



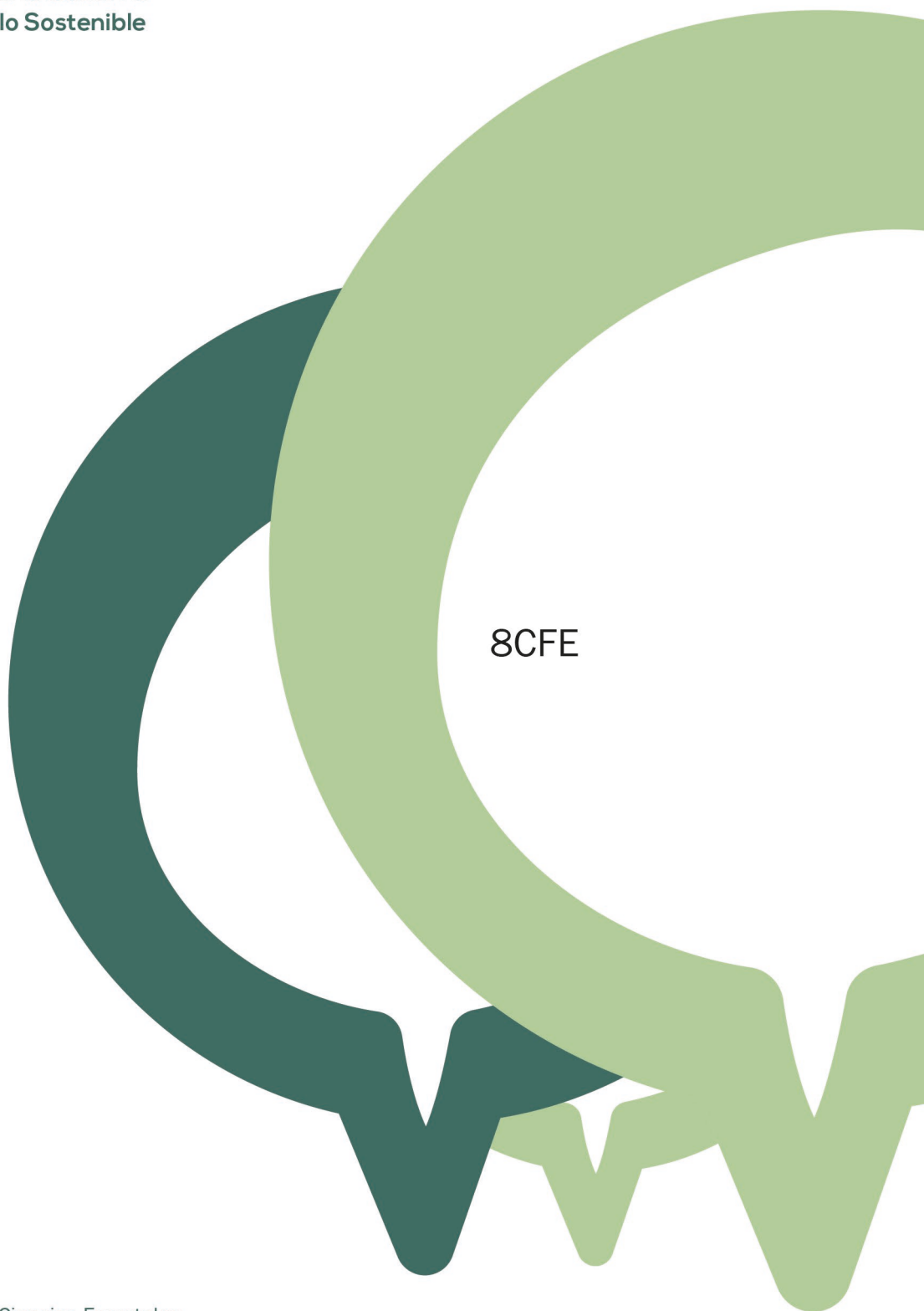
2022  
Lleida

27·1  
junio · juny  
julio · juliol

Cataluña  
Catalunya

## 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

**Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022**

**ISBN 978-84-941695-6-4**

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



## Seguimiento y evaluación de la mortalidad posterior a incendios forestales en pinares mediterráneos mediante teledetección

MAS, H.<sup>1\*</sup>, DUARTE, M.<sup>2</sup>, GARCÍA MATEOS, A.<sup>2</sup>, PEÑALVER, J.<sup>1</sup>, PÉREZ-LAORGA E.<sup>3</sup>, DEL BARRIO MARKAIDA, J. <sup>2</sup>, GARCÍA POST, J.R.<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Laboratori de Sanitat Forestal. CIEF. VAERSA-Conselleria de Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica (Generalitat Valenciana). Avda Comarques del País Valencià 114, 46930, Quart de Poblet (València).

<sup>2</sup> Grupo IGM-Zumain.

<sup>3</sup> Dirección General de Gestión del Medio Natural y de Evaluación Ambiental. Conselleria de Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica. Generalitat Valenciana. Ciutat administrativa 9 d'octubre –torre 1. C/ Castán Tobeñas, 77. 46018 València

<sup>4</sup> Dirección General de Prevención de Incendios Forestales. Conselleria de Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica. Generalitat Valenciana. Ciutat administrativa 9 d'octubre –torre 1. C/ Castán Tobeñas, 77. 46018 València

\*Autor para correspondencia: hugo.mas@gmail.com

### Resumen

Las sequías y los incendios forestales provocan una situación intermitente pero crónica de debilidad fisiológica en los pinares mediterráneos. Esto permite la puesta a disposición de insectos perforadores de una gran cantidad de material de cría, por lo que son frecuentes los estallidos poblacionales de estas especies. El uso de vehículos aéreos no tripulados (VANT) y otras tecnologías de teledetección pueden suponer mejoras en las evaluaciones de los efectos de los incendios forestales, tanto en lo referente a la eficiencia, diligencia, precisión del diagnóstico y capacidad de evaluación de grandes superficies. Un estudio piloto con el fin de valorar esta utilidad ha sido realizado en una masa forestal de *Pinus halepensis* afectada por un incendio forestal en 2016 en el Término Municipal de Artana (Castelló, España). Dos vuelos con VANT fueron realizados secuencialmente en marzo y en noviembre del año posterior al incendio sobre una parcela afectada por el mismo con el objetivo de predecir tempranamente la supervivencia de los pies parcialmente afectados por el mismo, mediante el análisis de ortofotografías multiespectrales. Los resultados permiten parametrizar la supervivencia del arbolado en función de dicho índice y suponen una optimización del proceso de toma de decisiones de gestión de plagas posterior a los incendios forestales.

### Palabras clave

Detección temprana, Dron, NDVI, *Tomicus destruens*, VANT.

### 1. Introducción

Los incendios forestales suponen un gran impacto en los ecosistemas, tanto en sus componentes físicos como en la fracción biológica, especialmente en la cubierta vegetal (BOND & KEELEY, 2005). Las especies vegetales del ámbito mediterráneo han desarrollado mecanismos de adaptación a estos sucesos (PAUSAS, 2004, 2012), pero el aumento de la incidencia de este tipo de incendios de manera artificial desestabiliza los sistemas en los que actúa y conlleva problemas ambientales (LOLRET, 2004). Dada su alta incidencia y potencial impacto, la prevención, análisis, valoración y restauración de incendios forestales es un importante campo de estudio.

En función de la severidad del fuego y de su duración, el impacto sobre la estructura del ecosistema será más o menos graves, afectando en diferente grado a la fracción abiótica y a la biota (PÉREZ & MORENO, 1998). El comportamiento de la cubierta vegetal tras un incendio depende de la

adaptación al fuego, la severidad de este y, en mayor medida, al régimen de incendios (BAUTISTA, 1999).

En el Levante ibérico son muy comunes las formaciones arbóreas de pino carrasco (*Pinus halepensis*) junto con matorrales bajos calcícolas (HERRANZ, 2000). Este taxón tiene una producción de piñas muy regular y presenta un significativo porcentaje de piñas serótinas, lo que le confiere una buena capacidad de regeneración de la especie tras los incendios siempre que la reincidencia no lo impida (BAUTISTA, 1999).

Tras un incendio forestal es necesaria una pronta actuación por parte de los técnicos para intentar minimizar los posibles impactos, tales como la erosión hídrica o la aparición de plagas, y favorecer la regeneración (HIDALGO, 2003). La cuantificación y evaluación de los daños producidos por el fuego han sido objeto de estudio para desarrollar distintos métodos que faciliten y agilicen la toma de decisiones post-incendios. En trabajos anteriores, se han elaborado modelos predictivos para la mortalidad de pinos carrascos afectados por el fuego, a partir del análisis de diferentes variables propias de los árboles quemados medidas por observación directa de los pinos (RODRIGO *et al.* 2009; BORDÓN *et al.* 2012).

Uno de los métodos más recientes es la teledetección mediante imágenes satelitales (DÍAZ-DELGADO & PONS, 1999) o bien con vehículos aéreos no tripulados (VANT) con los que se consigue cartografiar de manera rápida y eficaz grandes superficies de terreno quemado (TORRESAN, 2017), junto con la posibilidad de realizar mediciones en distintas bandas del espectro electromagnético (FERNÁNDEZ-GUISURAGA *et al.*, 2018).

La evaluación de la cubierta vegetal tras un incendio mediante índices espectrales es un campo muy trabajado por su demostrada eficacia (DELGADO & GARCÍA, 2013; QUINTANILLA & CASTRO, 1998; DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2003). Para este fin se han utilizado imágenes satelitales con resultados positivos, pero con limitaciones derivadas de la resolución espacial que ofrecen los satélites. Las imágenes obtenidas con VANT ofrecen una gran resolución que permite una evaluación con más detalle del territorio de estudio (DUANE & BROTONS, 2017).

El presente trabajo se realiza en el término municipal de Artana, situado en la Comunidad Valenciana. El 25 de Julio de 2016 se inicia un incendio que se declararía como controlado una semana después, afectando a 1500 hectáreas de superficie forestal. Uno de los daños potenciales más frecuentes en los montes de este municipio, y en general en los pinares de todo el territorio, es la colonización por escolítidos de los pies debilitados por el incendio (ORENGO & ESTRELA, 2002). Actualmente una de las medidas preventivas más relevante consiste en la corta y retirada de los pies parcialmente afectados por el fuego y potencialmente colonizables por escolítidos (CASTRO *et al.*, 2006; VALLEJO *et al.*, 2009).

## 2. Objetivos

La introducción de los VANT permite reducir tiempos en la evaluación del estado del monte post-incendio, al permitir recorrer con velocidad superficies de difícil acceso. Además, mediante imágenes multiespectrales, pueden calcularse índices de vegetación como el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada), los cuales aportan información referente al estado fisiológico del árbol, pudiendo identificar un estado vegetativo desfavorable incluso antes de mostrar signos visibles (Díaz-Delgado, 2019). Por ello el objetivo de este estudio se basa en identificar los valores frontera de NDVI, que podrían determinar la predicción de la supervivencia a partir de imágenes multiespectrales.

## 3. Metodología

### a. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el término municipal de Artana (Castellón) y comprende un total de 14 ha de pinar de *P. halepensis* afectado parcialmente por un incendio forestal y con presencia de diversos grados de severidad del mismo (Figura 1, Tabla 1). El incendio tuvo lugar el día 25 de Julio de 2016.

Tabla 1. Vértices del área de estudio.

Vértice	X	Y
1	731706.99	4421089.16
2	732226.58	4421089.20
3	732226.60	4420823.57
4	731706.93	4420823.58



Figura 1. Aspecto del área de estudio previo a la afección por el fuego.

En el año 2017 fueron realizados 2 vuelos fotogramétricos sobre la zona de estudio. Paralelamente se realizó la toma de datos en campo en 3 momentos diferentes (Tabla 1).

Tabla 1. Secuencia experimental con las principales actuaciones desarrolladas en cada momento.

Fecha	Actuación
Marzo 2017	1 <sup>er</sup> vuelo fotogramétrico. Cálculo NDVI.
Julio 2017	Selección de pies en campo (30 árboles) y selección de pies en gabinete (86 árboles).
Noviembre 2017	2 <sup>o</sup> vuelo fotogramétrico. Cálculo NDVI.
Enero 2018	Toma de datos (revisión 30 árboles en campo y revisión 86 árboles en gabinete).
Abril 2018	Selección árboles en campo para estudio del rechazo del ataque de perforadores (34 árboles)

### b. Vuelos fotogramétricos

Sobre el área de estudio se realizaron dos vuelos durante el año 2017. El primer vuelo tuvo lugar el 9 de marzo de 2017 y el último de ellos el 28 de noviembre de 2017. En ellos se utilizó la cámara multispectral Parrot Sequoia de SenseFly. Con la finalidad de calibrar las imágenes para poder comparar los resultados también en diferentes momentos temporales, se utilizan tres paneles de calibración MosaicMill de reflectancia 2%, 23% y 44%.

Para adaptar la metodología a las condiciones del terreno y al nuevo sensor utilizado, para la realización de los vuelos multispectrales, se emplearon el Microdrone cuadricóptero MD4-1000 y el octocóptero Tarot VZ de Airelectronics.

La georreferenciación de las ortofotografías se realizó durante el proceso de restitución, utilizando para ello dianas tomadas previamente en campo mediante GNSS formado por la antena Leica GS14 y la controladora Leica CS20.

Junto con las imágenes multiespectrales se tomaron también imágenes ópticas en primer vuelo de marzo, para tener una referencia RGB de mayor precisión del área de interés.

#### c. Restitución fotogramétrica

El proceso de restitución fotogramétrica de los vuelos ópticos realizados para la consecución de este estudio se llevó a cabo mediante algoritmos basados en SFM (*Structure From Motion*) y MVS (*Multiple View Stereo*) siguiendo la siguiente línea temporal: alineación de imágenes y creación de la nube densa de puntos, localización y colocación de puntos de control y puntos homólogos, construcción de geometría, construcción de textura, obtención del modelo digital de superficie y generación de la ortofotografía. Los puntos de control utilizados fueron previamente señalizados y medidos en campo mediante GNSS Leica GS14.

Para las imágenes multiespectrales se utilizó el mismo método de restitución fotogramétrica, incluyendo la calibración radiométrica de las imágenes. Para ello se colocaron los paneles de calibración en campo, en condiciones de sol directo, aplicando posteriormente la corrección en gabinete mediante el *plugin* EnsoMosaic de Qgis, diseñado para la calibración mediante los paneles MosaicMill. El resultado final es una ortofotografía multiespectral que consta de cuatro bandas espectrales: roja, verde, infrarrojo cercano y rojo límite. Operando con estas bandas pueden obtenerse, entre otros, el índice espectral NDVI.

Finalmente, tras procesar toda la información fotográfica, se dispuso de dos ortofotografías multiespectrales y una óptica. En el estudio se comparó el estado de los pies en dos momentos temporales: principios de marzo y finales de noviembre.

#### d. Toma de datos en campo y gabinete

Paralelamente a los vuelos fotogramétricos se tomaron datos en campo en 3 ocasiones durante el año 2017:

La primera toma de datos en campo tuvo lugar el 05 de julio de 2017. Se seleccionaron 30 pies de los que se tomaron datos de diámetro, presencia/ausencia de escolítidos, coordenadas y tres variables relacionadas con el tipo de afección por el fuego, dos de ellas relacionadas con la probabilidad de supervivencia tras una incendio (altura de fuste afectada por el fuego y porcentaje de copa quemada) obtenidas de BORDON et al (2012), y una variable hipotéticamente relacionada con la posibilidad de entrada de escolítidos (porcentaje del diámetro normal del fuste afectado por el fuego).

Complementariamente, en ese mismo momento, se seleccionaron en gabinete sobre la ortofoto un total de 86 árboles. Los árboles fueron seleccionados al azar sobre la zona occidental de la ortofoto (zona que registraba menos sombras y donde los cálculos eran consecuentemente más rigurosos), teniendo en cuenta que estuviesen sanos en el periodo del primer vuelo y que fuesen fácilmente localizables tanto en la ortofotografía óptica (Tabla 1).

La segunda campaña de toma de datos en campo tuvo lugar el 09 enero de 2018. En esta ocasión se revisaron los pies seleccionados en campo en julio de 2017, y se registró el estado fitosanitario de los mismos (sano, muerto o colonizado por escolítidos) (Tabla 1).

Los resultados del análisis de estos datos motivaron una tercera salida de campo, el 12 de abril de 2018, con el objetivo de identificar árboles con características especiales, en concreto,



aquellos síntomas de ataques de perforadores rechazados. En esta ocasión se seleccionaron 34 nuevos árboles (Tabla 1). Estos fueron localizados con GPS submétrico, se midieron sus diámetros y se tipificó el nivel de ataque que habían sufrido en función del número de grumos de resina (síntoma de intento de colonización de *Tomicus destruens* (Wollaston, 1864) en el árbol, como proxy de la intensidad del intento de colonización por parte del perforador (Tabla 2).

Tabla 2. Distribución de árboles en función de la intensidad del intento de colonización por parte de perforadores (clase de ataque).

Clase de ataque	Nº de Grumos	Nº pies
0	Sin ataque	1
1	0-10	10
2	11-30	15
3	>30	8

Tras disponer de las ortofotografías corregidas y georreferenciadas y de los datos de inventario realizados en campo, se digitalizaron las copas de todos los pies seleccionados en los 3 bloques de la toma de datos (30 pies seleccionados en el inventario de junio de 2017; 86 pies seleccionados en gabinete y 34 pies seleccionados en campo en abril de 2018) y se calcularon los valores de NDVI de todos ellos (Figura 2).

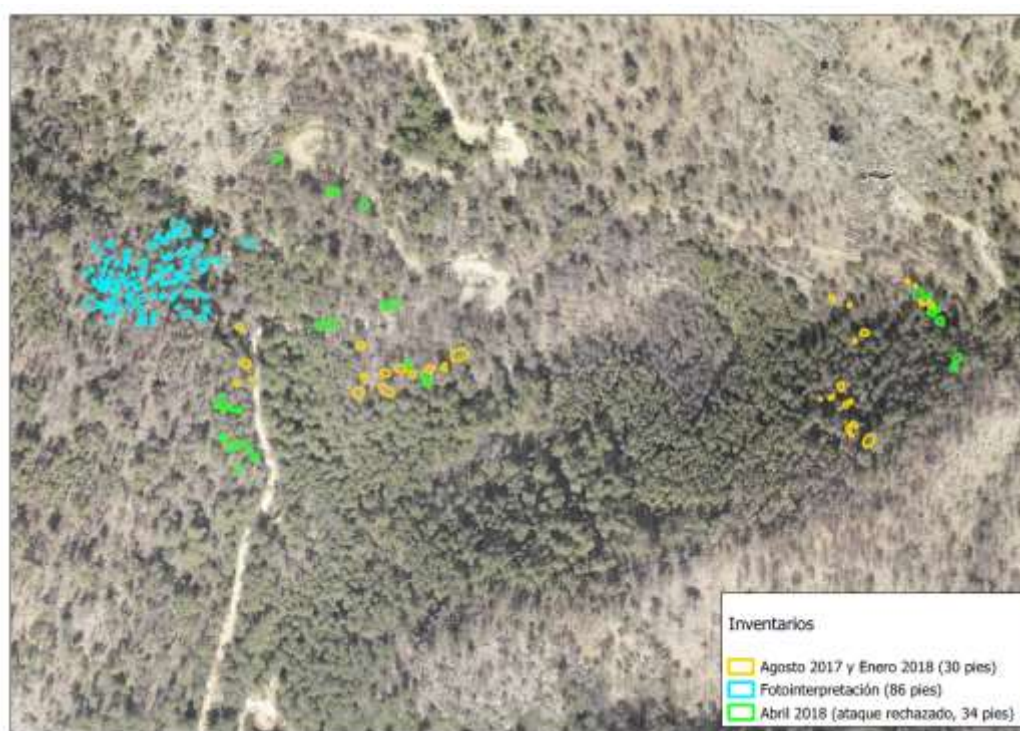


Figura 2. Árboles estudiados. Los diferentes colores indican los diferentes bloques de selección de árboles. En amarillo los pies seleccionados en campo en julio de 2017, en azul los pies seleccionados sobre la ortofoto para el cálculo de los diferentes rangos de NDVI, y en verde los árboles seleccionados en abril de 2018 con el objetivo de evaluar la respuesta frente al ataque de escolítidos.

#### 4. Resultados

Los NDVI fueron calculados para los 3 bloques de datos y para ambos periodos (vuelos de marzo y noviembre): en primer lugar, para los 86 árboles seleccionados en gabinete (Figuras 3 y 4); en segundo lugar, para los 30 árboles seleccionados en el primer inventario de campo (Tabla 4); y por último, para los 34 árboles seleccionados en la última salida de campo en abril de 2018 con el objetivo de comprobar el efecto del rechazo de la colonización de *T. destruens* sobre el vigor vegetativo (Tabla 5).

El valor de NDVI de cada árbol se calculó mediante la media de los valores de los píxeles que conforman la copa. Estos valores se extrajeron mediante la digitalización manual de cada uno de las copas sobre las ortofotografías.

Tras analizar los valores de NDVI para los 86 pies en los meses de marzo y noviembre, y observar su evolución en durante dicho periodo (ejemplo en Figuras 3 y 4), fue posible establecer tres rangos para el conjunto de valores de NDVI: Rango de Mortalidad (valor del NDVI debajo del cual todos los pies de entre los estudiados habrían muerto), Rango de Supervivencia (valor del NDVI por encima del cual todos los árboles habrían sobrevivido) y Rango de Incertidumbre (Rango de valores de NDVI para los cuales los pies en noviembre pudieron encontrarse vivos o muertos) (Tabla 3, Figura 3 y Figura 4).

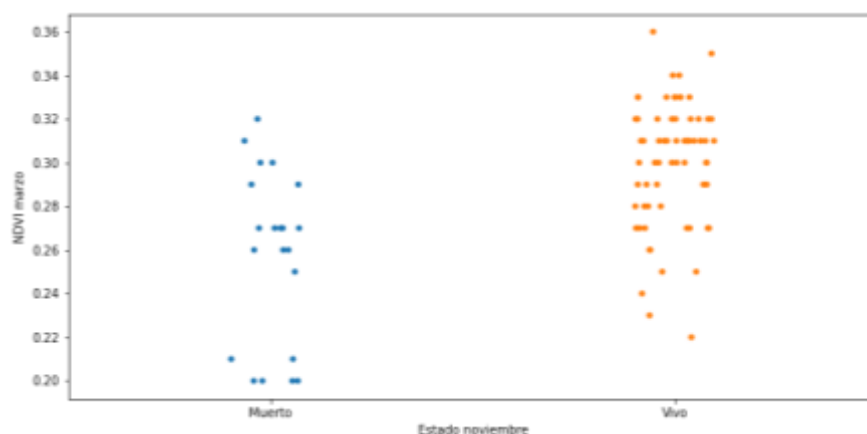


Figura 3. Distribución de los valores de NDVI de marzo los 86 árboles analizados en función de su estado fisiológico en noviembre.

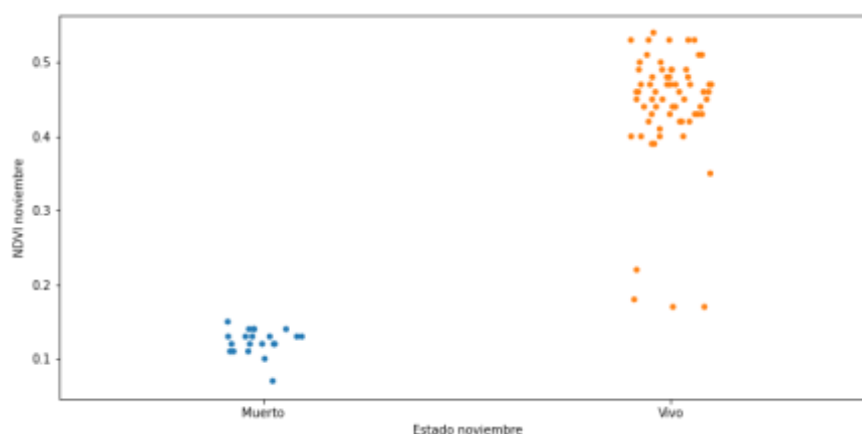


Figura 3. Distribución de los valores de NDVI de noviembre los 86 árboles analizados en función de su estado fisiológico en noviembre.

Tabla 3. Rangos de valores de NDVI.

Rango	NDVI
Mortalidad	$\leq 0,21$
Incertidumbre	0,22-0,31
Supervivencia	$\geq 0,32$

A continuación, se realizó una reclasificación de las capas raster de NDVI con los valores de corte mostrados en la Tabla 3. Como resultado se obtuvo una capa que muestra la superficie correspondiente a cada uno de los 3 rangos de valores establecidos. Puede apreciarse como el área correspondiente a la zona de incertidumbre abarca muchos más pies en marzo que en noviembre y que esta zona corresponde en general a los límites de afección del incendio. Además, se observa un gradiente desde la zona con valores del Rango de Mortalidad hasta la zona con valores en el Rango de Supervivencia, pasando por una zona con valores medios de NDVI que estarían dentro del Rango de Incertidumbre (Figuras 5 y 6).



Figura 5. Rangos de valores de NDVI para el vuelo del 09 de marzo de 2017. En color transparente se indica las zonas con valor de NDVI  $< 0,21$ ; en color amarillo las zonas con NDVI con valores entre 0,21 y 0,31; en color verde los NDVI  $> 0,31$ .



Figura 6. Rangos de valores de NDVI para el vuelo del 28 de noviembre de 2017. En color transparente se indica las zonas con valor de NDVI  $< 0,21$ ; en color amarillo las zonas con NDVI con valores entre 0,21 y 0,31; en color verde los NDVI  $> 0,31$ .



A partir de estos rangos (Tabla 3), se estudiaron los 30 árboles seleccionados en el primer muestreo de campo (julio de 2017) (Tabla 1). Se compararon sus NDVI para ambos vuelos (marzo y noviembre) y la evolución de su estado fitosanitario observada en campo (julio de 2017 y enero de 2018) (Tabla 4). Se observa que los pies sin ataque de perforadores en julio de 2017 se mantuvieron sanos (con NDVI dentro del Rango de Supervivencia) o evolucionaron positivamente (pasando sus NDVI del Rango de Incertidumbre al Rango de Supervivencia, o en valores muy cercanos al mismo). Y consecuentemente, todos ellos fueron encontrados vivos en la revisión de enero de 2018. Al contrario, todos los pies afectados por perforadores durante la revisión de julio de 2017 fueron encontrados muertos en la revisión de enero de 2018.

El análisis de la evolución de los valores de NDVI entre marzo y noviembre de los 30 árboles mostró que existe una correlación entre el valor de los NDVI y la presencia de perforadores, de manera que a valores menores de NDVI es más probable encontrar presencia de perforadores. Asimismo, todos los árboles con presencia de perforadores en julio de 2017 se encontraban dentro del Rango de Incertidumbre en marzo (excepto el árbol 14, cuyo NDVI se encontraba ya dentro el Rango de Mortalidad) (Tabla 4).

Sin embargo, aunque todos los pies con presencia de escolítidos en julio fueron encontrados muertos en enero de 2018, no todos los NDVI de estos árboles mostraron un claro descenso entre marzo y noviembre, ni tampoco valores suficientemente bajos en noviembre (al menos dentro del Rango de Incertidumbre, entre 0.21 y 0.31). De hecho, los árboles con presencia de perforadores en julio de 2017 y que habían mostrado un NDVI superior a 0.26 en marzo (es decir dentro de la mitad superior del Rango de Incertidumbre) mostraron una tendencia a que, en caso de haber sufrido un ataque de perforadores, se produjese un claro aumento del NDVI en noviembre (árboles 4, 9, 25 y 26 de Tabla 4).

Tabla 4. Valores de NDVI de los pies seleccionados en campo en junio de 2017. Por\_PNA es porcentaje del perímetro normal del fuste afectado por el fuego, Alt\_Afec es altura del fuste afectada por el fuego y Por\_CQ es porcentaje de copa quemada.

Id	Por_PNA	Alt_Afec	Por_CQ	NDVI marzo	NDVI noviembre	Perforadores Julio 2017	Revisión Enero 2018
1	100	300	80	0.21	0.18	Presencia	Muerto
2	100	180	40	0.23	0.43	Ausencia	Vivo
3	50	100	60	0.31	0.49	Ausencia	Vivo
4	60	200	95	0.29	0.35	Presencia	Muerto
5	0	0	25	0.27	0.50	Ausencia	Vivo
6	5	0	0	0.34	0.22	Ausencia	Vivo
7	0	0	90	0.33	0.42	Ausencia	Vivo
8	100	50	0	0.29	0.51	Ausencia	Vivo
9	100	100	0	0.26	0.36	Presencia	Muerto
10	0	0	0	0.33	0.59	Ausencia	Vivo
11	100	130	90	0.32	0.58	Ausencia	Vivo
12	0	0	0	0.36	0.49	Ausencia	Vivo
13	100	250	90	0.22	0.03	Presencia M	Muerto
14	100	250	90	0.19	0.10	Presencia M	Muerto
15	100	200	0	0.23	0.20	Presencia M	Muerto
16	100	190	0	0.32	0.53	Ausencia	Vivo
17	100	200	80	0.28	0.40	Ausencia	Vivo
18	100	500	50	0.24	0.28	Ausencia	Vivo
19	100	200	80	0.23	0.41	Ausencia	Vivo
20	100	300	70	0.25	0.30	Ausencia	Vivo
21	100	400	80	0.22	0.12	Presencia M	Muerto
22	100	200	70	0.32	0.47	Ausencia	Vivo
23	100	400	70	0.28	0.48	Ausencia	Vivo
24	100	400	70	0.26	0.36	Ausencia	Vivo
25	100	400	85	0.26	0.31	Presencia	Muerto

Id	Por_PNA	Alt_Afec	Por_CQ	NDVI marzo	NDVI noviembre	Perforadores Julio 2017	Revisión Enero 2018
26	100	300	60	0.31	0.37	Presencia	Muerto
27	100	600	40	0.26	0.20	Presencia	Muerto
28	100	50	0	0.34	0.25	Presencia	Muerto
29	100	150	0	0.33	0.48	Ausencia	Vivo
30	100	200	60	0.26	0.17	Presencia M	Muerto

\* La "Presencia M" corresponde a una distribución particular del ataque de perforadores exclusivamente en una cara del árbol provocado por una fuerte afección del fuego sobre el tronco pero restringida exclusivamente a una de las caras del árbol, mientras que la otra cara se mantiene sana.

Al hipotetizarse que este aumento no esperado de los NDVI en los pies 4, 9, 25 y 36 (Tabla 4) pudiera deberse a un aumento de la actividad fotosintética por parte del árbol para la movilización de sus defensas (producción de resina fundamentalmente) frente a un ataque de *T. destruens*, se decidió realizar una nueva toma de datos en abril de 2018 (finalizado el vuelo de *T. destruens*) para identificar árboles con ataques de escolítidos rechazados (se seleccionaron un total de 34 nuevos árboles, Tabla 1). El objetivo de este muestreo fue observar el comportamiento de los NDVI en esa situación, es decir, reforzar la hipótesis de que la movilización de reservas frente a un ataque de perforadores se podía traducir en un aumento momentáneo del NDVI.

Consecuentemente, se compararon los valores de NDVI de marzo y noviembre de estos nuevo 34 pies localizados en campo en el mes de abril de 2018. Pudo observarse como, en marzo, todos los pies se encontraban dentro del Rango de Incertidumbre salvo tres: dos de ellos situados en el límite del Rango de Mortalidad (R11 y R 26, Tabla 5) y el tercero (R9, Tabla 5) en el límite del Rango de Supervivencia, siendo este último el único que no sufrió ataque de escolítidos. Por el contrario, en noviembre todos los pies, salvo dos, mostraron valores de NDVI dentro del Rango de Supervivencia. De estos dos, uno se encontró en el Rango de Mortalidad y otro se mantuvo el Rango de Incertidumbre.

Los modelos aplicados para ver la relación entre las variables estudiadas (Clase Diamétrica y Grado de Ataque) con los diferentes NDVI analizados no mostraron ninguna correlación relevante.

Tabla 5. Valores de NDVI de los pies seleccionados en campo en abril de 2018 para los meses de marzo y noviembre.

ID	Clase de ataque	Clase diamétrica	NDVI marzo	NDVI noviembre	Incremento NDVI
R1	1	25	0.26	0.50	0,24
R2	1	30	0.30	0.47	0,17
R5	2	30	0.30	0.53	0,23
R6	2	25	0.25	0.48	0,23
R7	2	30	0.27	0.48	0,21
R8	2	20	0.24	0.50	0,26
R9	0	25	0.31	0.47	0,16
R10	3	20	0.21	0.17	-0,04
R11	2	35	0.20	0.37	0,17
R12	1	20	0.24	0.45	0,21
R13	3	35	0.24	0.46	0,22
R14	3	25	0.23	0.34	0,11
R15	2	35	0.25	0.45	0,2
R16	1	35	0.23	0.39	0,16
R17	1	30	0.25	0.48	0,23
R18	1	35	0.25	0.45	0,2
R19	1	15	0.25	0.41	0,16
R20	2	15	0.28	0.47	0,19
R21	1	10	0.24	0.29	0,05
R22	2	20	0.25	0.37	0,12
R23	2	25	0.29	0.45	0,16
R24	3	15	0.25	0.32	0,07

ID	Clase de ataque	Clase diamétrica	NDVI marzo	NDVI noviembre	Incremento NDVI
R25	3	25	0.24	0.34	0,1
R26	2	15	0.19	0.47	0,28
R27	1	20	0.23	0.47	0,24
R28	2	15	0.24	0.46	0,22
R29	3	20	0.24	0.49	0,25
R30	2	20	0.24	0.51	0,27
R31	2	25	0.22	0.47	0,25
R32	3	20	0.26	0.49	0,23
R33	2	25	0.25	0.45	0,2
R34	2	25	0.25	0.45	0,2

## 5. Discusión

En los pinares de la Comunitat Valenciana los incendios son recurrentes y, desde la perspectiva de la gestión de plagas, diferentes estudios han sido desarrollados en los últimos años con el objetivo de mejorar la gestión posterior a los mismos (GUILLEN-CLIMENT et al, 2020; MAS et al, 2015a; MAS et al, 2015b; BORDÓN et al. 2012.).

Este estudio supone un aporte más en este sentido, en concreto enfocado a las bases de una metodología que podría ser utilizada como un sistema de alerta temprana para la detección de árboles debilitados tras el paso de un incendio con una antelación de varios meses con respecto a la aparición de síntomas visuales. Desde la perspectiva de la gestión post-incendio, la disponibilidad de medios para realizar trabajos forestales no es continua, ni los mecanismos administrativos para disponer de ellos son ágiles, por lo que la detección temprana cobra una especial relevancia, ya que permite la utilización de dichos medios durante márgenes temporales más amplios.

Los decaimientos de los árboles provocados por daños en sus sistemas vasculares son difícilmente identificables en los primeros estadios por métodos visuales ya que el estrés fisiológico derivado del corte de flujo tarda un tiempo en manifestarse visualmente a través de la decoloración de las hojas producida por la degradación de sus pigmentos fotosintéticos (STONE Y MOHAMMED, 2017). No obstante, desde el inicio de la interrupción del flujo se empiezan a producir procesos fisiológicos como la reducción de la tasa fotosintética y de la transpiración, el cambio de las concentraciones foliares de los pigmentos fotosintéticos mencionados, o la reducción paulatina de la fluorescencia clorofílica (CARTER et al, 2001; LIU et al, 2019). Algunos de estos procesos son potencialmente detectables mediante técnicas de teledetección y pueden ser indicadores no específicos del estado fisiológico de salud de los árboles (CARTER et al, 2001).

La mayoría de los incendios en los bosques valencianos tiene lugar en los meses de verano. En esos casos, nuestros resultados muestran que es posible identificar árboles debilitados durante la primavera posterior al incendio mediante el uso de VANT equipados con cámara multiespectral y el cálculo del índice de vegetación NDVI. Asimismo, nuestros resultados parecen indicar que durante los ataques de *T. destruens* se produce un aumento considerable del NDVI en aquellos pies que están sufriendo un ataque.

En efecto, el estudio de la evolución de los índices de vegetación NDVI de árboles parcialmente afectados por el fuego en la primavera posterior al incendio, y su posterior seguimiento (tanto de los NDVI en otoño, como de su estado fitosanitario en campo en el otoño/invierno posterior) ha permitido establecer un valor de NDVI de (NDVI = 0.22) por debajo del cual los árboles no sobreviven, y un valor por encima del cual los árboles no corren riesgo de morir (NDVI = 0.31). Entre ambos valores, hay una alta incertidumbre sobre el futuro de los árboles en el que la presencia de escolítidos semiagresivos puede determinar la supervivencia o la mortalidad.

Este estudio complementa los resultados mostrados por BORDÓN et al. (2012), donde se estudió la supervivencia de los árboles parcialmente quemados y se correlacionó la probabilidad de supervivencia con diferentes variables (fundamentalmente con las diferentes características de la afección del fuego a cada uno de los pies). En este caso, nuestros resultados aportan además conocimiento sobre la influencia de los perforadores en este proceso.

Los resultados de BORDON et al (2012) y de RODRIGO et al (2009) mostraban también que, tras el paso de un incendio, una gran mortalidad de pies se produce en el otoño del año posterior al año del incendio, algo que es corroborado en términos experimentales por los gestores forestales (EDUARDO PÉREZ-LAORGA, Com. Pers.) Nuestro estudio es consistente con esos resultados, ya que una gran cantidad de árboles que no mostraban síntomas de decoloración en primavera de 2017 (momento del primer vuelo) murieron entre el otoño de 2017 y el invierno de 2018.

Los trabajos de campo desarrollados en julio de 2017 y en enero de 2018 permiten interpretar las evoluciones de marzo a noviembre de 2017 de los NDVI calculados para los diferentes árboles. Nuestros resultados muestran que los árboles con un NDVI en marzo menor de 0,22 tienen tal debilidad esa primavera que no pueden evitar la entrada de escolítidos en su corteza durante esa primavera y durante el verano, incluso cuando todos escolítidos presentes capaces de colonizar pinos en la zona de estudio en primavera y verano son secundarios. Esos árboles, durante las inspecciones de campo en julio de 2017, mostraron presencia de escarabajos cortícolas y xilófagos diferentes a *T. destruens* (en ese periodo *T. destruens* no se encuentra dentro de la corteza, sino perforando ramillos de los pinos en su fase de maduración sexual).

En efecto, todas las especies que intentan colonizar pinos en julio son menos agresivas que *T. destruens*, tienen un carácter totalmente secundario y colonizan esencialmente árboles moribundos o recién muertos. Un NDVI menor que 0.22 parece correlacionado, por tanto, con la incapacidad del árbol de salir adelante y con la consecuente colonización por parte de insectos perforadores de carácter secundarios, tanto cortícolas como xilófagos, como parte del proceso natural ecológico de degradación y descomposición de la madera. No obstante, cuando su NDVI se encuentra por encima de 0.26 (en la mitad superior del Rango de Incertidumbre), nuestros resultados parecen indicar que el árbol tiene suficiente vigor como para tratar de defenderse ante un presunto ataque de *T. destruens* en otoño, lo cual se ve reflejado en un aumento del NDVI durante el ataque (producido fundamentalmente en el pico del periodo de vuelo de este insecto, que suele darse alrededor de noviembre), aunque posteriormente la colonización sea exitosa y el árbol muera.

En este sentido, nuestros resultados parecen apoyar la hipótesis de que la presencia de escolítidos semiagresivos mediterráneos como *T. destruens* puede ser determinante en la muerte final de árboles con esa debilidad (valores de NDVI entre 0.26 y 0.31), y que, sin el concurso de estos escolítidos, los árboles podrían recuperarse. La contribución de los perforadores a la muerte del árbol sería, por tanto, decisiva.

Con todo, dentro de este rango de valores intermedios de NDVI (entre 0.21 y 0.31), la existencia de árboles que experimentaron un aumento de los valores de NDVI en otoño puede estar relacionado con que, pese a su debilidad, se produjo un aumento de la actividad fotosintética en ese momento, posiblemente inducido por la necesidad de defenderse ante un presunto ataque de *T. destruens*.

A este respecto, los NDVI calculados para los árboles seleccionados en la última toma de datos de campo en abril de 2018 son consistentes con lo mencionado en el párrafo anterior. Como se comenta en la metodología, estos árboles fueron específicamente elegidos por mostrar síntomas de haber rechazado un ataque de *T. destruens* (fundamentalmente grumos de resina y galerías maternas del escolítido abortadas por inundación de resina) y a su vez permanecer vivos la



primavera siguiente, un año después del inicio del estudio. La mayoría de estos pies mostraron un aumento considerable en el NDVI de noviembre no observado en el resto de árboles (que no tenían síntomas de rechazo de un ataque de perforadores) (Tabla 5), por lo que parece razonable pensar que, en el momento del ataque, hay un aumento de la actividad fotosintética por la necesidad de movilizar sus defensas (resinas fundamentalmente) para rechazar el ataque del perforador, lo cual queda plasmado en un aumento del NDVI de noviembre, momento más probable del ataque de *T. destruens* sobre esos árboles.

## 6. Conclusiones

En resumen, nuestros resultados muestran que mediante el análisis de un índice sencillo como el NDVI es posible pronosticar (ya durante la primavera posterior al incendio de verano) la muerte o la supervivencia de una parte del arbolado afectado por el incendio aun cuando en ese momento los árboles no muestren síntomas visuales de debilidad (decoloración).

Asimismo, se muestra que existe una correlación entre el rechazo de un ataque de *T. destruens* por parte de un árbol y el aumento (al menos momentáneamente mientras dura el ataque) de los valores de NDVI del mismo, seguramente como reflejo de la movilización de recursos para activar las defensas frente al ataque.

Nuestros resultados también sugieren que la contribución de *T. destruens* a la muerte del arbolado es decisiva en árboles que se encuentran dentro de cierta franja de debilidad (indicada en este caso por valores de NDVI mayores de 0.22 y menores de 0.31). Con valores de NDVI en primavera por debajo de 0.22, los árboles están suficientemente debilitados en primavera como para poder ser colonizados por especies de coleópteros saproxílicos totalmente secundarias con una fenología de vuelo primaveral-estival, por lo que no es esperable sobrevivan en ningún caso. Y con valores de NDVI en primavera por encima de 0.31, los árboles tienen suficiente vigor vegetativo como para sobrevivir sin problemas, incluso aunque se produzca un ataque de *T. destruens*, ya que con ese vigor vegetativo son capaces de movilizar sus recursos para rechazar el intento de colonización del escolítido.

## 7. Agradecimientos

Agradecimientos al Servicio de Prevención de Incendios Forestales, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. Generalitat Valenciana, por facilitar las imágenes que han permitido la realización de este trabajo.

## 8. Bibliografía

BAUTISTA, S. (1999). Regeneración post-incendio de un pinar (*Pinus halepensis*, Miller) en ambiente semiárido: erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo.

BOND, W. J., & KEELEY, J. E. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20(7), 388.

BORDÓN, P., PÉREZ-LAORGA, E., ESTRUCH, V.D., RODRIGO, E., (2012). Tabla de supervivencia de *Pinus halepensis* afectado por incendios forestales. *Actas II Reunión sobre Sanidad Forestal. Cuad. Soc. Cienc. For.* 36,161-165

CARTER G.A., KNAPP A.K., 2001. Leaf optical properties in higher plants: linking spectral characteristics to stress and chlorophyll concentration. *Am J Bot.* ;88:677-84.

CASTRO, J., MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., SÁNCHEZ-MIRANDA, A., & LORITE, J. (2006). Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. *Proyectos de investigación en parques nacionales*, 2009, 139-157.

DELGADO, L. D. L. M., & GARCÍA, J. L. (2013). Detección de áreas quemadas en el sureste de México, utilizando índices pre y post-incendio NBR y BAI, derivados de compuestos MODIS. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (13\_2), 66-83.

DÍAZ-DELGADO, R., & PONS, X. (1999). Seguimiento de la regeneración vegetal post-incendio mediante el empleo del NDVI. *Revista de teledetección*, 12, 73-77.

DÍAZ-DELGADO, R., LLORET, F., & PONS, X. (2003). Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), 1751-1763.

DÍAZ-DELGADO, R. and RUÍZ-RAMOS, J. (2019). La Teledetección en la Caracterización del Régimen de Incendios y de los Efectos Sobre la Vegetación. In: *Ecología de la Regeneración de Zonas Incendiadas* (García Novo, Francisco; Casal, Mercedes and Pausas, Juli G. eds.), Academia de Ciencias Sociales y del Medio Ambiente de Andalucía - ACSYMA, Sevilla, pp. 131-146.

FERNÁNDEZ-GUISURAGA, J., SANZ-ABLANEDO, E., SUÁREZ-SEOANE, S., & CALVO, L. (2018). Using unmanned aerial vehicles in postfire vegetation survey campaigns through large and heterogeneous areas: Opportunities and challenges. *Sensors*, 18(2), 586.

GUILLEN-CLIMENT, M. L., (2020) et al. Uso de imágenes hiperespectrales para la predicción del marchitamiento de *Pinus halepensis* (Mill.) en el bosque mediterráneo. *Revista de Teledetección*, no 55, p. 59-69.

HERRANZ, J. M. (2000). Aspectos botánicos y ecológicos del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). *Actas de la Reunión sobre Silvicultura del Pino carrasco*. Sociedad Española de las Ciencias Forestales, 10, 13-17.

HIDALGO, J. A. V. (2003). Regeneración del género "*Pinus*" tras incendios. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (15), 59-68.

LIU, J., CHEN, H., WANG, J., CHEN, X., YANG, Z.; LIANG, J., (2019). Photosynthetic traits and antioxidative defense responses of *Pinus yunnanensis* after joint attack by bark beetles *Tomicus yunnanensis* and *T. minor*. *Journal of Forestry Research*, 30(6), 2031-2038.

LLORET, F. (2004). Régimen de incendios y regeneración. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, 101-126.

MAS H, PÉREZ-LAORGA E, GALLEGO D (2015). Eficiencia de trampas cebadas con atrayentes cairomonales y puntos cebo en la gestión de *Tomicus destruens* Wollaston

1865. Panel presented at “III Reunión de Sanidad Forestal de la Sociedad Española de Ciencias Forestales”, Madrid, 7-8 Oct 2015.

MAS, H, PÉREZ-LAORGA, E., PASTOR, C., MELÉNDEZ, R., MARCO. M., LENCINA, J.L. y GALLEGO D.; (2015). Contribución al conocimiento de la biodiversidad de coleópteros saproxílicos ligados a los pinares de *Pinus halepensis* incendiados en la Comunitat Valenciana. Panel presented at the “I Congreso Forestal Valenciano”, 128-135 (later published, see above in “Papers & Conference Papers”).

PAUSAS, J. G. (2004). La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo, 47-64.

PAUSAS, J. G. (2012). Incendios forestales. Una visión desde la ecología. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (España).

PÉREZ, B., & MORENO, J. M. (1998). Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology*, 139(1), 91-101.

PLA, M., DUANE, A., & BROTONS, L. (2017). Potencial de las imágenes UAV como datos de verdad terreno para la clasificación de la severidad de quema de imágenes Landsat: aproximaciones a un producto útil para la gestión post incendio. *Revista de teledetección*, (49), 91-102.

QUINTANILLA, V., & CASTRO, R. (1998). Seguimiento de las cubiertas vegetales post-incendios forestales en la zona mediterránea costera de Chile.

RODRIGO, E.; BARREDA QUEROL, E.; BIEL SANCHIS, M<sup>a</sup>, .J. Y PÉREZ-LAORGA, E. (2009). Estudio de la mortalidad de árboles posterior a un incendio en una masa de *Pinus halepensis* mill. (Castellón, España). En: S.E.C.F.- Junta de Castilla-León (eds.), *Actas 5º Congreso Forestal Español 5CFE 01-516: 2- 7*. Sociedad Española de Ciencias Forestales.

SOTO, A., ORENGO, L., & ESTRELA, A. (2002). Estudio de poblaciones de insectos escolítidos (Coleóptera: Scolytidae) en las masas de *Pinus halepensis* Miller del Parque Natural del Montgó (Alicante). *Boletín de sanidad vegetal. Plagas*, 28, 445-456.

STONE, C. & MOHAMMED, C., (2017). Application of remote sensing technologies for assessing planted forests damaged by insect pests and fungal pathogens: a review. *Current Forestry Reports*, 3(2), pp.75-92.

TORRESAN, C., BERTON, A., CAROTENUTO, F., Di GENNARO, S. F., GIOLI, B., MATESE, A., & WALLACE, L. (2017). Forestry applications of UAVs in Europe: A review. *International Journal of Remote Sensing*, 38(8-10), 2427-2447.

VALLEJO, V. R., BAUTISTA, S., & ALLOZA, J. A. (2009) Restauración de montes quemados en condiciones mediterráneas. *Recursos Rurais*, (5), 55-60.