realizando los vuelos LIDAR permite atisbar que estos análisis se puedan llevar a cabo en el futuro, así como que se pueda analizar la utilización de sensores radar o información tridimensional derivada de vuelos con dron para mejorar la caracterización de cambios generados por un incendio en la estructura forestal a medio y largo plazo.

## Conclusiones

La caracterización de la estructura y la presencia de huecos mediante datos LIDAR-PNOA multi-temporales de baja densidad ha proporcionado información muy relevante para analizar los cambios producidos por el incendio en masas de pinar y encinar mediterráneos en nuestra área de estudio. El incendio analizado ha generado una disminución de la altura, de la densidad del dosel forestal, así como una reducción de la variabilidad de las alturas y de la diversidad estructural, asociada a la presencia de un menor número de estratos. Dicha reducción se ha visto agravada con el incremento de la severidad del fuego. El incendio también ha provocado un incremento del tamaño medio de los huecos, a la par que una reducción del número de huecos pequeños. La severidad muestra distintos “efectos” (altas correlaciones) según el tipo de masa forestal: sobre la densidad del dosel forestal en el caso de las masas de encinar, y sobre variables de altura y variabilidad de la altura en el caso de las masas de pinar. A su vez, toda esta información obtenida y derivada a partir de sensores remotos proporciona un soporte riguroso para realizar un seguimiento y evaluar los tratamientos silvícolas post-incendio por parte de los gestores forestales, mejorando la comprensión de los efectos ecológicos de los incendios en ecosistemas mediterráneos. Así mismo, puede ayudar a determinar áreas en las que haya que realizar actuaciones concretas para garantizar una gestión sostenible.

## Contribuciones de los autores

Darío Domingo: conceptualización, metodología, análisis formal y redacción – borrador original. María Teresa Lamelas: conceptualización, metodología, análisis formal y redacción – revisión y edición. María B García: conceptualización y redacción – revisión y edición.

## Referencias

- Ackers, S.H., Davis, R.J., Olsen, K.A., Dugger, K.M. 2015. The evolution of mapping habitat for northern spotted owls (*Strix occidentalis caurina*): A comparison of photo-interpreted, Landsat-based, and lidar-based habitat maps. *Remote Sensing of Environment* 156: 361-373.
- Asner, G.P., Kellner, J.R., Kennedy-Bowdoin, T., Knapp, D.E., Anderson, C., Martin, R.E. 2013. Forest Canopy Gap Distributions in the Southern Peruvian Amazon. *PLoS ONE* 8: e60875.
- Baeza, M.J., Roy, J. 2008. Germination of an obligate seeder (*Ulex parviflorus*) and consequences for wildfire management. *Forest Ecology and Management* 256: 685-693.
- Bolton, D.K., Coops, N.C., Wulder, M.A. 2015. Characterizing residual structure and forest recovery following high-severity fire in the western boreal of Canada using Landsat time-series and airborne lidar data. *Remote Sensing of Environment* 163: 48-60.
- Castro, J., Navarro, R., Guzmán, J.R., Zamora, R., Bautista, S. 2009. ¿Es Conveniente Retirar La Madera Quemada Tras Un Incendio Forestal? *Quercus* 281: 34-41.
- Cochrane, M.A., Schulze, M.D. 1999. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. *Biotropica* 31: 2-16.
- Crespo Junquera, J., Palú Aramburu, F. 2013. Restauración medioambiental del incendio de Calcena. *Surcos al natural* 4:28-28. ISSN-e 2255-1530,
- Domingo, D., Alonso, R., Lamelas, M.T., Montealegre, A.L., Rodríguez, F., de la Riva, J. 2019. Temporal transferability of pine forest attributes modeling using low-density airborne laser scanning data. *Remote Sensing* 11(3): 261.
- Donato, D.C., Fontaine, J.B., Campbell, J.L., Robinson, W.D., Kauffman, J.B., Law, B.E. 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311: 352.

- Evans, J.S., Hudak, A.T. 2007. A Multiscale Curvature Algorithm for Classifying Discrete Return LiDAR in Forested Environments. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 45: 1029-1038.
- Fekety, P.A., Falkowski, M.J., Hudak, A.T. 2015. Temporal transferability of LiDAR-based imputation of forest inventory attributes. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 422-435.
- Gelabert, P.J., Montealegre, A.L., Lamelas, M.T., Domingo, D. 2020. Forest structural diversity characterization in Mediterranean landscapes affected by fires using Airborne Laser Scanning data. *GIScience and Remote Sensing* 57: 497-509.
- Haggard, M., Gaines, W. 2001. Effects of stand-replacement fire and salvage logging on a cavity-nesting bird community in Eastern Cascades, Washington. *Northwest Science* 75: 387-396.
- Ibarra, P., Pérez-Cabello, F. 2003. Las formaciones vegetales colonizadoras de los espacios quemados pre pirenaicos. *Cuadernos de investigación geográfica* 29: 35-50.
- Instituto Geológico y Minero de España. 2021. Disponible en: <http://www.igme.es/>
- Jiménez-Ruano, A., Rodrigues Mimbreno, M., de la Riva Fernández, J. 2017. Exploring spatial-temporal dynamics of fire regime features in mainland Spain. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 17: 1697-1711.
- Kane, V.R., Bakker, J.D., McGaughey, R.J., Lutz, J.A., Gersonde, R.F., Franklin, J.F. 2010. Examining conifer canopy structural complexity across forest ages and elevations with LiDAR data. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 774-787.
- Key, C.H., Benson, N. 2005. Landscape Assessment: Ground Measure of Severity, the Composite Burn Index; and remote sensing of severity, the normalized burn ratio. En: Lutes, D.C., Keane, R.E., Caratti, J.F., Key, C.H., Benson, N.C., Gangi, L.J. (eds.) *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*, General Technical Report RMRS-GTR-164. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Ogden, EE.UU. Disponible en: [https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_gtr164.pdf](https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr164.pdf)
- Kimmins, J.P. 1997. Biodiversity and its relationship to ecosystem health and integrity. *Forestry Chronicle* 73: 229-232.
- Lesak, A.A., Radeloff, V.C., Hawbaker, T.J., Pidgeon, A.M., Gobakken, T., Contrucci, K. 2011. Modeling forest songbird species richness using LiDAR-derived measures of forest structure. *Remote Sensing of Environment* 115: 2823-2835.
- Lindenmayer, D. B., & Noss, R. F. (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 20(4), 949–958. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x>
- Listopad, C.M.C.S., Masters, R.E., Drake, J., Weishampel, J., Branquinho, C. 2015. Structural diversity indices based on airborne LiDAR as ecological indicators for managing highly dynamic landscapes. *Ecological Indicators* 57: 268-279.
- MAGRAMA. 2016. Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50). Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx>
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). Estadísticas de Incendios Forestales. Disponible en: [https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendios\\_default.aspx](https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendios_default.aspx)
- Mazza, R. 2007. *Managing forest after fire*. United States Department of Agriculture. Pacific Northwest Research Station. Portland, EE.UU.
- McCarley, T.R., Kolden, C.A., Vaillant, N.M., Hudak, A.T., Smith, A.M.S., Wing, B.M., Kellogg, B.S., Kreitzer, J. 2017. Multi-temporal LiDAR and Landsat quantification of fire-induced changes to forest structure. *Remote Sensing of Environment* 191: 419-432.
- McGaughey, R.J. 2014. *FUSION/LDV: Software for LiDAR data analysis and visualization*. March 2014—FUSION, version 3.42. United States Department of Agriculture, Forest Service Pacific Northwest Research Station. Portland, EE.UU.
- Montealegre, A.L., Lamelas, M.T., de la Riva, J. 2015a. A Comparison of Open-Source LiDAR Filtering Algorithms in a Mediterranean Forest Environment. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8: 4072-4085.
- Montealegre, A., Lamelas, M., Riva, J. 2015b. Interpolation Routines Assessment in ALS-Derived Digital Elevation Models for Forestry Applications. *Remote Sensing* 7: 8631-8654.
- Musco, A., Bagnato, S., Sidari, M., Mercurio, R. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research* 25: 725-736.
- Ninyerola, M., Pons, X., Roure, J.M. 2005. *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra. Disponible en: [http://opengis.uab.es/wms/iberia/en\\_index.htm](http://opengis.uab.es/wms/iberia/en_index.htm)
- Noordermeer, L., Bollandasås, O.M., Gobakken, T., Næsset, E. 2018. Direct and indirect site index determination for Norway spruce and Scots pine using bitemporal airborne laser scanner data. *Forest Ecology and Management* 428: 104-114.
- Pausas, J. G. 2004. La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En: Vallejo, V.R., Alloza, J.A. (Eds.). *Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo*, pp. 47-64. Fundación CEAM, Valencia, España.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A., Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire* 17: 713-723.
- Peterson, D.L., Agee, J.K., Aplet, G.H., Dykstra, D.P., Graham, R.T., Lehmkuhl, J.F., Pilliod, D.S. et al. 2009. *Effects of Timber Harvest Following Wildfire in Western North America*. United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station. Portland, EE.UU.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley. Nueva York, EE.UU.
- Renslow, M. 2013. *Manual of Airborne Topographic Lidar*. The American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Bethesda, EE.UU.
- Rodrigo, A., Retana, J., Picó, F.X. 2005. Caracterización, dinámica y biodiversidad de los ecosistemas forestales. En: *Actas del IV Congreso Forestal Español. Mesa Temática 1*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Zaragoza, España. Pags: 113-165. ISBN: 84-921265-7-4.
- Rodrigues, M., Ibarra, P., Echeverría, M., Pérez-Cabello, F., Riva, J.d.I. 2014. A method for regional-scale assessment of vegetation recovery time after high-severity wildfires: Case study of Spain. *Progress in Physical Geography* 38: 556-575.
- San-Miguel-Ayanz, J., Rodrigues, M., de Oliveira, S.S., Pacheco, C.K., Moreira, F., Duguay, B., Camia, A. 2012. Land Cover Change and Fire Regime in the European Mediterranean Region. En: Moreira F., Arinoutsou M., Corona P., De las Heras J. (eds), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*, volume 24, of *Managing Forest Ecosystems*, pp. 21–43. Springer, Amsterdam, Países Bajos.
- Schliemann, S.A., Bockheim, J.G. 2011. Methods for studying treefall gaps: A review. *Forest Ecology and Management* 261: 1143-1151.
- Shannon, C. E., Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, EE.UU.
- Silva, C.A., Valbuena, R., Pinagé, E.R., Mohan, M., de Almeida, D.R.A., North Broadbent, E., Jaafar, W.S.W.M. et al. 2019. ForestGapR: An R Package for forest gap analysis from canopy height models. *Methods in Ecology and Evolution* 10: 1347-1356.
- St-Onge, B., Vepakomma, U. 2004. Assessing forest gap dynamics and growth using multi-temporal laser-scanner data. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XXXVI Par: 173-178*.
- Stoker, J.M., Harding, D., Parrish, J. 2008. The need for a national LiDAR dataset. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 74: 1066-1068.
- Trabaud, L. 1998. Recuperación y regeneración de ecosistemas mediterráneos incendiados. *Serie Geográfica* 7: 37-47.
- Vepakomma, U., Kneeshaw, D., St-Onge, B. 2010. Interactions of multiple disturbances in shaping boreal forest dynamics: a spatially explicit analysis using multi-temporal lidar data and high-resolution imagery. *Journal of Ecology* 98: 526-539.
- Vermote, E., Justice, C., Claverie, M., Franch, B. 2016. Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment* 185: 46-56
- Wang, C., Glenn, N.F. 2009. Estimation of fire severity using pre-and post-fire LiDAR data in sagebrush steppe rangelands. *International Journal of Wildland Fire* 18: 848-856.
- Weisberg, P.J., Dilts, T.E., Becker, M.E., Young, J.S., Wong-Kone, D.C., Newton, W.E., Ammon, E.M. 2014. Guild-specific responses of avian species richness to LiDAR-derived habitat heterogeneity. *Acta Oecologica* 59: 72-83.
- White, P.S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Nueva York, EE.UU.