



**universidad  
de león**

**ESCUELA DE INGENIERÍA AGRARIA Y FORESTAL**

**TRABAJO FIN DE MÁSTER**

**MÁSTER UNIVERSITARIO EN GEOINFORMÁTICA PARA LA GESTIÓN DE RECURSOS  
NATURALES**

**ESTUDIO DE LA REGENERACIÓN DE LOS PINARES MEDITERRÁNEOS  
TRAS PERTURBACIONES POR INCENDIO MEDIANTE ANÁLISIS  
MULTIESPECTRAL**

**A STUDY OF THE REGENERATION OF MEDITERRANEAN PINEWOODS  
AFTER FIRE DISTURBANCE USING MULTISPECTRAL ANALYSIS**

Delia Marina Andries

Tutor: Víctor Fernández García

Co-tutor: Antonio Alfonso Fernández Manso

*Ponferrada, septiembre de 2021*

## RESUMEN

Los incendios han sido durante siglos modeladores del paisaje de la cuenca Mediterránea; existe una gran variedad de flora adaptada no solo a las condiciones climáticas semi-áridas, sino también al fuego. Estas adaptaciones están muy presentes en las especies de pinar mediterráneo *Pinus halepensis* Mill., *Pinus pinaster* Ait., y *Pinus brutia* Ten., las cuales poseen conos sellados por una resina que sólo permite la dispersión de las semillas ante temperaturas de fuego, un rasgo que en botánica recibe el nombre de *serotinia*. El estudio de la regeneración post-incendio ayuda a comprender la resiliencia de los ecosistemas y a aplicar un buen manejo forestal que ayude a la regeneración natural. Frente a los trabajos de campo, costosos en tiempo y dinero, la teledetección surge como alternativa.

El objetivo de este trabajo es estudiar la regeneración post-incendio de los pinares dominados por los tres pinos serótinicos autóctonos de la cuenca Mediterránea. Para abordar este objetivo se seleccionaron 9 incendios forestales ocurridos en 2017 en el sur de Europa (tres incendios por cada especie de pino). En cada uno de los incendios se cuantificó la recuperación de la vegetación mediante la diferencia entre 4 años después del incendio y la situación pre-incendio para diversas variables biofísicas de la vegetación (fracción de cubierta, fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida e índice de área foliar), que se obtuvieron a través de modelos de transferencia radiativa a partir de imágenes Sentinel-2. Además, se analizó la influencia de variables topográficas (pendiente, orientación, altitud), de la severidad (dNBR) y de la propia situación pre-incendio de las variables biofísicas de la vegetación sobre el grado de recuperación del pinar, a través de modelos lineales mixtos.

Los resultados muestran que cuatro años después del incendio no ha habido una regeneración completa. Se ha encontrado que la regeneración difiere de especie a especie y que la severidad influye de forma negativa, en términos generales, sobre ella: ante mayor severidad la regeneración es menor. No se han encontrado efectos significativos de la altitud sobre la recuperación vegetal, pero sí de la orientación, que tiene un efecto descrito en la literatura a través del cual vertientes nortes tienen una mejor regeneración que otras. Finalmente, cuando se ha estudiado la influencia de la situación pre-incendio sobre la regeneración se ha encontrado que valores altos se relacionan con menor regeneración.

**Palabras clave:** regeneración post-incendio, Mediterráneo, *Pinus*, Sentinel 2 MSI, modelos de transferencia radiativa, dNBR

## ABSTRACT

Wildfires have shaped the landscape of the Mediterranean basin for centuries; there is a great variety of flora adapted not only to semi-arid climatic conditions, but also to fire. These adaptations are very present in the Mediterranean pine species *Pinus halepensis* Mill., *Pinus pinaster* Ait. and *Pinus brutia* Ten., which have cones sealed by a resin that only allows seed dispersal under fire temperatures, a trait called *serotiny*. The study of post-fire regeneration can help us understand the resilience of the ecosystems and apply a good forest management to help natural regeneration. In that regard, remote sensing has emerged as an alternative to time-consuming and costly field work.

The scope of this study is to assess the post-fire regeneration of pine forests dominated by the three autochthonous serotinous pines of the Mediterranean basin. To address this objective, 9 forest fires that occurred in 2017 in southern Europe were selected (three fires for each pine species). Vegetation recovery was quantified in each fire by the difference between 4 years after the fire and the pre-fire situation for several vegetation biophysical variables (fraction of vegetation cover, fraction of absorbed photosynthetically active radiation, and leaf area index), which were obtained through radiative transfer models from Sentinel-2 images. In addition, we analyzed the influence variables on the degree of pine forest recovery of the topographic variables (slope, aspect and altitude), severity (dNBR) and the pre-fire situation of the aforementioned biophysical variables using linear mixed models.

The results show that four years after the fire there has not been a complete regeneration. We found that regeneration differs from species to species and that severity has, broadly speaking, a negative influence on regeneration: the more severe the fire, the less regeneration. No significant effects of altitude on plant recovery have been found, but there is a significant effect of aspect, which has an effect described in the literature through which northern slopes have a better regeneration than others. Finally, when the influence of the pre-fire situation on regeneration was studied, it was found that high values were related to lower regeneration.

**Keywords:** post-fire regeneration, Mediterranean Basin, *Pinus*, Sentinel 2 MSI, radiative transfer models, dNBR

# ÍNDICE

Resumen .....	I
Abstract.....	II
1. Introducción .....	1
1.1. Incendios forestales en la cuenca Mediterránea: historia y contexto actual .....	1
1.2. Los incendios en los pinares serótimos de la cuenca Mediterránea.....	2
1.3. El estudio de los efectos de los incendios y de la regeneración post-incendio .....	5
2. Objetivos.....	7
3. Material y métodos .....	8
3.1. Área de estudio.....	8
3.2. Metodología .....	10
4. Resultados.....	16
4.1. Recuperación de la situación pre-incendio .....	16
4.2. Variables que determinan la recuperación .....	19
5. Discusión .....	26
6. Conclusiones .....	29
7. Bibliografía.....	30
ANEXO 1. Script de análisis estadístico en R.....	43
ANEXO 2. Gráficas de datos brutos.....	55
ANEXO 3. Tablas resumen de los modelos.....	58
PLANOS.....	63

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Áreas de distribución de distribución de las tres especies mediterráneas de pinos serótinicos. Fuente: elaboración propia, datos de Caudullo y colaboradores (2021) para EUFORGEN. ....	2
<b>Figura 2.</b> Localización de los incendios en la cuenca Mediterránea. ....	8
<b>Figura 3.</b> Flujo de trabajo global. ....	10
<b>Figura 4.</b> Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (FCOV, FAPAR y LAI) antes del incendio y 4 años tras el incendio para la especie <i>Pinus brutia</i> . ....	16
<b>Figura 5.</b> Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (FCOV, FAPAR y LAI) antes del incendio y 4 años tras el incendio para la especie <i>Pinus halepensis</i> . ....	17
<b>Figura 6.</b> Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (FCOV, FAPAR y LAI) antes del incendio y 4 años tras el incendio para la especie <i>Pinus pinaster</i> . ....	18
<b>Figura 7.</b> Matriz de correlación de los predictores. Las celdas totalmente en blanco representan las relaciones no significativas ( $p > 0,05$ ). R corresponde al coeficiente de correlación de Pearson y $R^2$ al coeficiente de determinación. FAPAR_pre, FCOV_pre y LAI_pre son los valores pre-incendio de las variables biofísicas (fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación, fracción de cabida cubierta e índice de área foliar respectivamente). ....	19
<b>Figura 8.</b> Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (dFCOV (A), dFAPAR (B) y dLAI (C)) para cada especie. ....	21
<b>Figura 9.</b> Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) de las interacciones de las especies con diversas variables y respuesta de la recuperación En rojo, los valores mínimos del segundo término de la interacción, y en azul, los valores máximos. ....	22
<b>Figura 10.</b> Interacciones de la severidad (dNBR) con la situación de las variables biofísicas antes del incendio (A, C, E) y valores predichos de dFCOV, dFAPAR, y dLAI frente al dNBR (B, D, F, respectivamente). En rojo, los valores mínimos del segundo término de la interacción, y en azul, los valores máximos, representados con un intervalo de confianza de $\pm 95\%$ . ....	24
<b>Figura 11.</b> Predicciones para dFCOV (A, B), dFAPAR (C, D) y dLAI (E, F) ante los cambios de valores de orientación (A, C), altitud (B, D, F) o pendiente (E). La orientación está referida en grados, donde 90 el este, 180 el sur, 270 el oeste y 360 el norte. ....	25

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Características de las tres especies de pinos serótinios mediterráneos. Fuente: Akman <i>et al.</i> , 1978; Barbéro <i>et al.</i> , 1998; Fady <i>et al.</i> , 2003; Farjon, 2017.....	3
<b>Tabla 2.</b> Características de las zonas incendiadas. Fuente: elaboración propia a partir de WorldClim 2.1 (Fick y Hijmans, 2017), CHIRPS (Funk <i>et al.</i> , 2015), GLiM (Hartmann y Moosdorf, 2012), European Geological Data Infrastructure (EGDI, 2019), Mapa Forestal de España (MAGRAMA, 2013), CORINE Land Cover 2012 (EEA, 2020) y Carta do Ocupação do Suelo 2015 (DGT, 2015).....	9
<b>Tabla 3.</b> Relación de productos SRTM descargados desde <a href="https://earthexplorer.usgs.gov">https://earthexplorer.usgs.gov</a> .....	11
<b>Tabla 4.</b> Imágenes de Sentinel 2A empleadas en el análisis de severidad y variables biofísicas de las zonas incendiadas. Fuente: elaboración propia.....	12
<b>Tabla 5.</b> Información vectorial empleada en el trabajo. ....	13
<b>Tabla 6.</b> Resumen de los resultados de los modelos lineales mixtos calculados para obtener las variables que determinan la recuperación tras el fuego. $\text{partR}^2$ corresponde al $R^2$ parcial de cada predictor, Df a los grados de libertad y p es el p-valor. En negrita aquellos valores que son significativos ( $p < 0,05$ ).....	20

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Incendios forestales en la cuenca Mediterránea: historia y contexto actual

Los incendios son una parte integral de la dinámica de los ecosistemas de la cuenca Mediterránea (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). El fuego como elemento modelador del paisaje se daba en la zona desde antes de que el hombre lo controlase y comenzase a usarlo para gestionar su entorno (las llamadas “rozas”; Bodí *et al.*, 2012) y ha sido el principal configurador de la vegetación de la zona durante el Plioceno junto con el clima (Bond y Keeley, 2005; Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

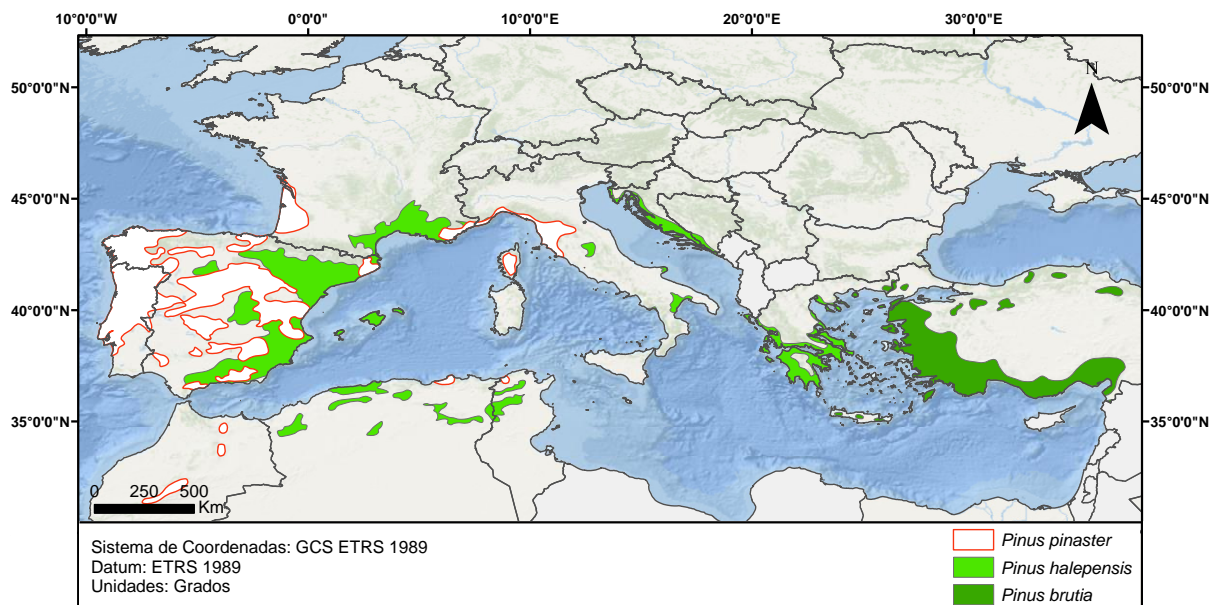
Aunque las dinámicas de incendio más antiguas sólo se pueden inferir (incendios menos frecuentes que afectaban áreas más grandes; Bodí *et al.*, 2012), sí que es posible definir que el cambio de usos de suelo y la configuración del paisaje debido a la acción antrópica han modificado el régimen de fuego de la cuenca Mediterránea. Estos cambios de usos del suelo aunados a aquellos provocados por el propio Cambio Climático (incremento de la estación de incendios; Moreno *et al.*, 2015) han causado una alteración del régimen de fuego. Este cambio parece continuar en la actualidad, y de hecho en el lapso desde enero hasta mayo de 2019, EFFIS (Sistema Europeo de Información sobre Incendios Forestales en sus siglas en inglés) registró once veces más siniestros de lo habitual para esa época del año; lo que en total eso supuso un 40% más de superficie quemada que durante todo el año 2018.

Los cambios en el paisaje y las proyecciones de cambio de clima son especialmente relevantes en España (Martín-Martín *et al.*, 2013). Numerosos autores (Molinero *et al.*, 2008; Bodí *et al.*, 2012; entre otros) señalan las décadas entre los 50 y 70 como el punto de inflexión en el cambio de régimen: el abandono rural llevó a una nueva homogeneización del paisaje, y a un aumento del combustible disponible. Sin embargo, esta no es una situación exclusiva de España, y ha sido documentada en gran parte del Mediterráneo (Arianoutsou *et al.*, 2002; WWF, 2019). No obstante, no todos los países del arco mediterráneo adolecen de lo mismo; el paisaje turco es menos propenso a grandes incendios que la parte occidental, debido a que todavía se han mantenido los usos tradicionales y el éxodo rural es un fenómeno reciente, a diferencia del resto de países que siguieron la tendencia francesa (España, Italia, Portugal y Grecia). Aquí es necesario hacer una distinción y es que el abandono rural disminuye la probabilidad de ignición, pero generalmente conlleva un incremento de la carga y continuidad del combustible, facilitándose la propagación e intensidad (energía calorífica desprendida en

el evento; DellaSala, 2018) del fuego y, dando lugar, por tanto, a incendios más peligrosos (WWF, 2019).

## 1.2. Los incendios en los pinares serótinicos de la cuenca Mediterránea

Los pinares ocupan aproximadamente el 25% del área boscosa del Mediterráneo (Richardson y Rundel, 1998), por lo cual no es de extrañar que sean sujeto de estudio, no solo por su extensión, sino también por su alta inflamabilidad y su larga historia ligada al cultivo y aprovechamiento por parte de humanos. Las especies arbóreas más extendidas en el Mediterráneo son *Pinus halepensis* Mill. y *Pinus brutia* Ten. (Barbéro *et al.*, 1998), dos taxones vicariantes muy similares ecológica y genéticamente (Biger y Liphshitz, 1991) que rara vez coexisten simultáneamente (Akman *et al.*, 1978) pero que cuando lo hacen dan lugar a híbridos naturales. Junto con *Pinus pinaster* Ait. forman parte de la subsección *Pinaster* (Gernandt *et al.*, 2005), y han sido objeto de diferentes repoblaciones a lo largo de la historia de la zona (especialmente en Italia, Francia, España y Turquía) que han influenciado su área de distribución (**Figura 1**). Existe en España un debate sobre la introducción, naturalización y expansión del género *Pinus* a través de repoblaciones las cuales son vistas como desplazantes de la vegetación original. Algo parecido ocurre con *Pinus pinaster* en Portugal (Figueiral, 1995). Estos debates surgen como respuesta a la alta inflamabilidad de varias especies de pino (*Pinus brutia* y *Pinus halepensis* especialmente (Pausas *et al.*, 2008) y *Pinus pinaster* (Trabaud, 1981)), lo cual aumenta la preocupación a nivel institucional y social.



**Figura 1.** Áreas de distribución de las tres especies mediterráneas de pinos serótinicos. Fuente: elaboración propia, datos de Caudullo y colaboradores (2021) para EUFORGEN.



Ninguna de las especies de pino de la cuenca Mediterránea posee capacidad para rebrotar (Pausas, 2008), y la regeneración post-incendio de aquellas especies de tierras bajas (*Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* y *Pinus brutia*) depende del banco de semillas (Thanos y Dousi, 2000; Pausas *et al.*, 2008), que en el dosel arbóreo se encuentra protegido en conos cuya resina exterior se derrite a temperaturas de incendio; cuando el fuego avanza a través del bosque, estos conos se abren y las semillas son dispersadas por el viento. Esta cualidad de retener los conos maduros cuya apertura retardada es mediada por las altas temperaturas generadas por el fuego se denomina **serotinia** (Keeley *et al.*, 2011; He, 2012; Hernández-Serrano *et al.*, 2013) y es común en pinos establecidos en ecosistemas propensos al fuego como lo es el Mediterráneo. El porcentaje de conos seróticos (que pueden coexistir con conos que no lo son) es diferente en cada especie, y es uno de los factores que condiciona la regeneración (Pausas *et al.*, 2008). Además, en *Pinus halepensis* se ha reportado que se pueden abrir espontáneamente a altas radiaciones (Verkaik y Espelta, 2006; Farjon, 2017) o tras épocas de sequía (Espelta *et al.* 2011).

Estas tres especies (junto con todas las de la subsección *Pinaster*) tienen como característica común conos con escamas duras (Farjon, 2017), y acículas distribuidas en fascículos de 2, o a veces 3 en el caso de *Pinus brutia* y *Pinus pinaster*. A excepción de *Pinus pinaster*, que prefiere sustratos más pobres y arenosos (pero tolera dolomías), *Pinus halepensis* y *Pinus brutia* se desarrollan en sustratos calcáreos parecidos (**Tabla 1**). Asociados a las formaciones de pinar de estas tres especies se encuentran taxones del género *Quercus* (*Q. coccifera*, *Q. suber*, *Q. ilex*), que en el caso de *Pinus halepensis* pueden invadir y desplazar el pinar ante la ausencia de fuego (Farjon, 2017), *Juniperus* o *Pistacia*.

**Tabla 1.** Características de las tres especies de pinos seróticos mediterráneos. Fuente: Akman *et al.*, 1978; Barbéro *et al.*, 1998; Fady *et al.*, 2003; Farjon, 2017

Especie	Área de distribución	Sustrato	Conos	Acículas
<i>P. halepensis</i>	Mediterráneo, desde Portugal hasta Grecia y la costa de Libia	Calizas, margas y dolomías	Pedunculados	Color verde claro, entre 5 y 10 cm de longitud, en fascículos de 2
<i>P. brutia</i>	Este del Mediterráneo; Cáucaso; Turquía; NO Irán; N Iraq	Igual que <i>Pinus halepensis</i> , pero también rocas volcánicas	Sésiles	Color verde oscuro, entre 10 y 18 cm de longitud, en fascículos de 2, a veces 3

Especie	Área de distribución	Sustrato	Conos	Acículas
<i>P. pinaster</i>	Oeste de la cuenca Mediterránea (Portugal, España, costa atlántica de Francia, Algeria)	Ácido, suelos derivados de areniscas. Tolera dolomías	Subsésiles	Robustas, hasta 25 mm, color verde amarillento, fascículos de 2, a veces 3

En España, según la última estadística de incendios forestales para el decenio 2006 - 2015, las especies más afectadas por éstos son *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*, constituyendo el 42,83% de la superficie arbolada quemada (MAPA, 2019). En Portugal la especie más afectada es el *Pinus pinaster* (Rodrigues-Lam, 2017). Liacos (2015) reporta que desde 1956 hasta 1971 el 60% de la superficie total quemada en Grecia eran formaciones de *Pinus halepensis* y *Pinus brutia*. En torno al 65% - 70% de la superficie quemada turca se encuentra en zona de *Pinus brutia* (Bilgili, 1998), siendo las áreas de la costa mediterránea donde se distribuye las más propensas a incendios (Daşdemir *et al.*, 2021).

Aun pese a ser consideradas especies con gran resiliencia post-incendio, la recuperación de la población puede fallar si la ventana entre incendios no permite que el banco de semillas se regenere (Kazanis y Arianoutsou, 2004; Fernández-García *et al.*, 2019). En el caso de *Pinus halepensis*, por ejemplo, esta ventana óptima se considera que es de 10 a 20 años (Pausas *et al.*, 2008). Por tanto, la alteración del régimen de fuego, que podría dar lugar a incendios más frecuentes (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012), reduce la capacidad de regeneración de estos pinos; de hecho, la edad media a la que un pinar español se quema está por debajo de los 25 años (Moreno *et al.*, 1998). Por lo tanto, el efecto del periodo libre de incendios o de la frecuencia de incendios sobre la recuperación de los pinos mediterráneos ha sido objeto de numerosos estudios (Pausas *et al.*, 2004; Rodríguez-García *et al.*, 2011; Calama *et al.*, 2017) y es bien conocida. Sin embargo, existen otros factores como la severidad, la topografía o las propias condiciones pre-incendio de la vegetación, que podrían condicionar la capacidad de recuperación de esta después del fuego.

### **1.3. El estudio de los efectos de los incendios y de la regeneración post-incendio**

A la hora de estudiar los efectos de los incendios, los muestreos de campo se ven limitados por el tamaño de los incendios, el tiempo, la accesibilidad y por supuesto los costes económicos, por lo cual la teledetección se convierte en una herramienta fundamental para el estudio de los efectos post-fuego. La liberación de las imágenes Landsat en abierto en 2006 y el lanzamiento de Sentinel-2A y 2B en 2014 y 2015 respectivamente, así como el avance de las nuevas tecnologías, han abierto el horizonte a nuevas formas de estudiar las dinámicas post-incendio.

Los sensores más utilizados en estudios de ecología del fuego y para la gestión forestal son los de resolución moderada (por ejemplo, Landsat, SPOT, o Sentinel). La resolución de un sensor se divide en cuatro: espacial, temporal, espectral y radiométrica (Chuvienco, 2010). La resolución espacial se refiere al objeto más pequeño que se puede identificar en la imagen; se expresa en metros referidos al tamaño de píxel. La resolución temporal es el periodo de tiempo que transcurre entre dos capturas de la misma área por parte del sensor y depende de características orbitales. La resolución espectral indica los intervalos dentro del espectro electromagnético que el sensor es capaz de percibir; el ancho de las bandas permite dividir los sensores en hiperespectrales (muchas bandas muy estrechas) o de banda ancha (menos bandas y más anchas) (Chuvienco, 2010). El sensor condiciona la elección de las imágenes, debido a que existe un *trade-off* entre resolución temporal y espacial: algunos sensores con baja resolución espacial capturan imágenes a diario (Veraverbeke *et al.*, 2012). Para poder utilizar las imágenes, estas deben pasar por un pre-procesamiento previo que incluye correcciones geométricas, radiométricas, atmosféricas y en algunos casos topográficas (Chuvienco, 2010) de manera que la reflectancia sea lo más fidedigna a la real de la superficie (BOA, *Bottom-of-Atmosphere* en el caso de Sentinel). En el caso de algunos sensores de resolución moderada estas correcciones vienen ya aplicadas por parte del proveedor.

Entre los métodos para caracterizar la cantidad de vegetación en un momento dado, y que cuando se aplican de manera multitemporal sirven para estudiar dinámicas de regeneración, se encuentran aquellos basados en índices de vegetación como NDVI (*normalized difference vegetation index*; p. ej. Ireland y Petroupoulos, 2015) o SAVI (*soil-adjusted vegetation index*; Clemente *et al.*, 2009), modelos de desmezclado de píxeles (*spectral unmixing*; Fernandez-Manso *et al.*, 2016) y modelos de transferencia radiativa (RTM;

Jia *et al.* 2016). Los dos primeros métodos tienen la desventaja de que necesitan ser parametrizados mediante datos de campo (Fernandez-Guisuraga *et al.*, 2021), bien creando relaciones estadísticas entre los índices de vegetación y el terreno (Chu *et al.*, 2016) o bien mediante la obtención de *endmembers* puros, de los cuales depende la precisión del desmezclado espacial (Fernandez-Guisuraga *et al.*, 2021). Por el contrario, los RTM simulan relaciones entre la reflectancia de la cubierta vegetal con variables biofísicas (como son la fracción de cabida cubierta -FCOV- o el índice de área foliar -LAI-); esta relación, en contraposición a los requerimientos de los dos anteriores métodos, hace que esta técnica no sea dependiente de la zona o ecosistema de estudio (Fernandez-Guisuraga *et al.*, 2021). Entre todos los modelos de transferencia radiativa, PROSAIL es el más utilizado (Fernandez-Guisuraga *et al.*, 2021), siendo incluso empleado por SNAP (*Sentinel Application Platform*) en su caja de herramientas para el procesado de productos Sentinel nivel 2 en conjunto con algoritmos de redes neuronales (Weiss y Baret, 2016).

En este sentido, SNAP permite calcular varias variables biofísicas, entre las cuales se encuentran el índice de área foliar (LAI), la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (FAPAR) y la fracción de cabida cubierta (FCOV). El LAI se define como la mitad del área de elementos fotosintéticamente activos por unidad horizontal de área de suelo (Weiss y Baret, 2016). Es una variable primaria del dosel que no depende, en principio, de las condiciones de observación, pero que sin embargo tiene una relación no-lineal con la reflectancia y por lo tanto su estimación a través de teledetección depende de la escala (Weiss y Baret, 2016). El valor de FAPAR, por otro lado, es extraído directamente del modelo de transferencia radiativa en el dosel. Es una variable que depende de la estructura del dosel, propiedades ópticas de los elementos de la vegetación y las condiciones de iluminación. Por último, FCOV, que representa la parte de la superficie de suelo cubierta por la proyección vertical de la cubierta vegetal (Kamenova y Dimitrov, 2021), se computa en SNAP a partir del LAI y otras variables estructurales del dosel, pero no depende de geometría o iluminación a diferencia de FAPAR; por este motivo FCOV es un buen reemplazo de los índices clásicos de vegetación para la monitorización ésta (Weiss y Baret, 2016).

La teledetección también es fundamental para evaluar la severidad de un incendio. Este término se define como el impacto que el fuego causa sobre el ecosistema (Keeley, 2009), y está estrechamente relacionado con la intensidad: un incendio poco severo está asociado a una llama de baja intensidad (DellaSala, 2018). La severidad se puede medir en campo mediante una combinación de la información de la mortalidad de la vegetación, cambios de color del suelo y consumición del combustible a través del *Composite Burn Index*

(Key y Benson, 2006) u otras medidas de pérdida de biomasa o cambio causado en esta, pero también mediante teledetección (modelos de transferencia radiativa, desmezclado espectral o índices espectrales) (Alonso-González y Fernández-García, 2021). Entre los métodos de teledetección, el estándar para cuantificar la severidad es el dNBR (Alonso-Fernández y Fernández-García, 2021). El dNBR es una extensión del NBR (*Normalized Burn Ratio*), el cual se basa en la diferencia de reflectancia del infrarrojo cercano (donde la vegetación viva presenta mayores de reflectancia mayores) y el infrarrojo medio (donde la más reflectiva es la vegetación que ha sufrido daños) (Chuvienco, 2010), pero teniendo en cuenta la situación pre-incendio; la severidad se entiende en este caso como un cambio absoluto y representa bien el CBI según la revisión bibliográfica de Alonso-Fernández y Fernández-García (2021).

El estudio de la regeneración tras incendios es importante no sólo desde un punto de vista meramente científico si no también desde un enfoque de manejo que permita mejorar y apoyar los procesos naturales de regeneración, especialmente si las especies tienen un interés económico (Oliveira y Fernandes, 2009; de las Heras *et al.*, 2012). Son numerosas las variables que pueden influir en la regeneración. En el caso de la cuenca Mediterránea se ha demostrado que la severidad influye en *Pinus pinaster* (Vega *et al.*, 2008; Maia *et al.*, 2012) y *Pinus halepensis* (González-De Vega *et al.*, 2018). La topografía, la cual está estrechamente relacionada con la severidad, también ha sido marcada como un factor clave en la regeneración según algunos estudios (Broncano y Retana, 2004; Ireland y Pretopoulos, 2015; Tonbul *et al.*, 2016), especialmente la orientación (orientaciones de norte y este tienen una mejor regeneración que el resto). En el caso concreto del pino, el grado de serotinia, no solo entre especies (Pausas *et al.*, 2008) sino también dentro de una misma especie (Vega *et al.*, 2008) ejercen influencia sobre la regeneración tras un incendio. Los trabajos sobre la influencia de la situación de la vegetación pre-incendio aún son incipientes, pero se han encontrado posibles relaciones entre esta y la recuperación (Fernández-García *et al.*, 2018).

## 2. OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es analizar la recuperación tras un incendio de las especies autóctonas de pinos a serótipos de la cuenca Mediterránea: *Pinus halepensis* (Pino de Alepo), *Pinus brutia* (Pino de Chipre) y *Pinus pinaster* (Pino marítimo). De forma específica, planteamos las siguientes preguntas:

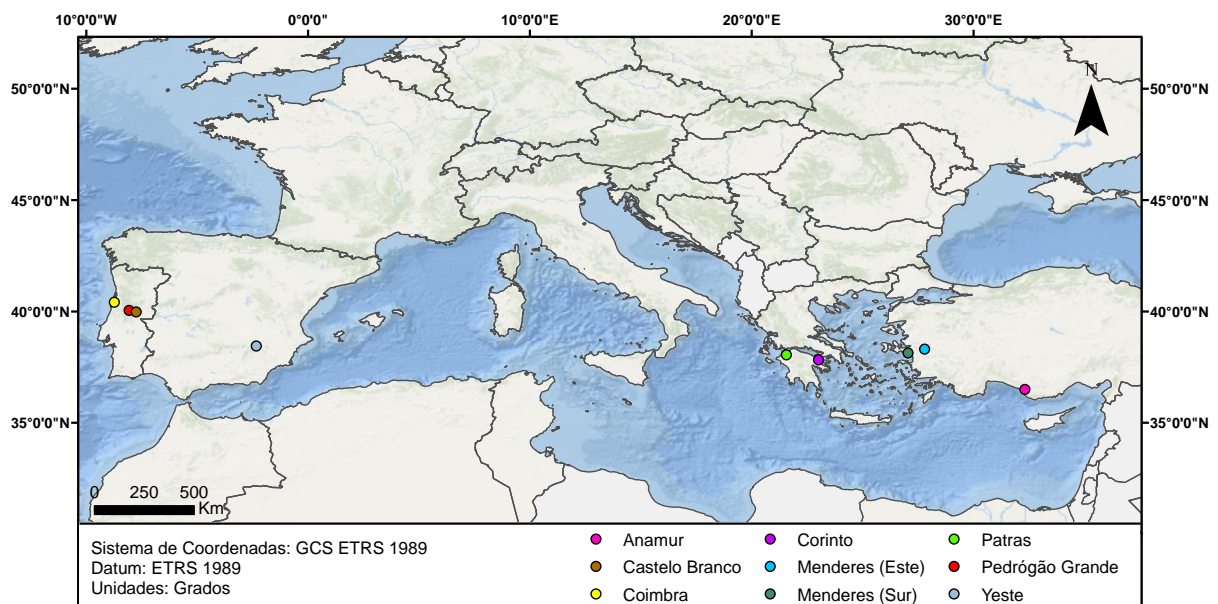
- a. ¿Se ha recuperado la vegetación cuatro años después de los incendios?
- b. ¿Qué variables determinan la recuperación de la situación pre-incendio?

### 3. MATERIAL Y MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudio

Se seleccionaron nueve incendios forestales ocurridos en 2017 y distribuidos por el sur de Europa, tres incendios por especie de pino serótino (**Figura 2**). Los tres incendios que afectaron pinares de *Pinus pinaster* se distribuyen en el oeste de la Península Ibérica (centro de Portugal), los incendios que afectaron pinares de *Pinus halepensis* se localizan en el sureste de la Península Ibérica (Albacete) y noreste de la Península del Peloponeso (en las cercanías de Patras y Corinto), mientras que los tres incendios con presencia de *Pinus brutia* se ubican en el oeste y sur de la Península de Anatolia (cerca de Esmirna y Antalya). El área incendiada total asciende a 89.322,61 hectáreas aproximadamente.

Los incendios sujetos a estudio se escogieron mediante una prospección en el visor Sentinel Hub teniendo en cuenta su extensión y la distribución de los pinares mediterráneos. Como apoyo a esta información se utilizaron perímetros de incendio obtenidos de EFFIS (*European Forest Fire Information System*) e información de cubierta de suelo descargada de diversos organismos oficiales para localizar la cobertura de pino, que además se empleó para determinar la cobertura de pinar dentro del perímetro del incendio. En CLC (*Corine Land Cover*) esto corresponde al código 212; en la COS (*Carta de Ocupação do Solo*) a la clase “Pinheiro bravo”, que representa el *Pinus pinaster* objeto de estudio. Para el MFE (*Mapa Forestal de España*) se seleccionaron las clases “Arbolado disperso de coníferas”, “Mezclas de coníferas autóctonas en la región biogeográfica Mediterránea” y “Pinares de pino carrasco”.



**Figura 2.** Localización de los incendios en la cuenca Mediterránea.

Según la clasificación climática de Köppen-Geiger (Kottek *et al.*, 2006), el clima de los países del arco Mediterráneo se caracteriza por ser cálido, con veranos secos y calurosos (Csa) o cálidos (Csb). Las características de las zonas de incendio elegidas se pueden consultar en la **Tabla 2**.

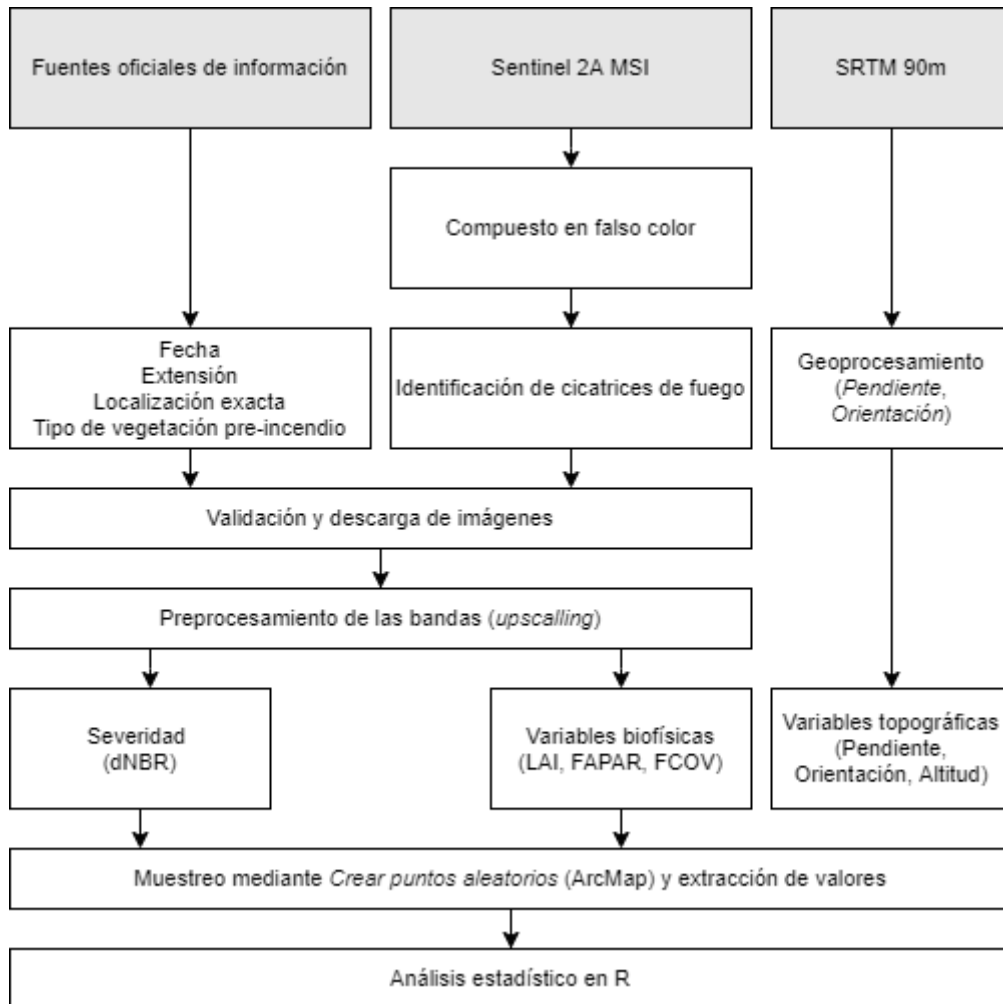
La orografía de las zonas de estudio es variada tanto dentro de los perímetros como entre los diferentes incendios. Algunos se encuentran en zona de planicie costera (Coimbra) y por tanto su altitud no varía demasiado, mientras que otros son atravesados por valles o están localizados en zonas montañosas (Yeste, Anamur), lo cual se ve reflejado en la heterogeneidad de los valores de altitud en diferentes puntos de éstos.

**Tabla 2.** Características de las zonas incendiadas. Fuente: elaboración propia a partir de WorldClim 2.1 (Fick y Hijmans, 2017), CHIRPS (Funk *et al.*, 2015), GLiM (Hartmann y Moosdorf, 2012), European Geological Data Infrastructure (EGDI, 2019), Mapa Forestal de España (MAGRAMA, 2013), CORINE Land Cover 2012 (EEA, 2020) y Carta do Ocupação do Suelo 2015 (DGT, 2015).

Incendio	Fecha	País	Extensión (ha)	T <sup>a</sup> media anual (°C)	Precipitación media anual (mm)	Litología	Superficie de pinar (%)	Altitud promedio (msnm)
Coimbra	15/10	Portugal	24.183,08	15,00	812,54	Arenas y arenisca	52,78	36,46
Pedrógão Grande	17/06	Portugal	46.768,66	14,31	966,67	Filita	31,66	498,92
Castelo Branco	23/08	Portugal	8.477,77	14,36	987,14	Filita	66,37	538,95
Yeste	27/07	España	3.242,29	12,53	529,87	Roca carbonatada impura	39,79	984,83
Patras	12/09	Grecia	1.482,59	15,18	854,96	Rocas detríticas	41,68	310,21
Corinto	21/08	Grecia	419,37	15,44	5505,32	Caliza, mármol	74,99	357,37
Menderes (Sur)	01/07	Turquía	1.758,65	16,17	715,91	Rocas volcánicas ácidas y rocas sedimentarias	73,92	262,47
Menderes (Este)	25/07	Turquía	905,14	14,40	718,98	Rocas metamórficas y carbonatadas puras	46,80	666,40
Anamur	01/07	Turquía	2.085,05	15,19	1030,82	Rocas metamórficas y sedimentarias	39,13	572,98

### 3.2. Metodología

La metodología empleada comprende (i) la obtención y procesado de datos a partir de Sentinel 2A (obtención de variables biofísicas y severidad del incendio) y del modelo digital SRTM 90m (altitud, pendiente y orientación) y (ii) análisis de datos. El diagrama de flujo de la **Figura 3** es un resumen del trabajo, cuya metodología se desarrollará en los diversos epígrafes de este capítulo.



**Figura 3.** Flujo de trabajo global.

#### 3.2.1. Fuentes de datos y procesado

En este trabajo se emplearon imágenes satelitales de la plataforma Sentinel 2 MSI para el cálculo de la severidad del incendio y la obtención de parámetros biofísicos a través de SNAP y el modelo digital del terreno de vacíos rellenados de la SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*, Misión Topográfica Shuttle Radar) a 90 metros (**Tabla 3**).



**Tabla 3.** Relación de productos SRTM descargados desde <https://earthexplorer.usgs.gov>.

País	ID de producto
Portugal	SRTM3N40W009V2
	SRTM3N40W008V2
	SRTM3N39W009V2
	SRTM3N39W008V2
Grecia	SRTM3N38W003V2
	SRTM3N38E027V2
	SRTM3N38E021V2
Turquía	SRTM3N37E023V2
	SRTM3N36E032V2

Para cada uno de los incendios objeto de estudio se seleccionó una imagen pre-incendio, inmediatamente posterior y 4 años después, todas libres de nubes. Todas las imágenes seleccionadas se corresponden a meses de verano o comienzos de otoño (junio – octubre) (**Tabla 4**).

Las imágenes se descargaron desde el Open Hub de Copernicus (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>), aquellas de 2017 con un nivel de procesamiento 2Ap, y las de 2021 tienen un nivel 2A. Ambos niveles incluyen correcciones atmosféricas que dan lugar a un producto con reflectancia BOA; 2Ap se refiere a las primeras correcciones piloto realizadas por la Agencia Espacial Europea. El total de imágenes descargadas fue de 21, dado que en algunos casos una imagen podía abarcar hasta dos incendios, todas capturadas empleando el sensor *Multispectral Instrument* (MSI). El sistema de referencia de coordenadas de cada imagen está proyectado al huso UTM correspondiente a su zona (29 en el caso de Portugal, 30 para España, 34 para Grecia, y 35 y 36 para Turquía).

Sentinel 2 tiene una resolución temporal de 2 a 3 días en latitudes medias y una resolución radiométrica de 12 bits (ESA, s.f.). Su resolución espacial depende de cada banda. De menor a mayor, Sentinel 2 ofrece resoluciones de: 10 metros (B2, B3, B4, B8), 20 metros (B5, B6, B7, B8a, B11, B12) y 60 metros (B1, B9, B10).

**Tabla 4.** Imágenes de Sentinel 2A empleadas en el análisis de severidad y variables biofísicas de las zonas incendiadas. Fuente: elaboración propia

	PRE-INCENDIO (2017)		POST-INCENDIO (2017)		4 AÑOS DESPUÉS (2021)	
	FECHA	IMAGEN	FECHA	IMAGEN	FECHA	IMAGEN
Anamur	26/06	S2A_MSIL2A_20170626T084011_N0205_R064_T36SVF_20170626T084011	26/07	S2A_MSIL2A_20170726T083601_N0205_R064_T36SVF_20170726T084922	02/07	S2A_MSIL2A_20210702T082601_N0301_R021_T36SVF_20210702T121027
Menderes (Sur)	22/06	S2A_MSIL2A_20170622T090021_N0205_R007_T35SNC_20170622T090154	31/08	S2A_MSIL2A_20170831T085601_N0205_R007_T35SNC_20170831T090250	01/07	S2A_MSIL2A_20210701T085601_N0301_R007_T35SNC_20210701T125029
Menderes (Este)	22/06	S2A_MSIL2A_20170622T090021_N0205_R007_T35SNC_20170622T090154	01/09	S2A_MSIL2A_20170831T085601_N0205_R007_T35SNC_20170831T090250	01/07	S2A_MSIL2A_20210701T085601_N0301_R007_T35SNC_20210701T125029
Corinto	14/08	S2A_MSIL2A_20170814T090601_N0205_R050_T34SFG_20170814T091948	03/09	S2A_MSIL2A_20170903T090551_N0205_R050_T34SFG_20170903T091946	14/07	S2A_MSIL2A_20210714T090601_N0301_R050_T34SFG_20210714T115438
Patras	28/06	S2A_MSIL2A_20170628T092031_N0205_R093_T34SEH_20170628T092815	16/09	S2A_MSIL2A_20170916T092031_N0205_R093_T34SEH_20170916T092843	27/06	S2A_MSIL2A_20210627T092031_N0300_R093_T34SEH_20210627T125629
Yeste	18/07	S2A_MSIL2A_20170718T105651_N0205_R094_T30SWH_20170718T110452	17/08	S2A_MSIL2A_20170817T105621_N0205_R094_T30SWH_20170817T110525	14/07	S2A_MSIL2A_20210714T105031_N0301_R051_T30SWH_20210714T135226
Coimbra	04/06	S2A_MSIL2A_20170604T112121_N0205_R037_T29TNE_20170604T112755	22/10	S2A_MSIL2A_20171022T112121_N0205_R037_T29TNE_20171022T112802	13/07	S2A_MSIL2A_20210713T112121_N0301_R037_T29TNE_20210713T142903
Castelo Branco	04/06	S2A_MSIL2A_20170604T112121_N0205_R037_T29TPE_20170604T112755	22/10	S2A_MSIL2A_20171022T112121_N0205_R037_T29TPE_20171022T112802	13/07	S2A_MSIL2A_20210713T112121_N0301_R037_T29TPE_20210713T142903
Pedrogao	04/06	S2A_MSIL2A_20170604T112121_N0205_R037_T29TPE_20170604T112755	04/07	S2A_MSIL2A_20170704T112111_N0205_R037_T29TPE_20170704T112431	13/07	S2A_MSIL2A_20210713T112121_N0301_R037_T29TPE_20210713T142903

También se ha empleado información vectorial, concretamente mapas de ocupación del suelo anteriores al fuego (preferiblemente) para detectar aquellas zonas de pinar, y polígonos para delimitar los incendios (Tabla 5).

**Tabla 5.** Información vectorial empleada en el trabajo.

País	Capa vectorial	Resolución	Fuente
Portugal	Carta de Ocupação do Solo de Portugal Continental (COS) 2015	1:100.000	Direção-Geral do Território (DGT) - <a href="http://mapas.dgterritorio.pt/DGT-ATOM-download/COS_Final/COS2015_v1/COS2015_v1.zip">http://mapas.dgterritorio.pt/DGT-ATOM-download/COS_Final/COS2015_v1/COS2015_v1.zip</a>
España	Mapa Forestal de España (MFE) 1:50.000, provincia de Albacete	1:50.000	Banco de Datos de la Naturaleza (BDN), Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) - <a href="https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/MFE50_02_tcm30-200097.zip">https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/MFE50_02_tcm30-200097.zip</a>
Grecia, Turquía	Corine Land Cover (CLC) 2012	1:100.000	Programa Copernicus, Unión Europea - <a href="https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?tab=download">https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?tab=download</a>
N/A	Polígonos de incendios	N/A	EFFIS, a través del formulario de petición de datos <a href="https://effis.jrc.ec.europa.eu/apps/data.request.form/">https://effis.jrc.ec.europa.eu/apps/data.request.form/</a>

Las imágenes descargadas se procesaron en SNAP (*Sentinel Application Platform*); para facilitar el proceso se crearon *subsets* de las zonas incendiadas y se remuestrearon las bandas (B) 3, 4 y 8 a un tamaño de píxel de 20 metros mediante *bilinear upsampling method*.

Para el muestreo, extracción de datos y creación de planos se ha empleado ArcMap 10.7. Los análisis estadísticos se han realizado en R versión 4.0.2. a través de su interfaz gráfica de usuario R Studio versión 1.3.959.

### 3.2.2. Obtención de variables ambientales y extracción de datos

Utilizando B3, B4, B5, B6, B7, B8a, B11 y B12 de las imágenes Sentinel-2 (Weiss y Baret, 2016) pre-incendio y de 4 años después del mismo se obtuvieron las variables biofísicas FAPAR (*Fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation*, fracción de radiación activa fotosintética absorbida por la vegetación), LAI (*Leaf Area Index*, índice de área foliar) y FCOV (*Fraction of Vegetation Cover*, fracción de cubierta cubierta) a través del procesador biofísico de SNAP a resolución de 20m.

Para la imagen pre-incendio e inmediatamente posterior se calculó (*band math* en SNAP) como métrica de severidad el índice dNBR (*difference of Normal Burn Ratio*). Este índice se calcula como la diferencia (**Fórmula 1**) entre NBR (**Fórmula 2**) antes del incendio y NBR posterior al incendio.

**Fórmula 1.** Cálculo de dNBR.

$$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post}$$

**Fórmula 2.** Cálculo de NBR.

$$NBR = \frac{(Banda\ 8 - Banda\ 12)}{(Banda\ 8 + Banda\ 12)}$$

El modelo digital del terreno SRTM se empleó para calcular pendiente y orientación a través de las herramientas *Pendiente* y *Orientación* de ArcMap.

Los valores de las variables ambientales se extrajeron mediante un muestreo por puntos. Los puntos de muestreo se crearon mediante la herramienta *Crear Puntos Aleatorios* de ArcMap. El muestreo final fueron 100 puntos aleatorios dentro de las zonas de pinar de cada incendio (900 puntos en total), con una distancia mínima entre cada uno de 20 metros. El incendio de Castelo Branco se encuentra en medio de dos imágenes satelitales, por lo cual hubo que crear un segundo subset de puntos para muestrear la segunda imagen.

La herramienta *Muestreo* de ArcMap se empleó para extraer los valores de los rásters en cada punto, quedando exportados en una tabla formato ArcMap. Para convertir dichas tablas a Excel se utilizó un modelo básico en *ModelBuilder*. Todas las tablas se juntaron en un único archivo de Excel, que constituyó la base de datos en formato largo que se usó para el cálculo de las variables de regeneración (entendidas como la diferencia entre la situación pre-incendio y la situación post-incendio;  $\Delta FCOV$ ,  $\Delta FAPAR$ ,  $\Delta FCOV$ ) y los análisis estadísticos.

### 3.2.3. *Análisis de datos*

Para analizar la recuperación de la vegetación cuatro años después del fuego con respecto a la situación pre-incendio se emplearon modelos lineares mixtos para cada uno de los incendios incluyendo el tiempo como predictor y la variable biofísica (FAPAR, LAI o FCOV) como variable dependiente. La identidad de cada punto de muestreo (ID) se incluyó como factor aleatorio para tener en cuenta el diseño de medidas repetidas.

Por otro lado, se elaboraron modelos lineares mixtos mediante los que se determinó el efecto de las variables ambientales (severidad, pendiente, altitud y situación pre-incendio de la vegetación -medida como FAPAR, LAI o FCOV); variables independientes) sobre la recuperación de la situación pre-incendio ( $\Delta FCOV$ ,  $\Delta FAPAR$ ,  $\Delta FCOV$ ). En estos modelos se

incluyó el incendio como factor aleatorio para tener en cuenta el diseño de muestreo con datos agrupados por incendios. Para descartar problemas de colinealidad en el modelo se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson entre los predictores continuos (FCOV\_pre, FAPAR\_pre, LAI\_pre, ORIENTACIÓN, ALTITUD y PENDIENTE); y se analizó la relación entre la variable categórica (ESPECIES) y las variables continuas mediante modelos lineales univariantes y el cálculo del coeficiente de determinación ( $R^2$ ). Se consideró que había correlación entre variables cuando los valores de  $R > |0,7|$  o  $R^2 > 0,49$ . En este caso se descartó aquella variable que explicó una menor proporción de la varianza de la regeneración ( $\Delta$ FCOV,  $\Delta$ FAPAR o  $\Delta$ FCOV) calculada mediante modelos lineales univariantes. Una vez solucionados los posibles problemas de colinealidad, se analizó el p-valor obtenido a través del ANOVA del modelo, y los modelos fueron posteriormente simplificados, conservando sólo aquellas variables e interacciones que fuesen significativas ( $p < 0,01$ ). Los  $R^2$  marginales (proporción de la varianza explicada a través de efectos fijos) y condicionales (proporción de la varianza explicada a través de efectos fijos y aleatorios) están calculados en base a Nakagawa y colaboradores (2017), y el  $R^2$  semi-parcial (proporción de varianza explicada por un predictor o una combinación de éstos) se calculó respecto al  $R^2$  condicional según Stoffel y colaboradores (2021).

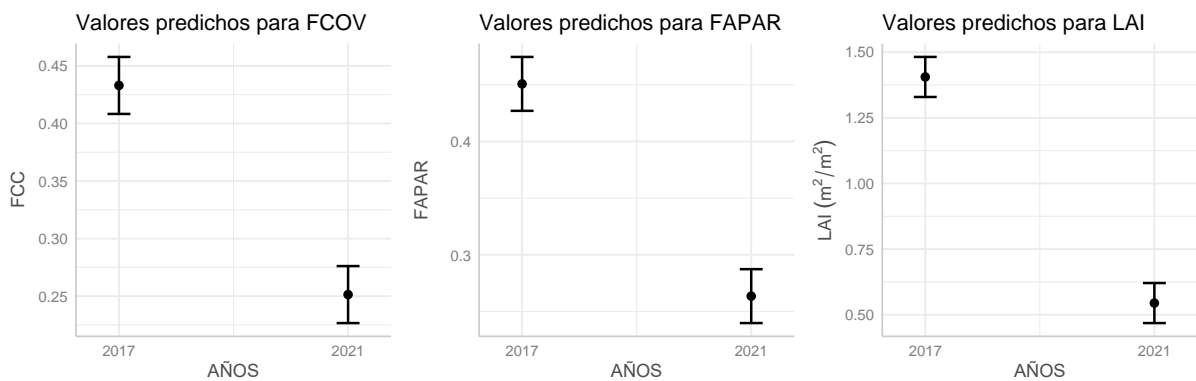
Para todos los modelos se comprobó la homocedasticidad y normalidad de los residuos por todos los modelos lineales mixtos a través de una inspección visual de las gráficas cuantil-cuantil (*QQplot*) y residuos vs. ajustes (Zuur, 2010). Los análisis estadísticos se realizaron en R (Anexo 1) empleando los paquetes lmerTest (Kuznetsova *et al.*, 2017), partR2 (Stoffel *et al.*, 2021) y sjPlot (Lüdecke, 2021) y ggeffects (Lüdecke, 2018) para la visualización.

## 4. RESULTADOS

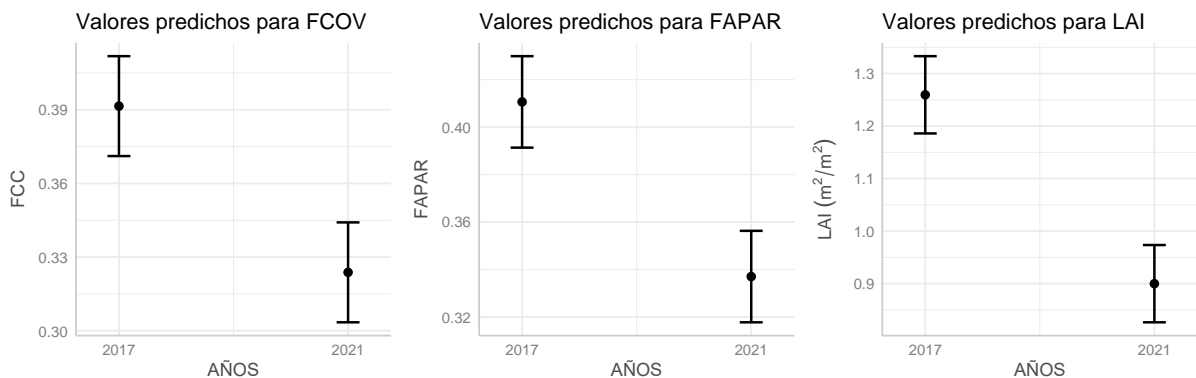
### 4.1. Recuperación de la situación pre-incendio

Los resultados mostraron un efecto significativo del tiempo sobre los valores de FCOV, FAPAR y LAI en todos los incendios objeto de estudio (Figura 4, Tabla A3.1; Figura 5, Tabla A3.2; Figura 6, Tabla A3.3). De ello se extrae que los valores de la vegetación antes de que ocurriese el incendio no se han recuperado tras cuatro años.

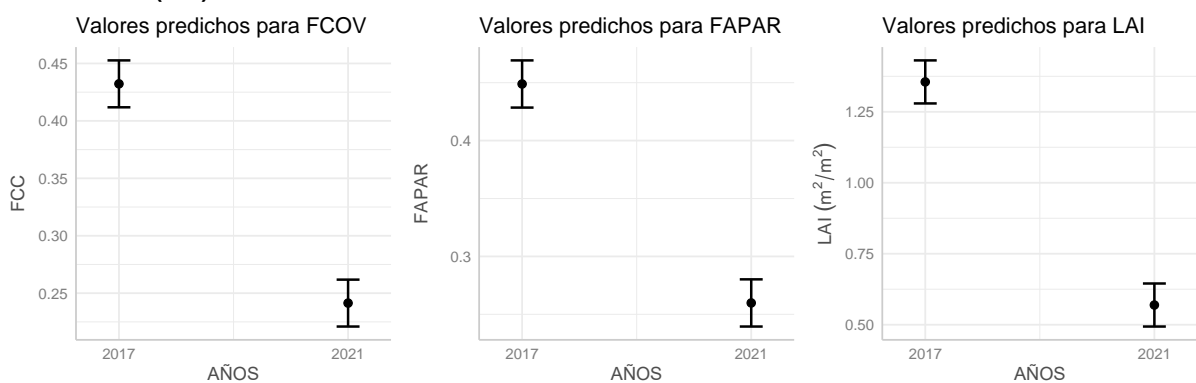
#### A. Anamur



#### B. Menderes (Este)

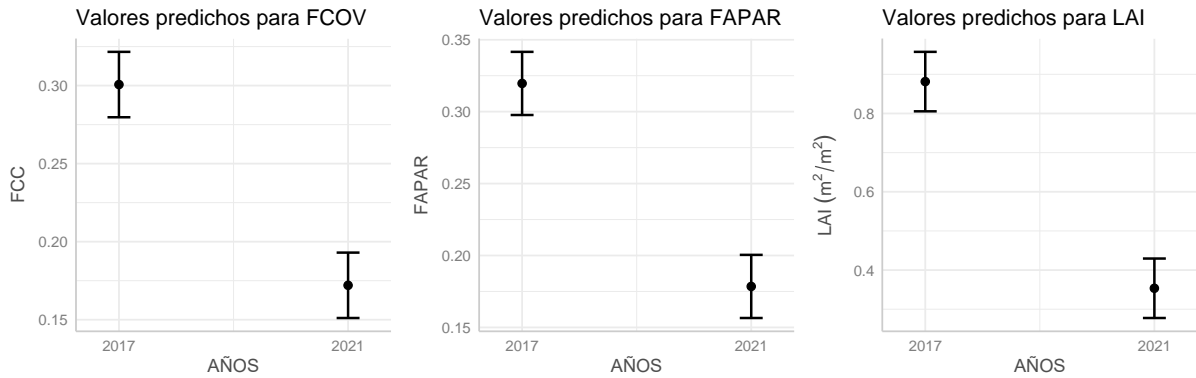


#### C. Menderes (Sur)

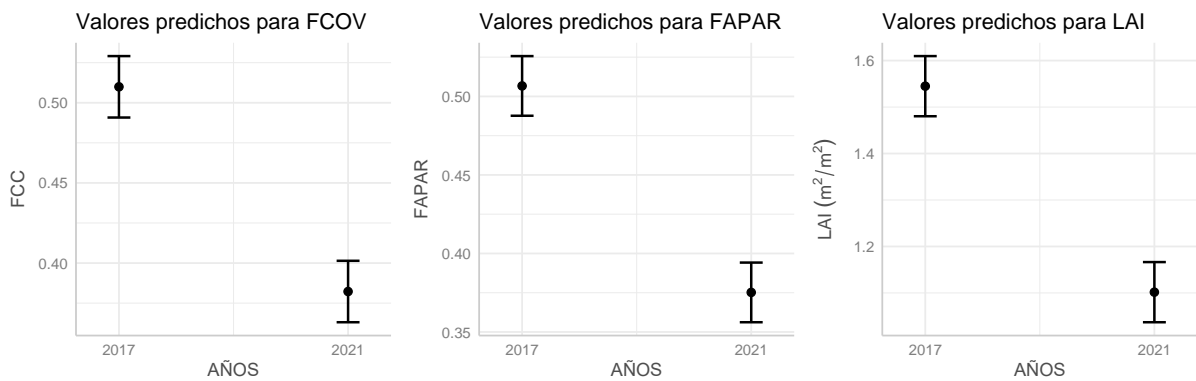


**Figura 4.** Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (FCOV, FAPAR y LAI) antes del incendio y 4 años tras el incendio para la especie *Pinus brutia*.

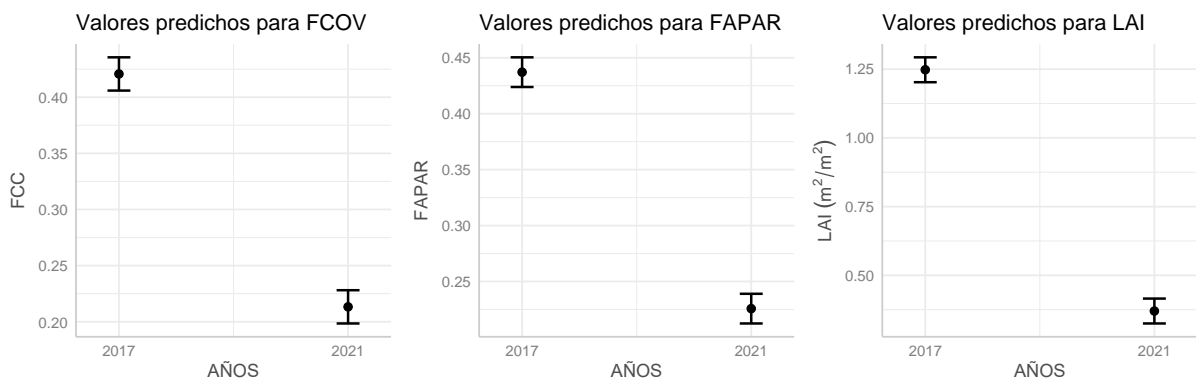
### A. Yeste



### B. Patras



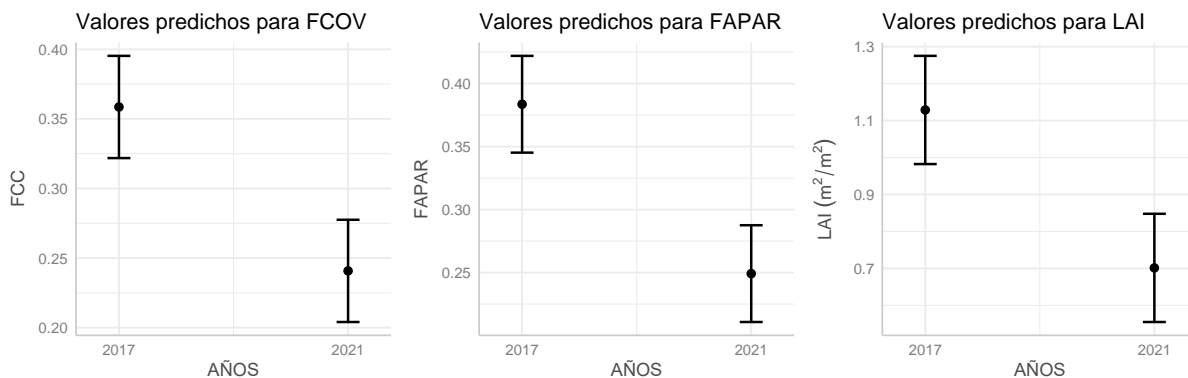
### C. Corinto



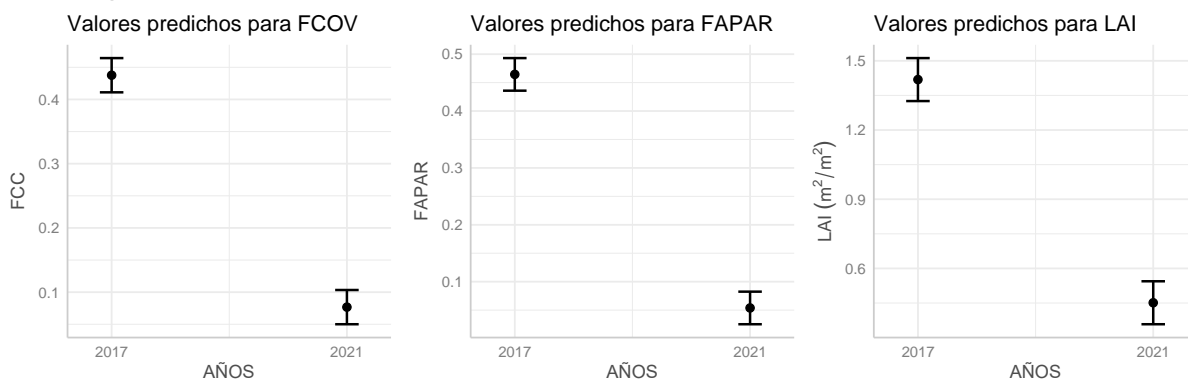
**Figura 5.** Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (FCOV, FAPAR y LAI) antes del incendio y 4 años tras el incendio para la especie *Pinus halepensis*.

Observando las series de gráficos se pueden encontrar varios incendios que, pese a no tener una recuperación completa de la situación previa al paso del fuego, la vegetación afectada parece haber regenerado mejor que en otros casos. Esto ocurre en el incendio de Menderes (Este) de la especie *Pinus brutia* (**Figura 4A**) que ha recuperado aproximadamente el 80% de los valores previos al incendio para FCOV y FAPAR. Le siguen los incendios de Patras (**Figura 5B**) y Castelo Branco (**Figura 5C**) con aproximadamente un 70% de recuperación.

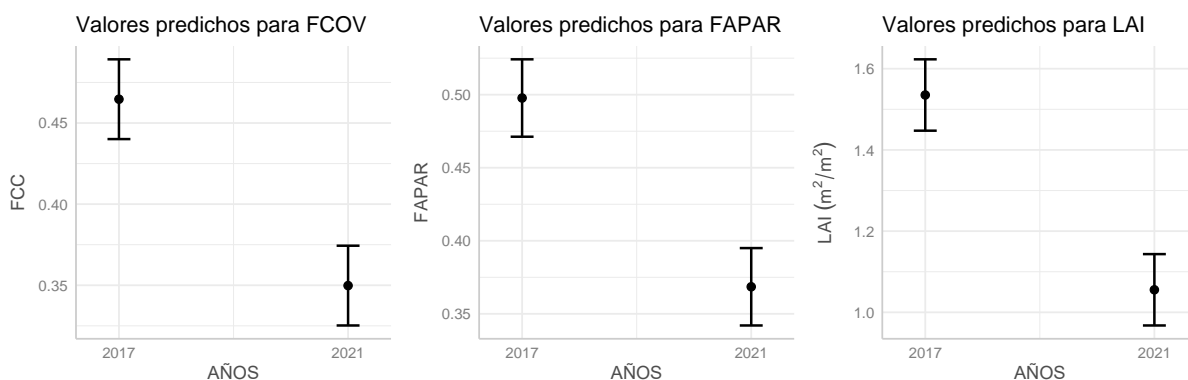
### A. Coimbra



### B. Pedrógão Grande



### C. Castelo Branco



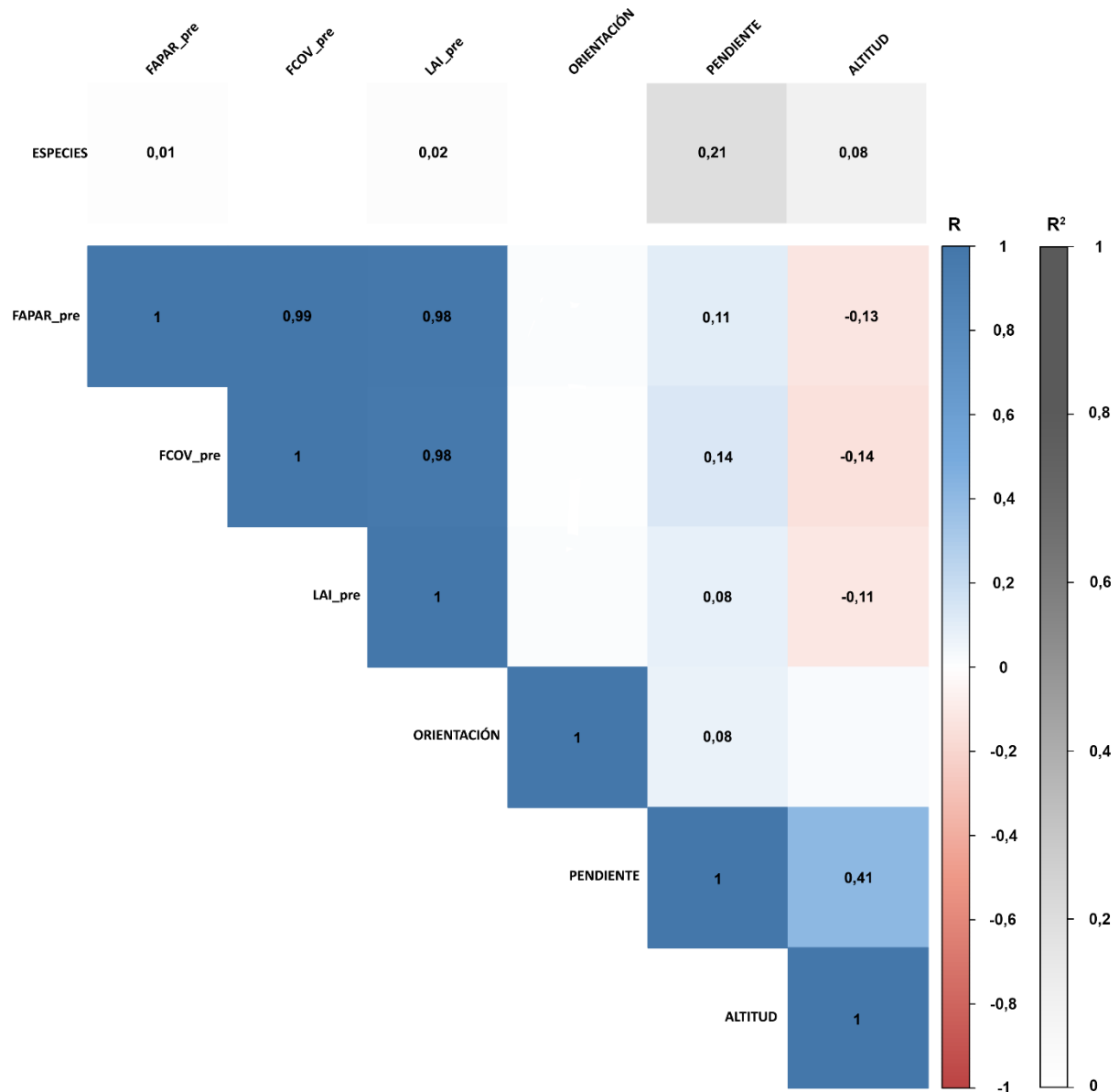
**Figura 6.** Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (FCOV, FAPAR y LAI) antes del incendio y 4 años tras el incendio para la especie *Pinus pinaster*.

El resto de los incendios se han recuperado en torno al 50% en lo que respecta su fracción de cabida cubierta y su fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida, con la notable excepción del incendio de Pedrógão Grande que apenas ha recuperado un 10% – 15% de su situación pre-incendio. Hay que destacar que el índice de área foliar no sigue el mismo patrón de recuperación que las otras dos variables. Si bien es cierto que una mayor recuperación de FCOV y FAPAR está ligada a una regeneración del LAI, hay casos en los que una recuperación de éstas del 50% no asegura una regeneración del LAI parecida, como es el caso del incendio de Corinto (20%, **Figura 5B**).



## 4.2. Variables que determinan la recuperación

Los análisis de correlación entre predictores (correlación de Pearson y coeficiente de determinación) (**Figura 7**) indican que ninguno de los predictores está fuertemente correlacionado entre sí ( $R < |0.7|$  ó  $R^2 < |0.49|$ ) por lo que se descartaron problemas de colinealidad.



**Figura 7.** Matriz de correlación de los predictores. Las celdas totalmente en blanco representan las relaciones no significativas ( $p > 0,05$ ). R corresponde al coeficiente de correlación de Pearson y  $R^2$  al coeficiente de determinación. FAPAR\_pre, FCOV\_pre y LAI\_pre son los valores pre-incendio de las variables biofísicas (fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación, fracción de cabida cubierta e índice de área foliar respectivamente).

El análisis de los modelos indica que son robustos a la hora de predecir la respuesta de las variables ante los efectos aleatorios y fijos ( $R^2$  condicional  $> 0,5$ , ver **Tabla A3.4**).

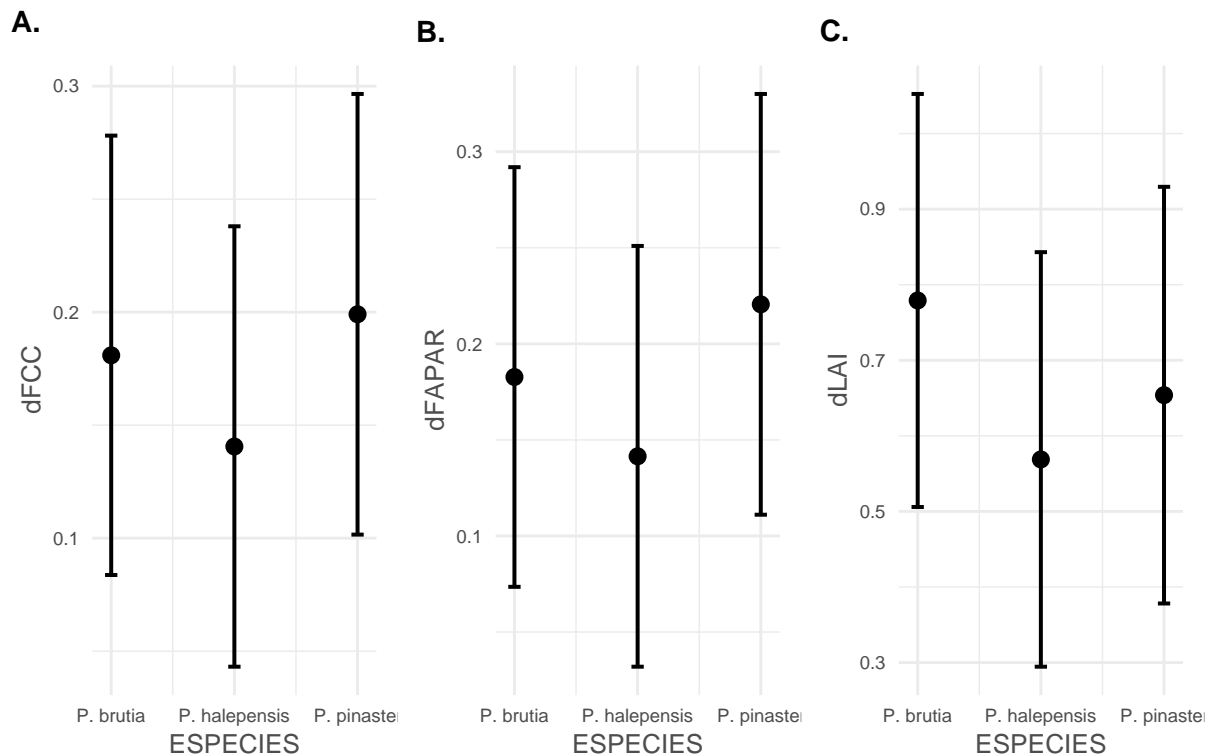
A la hora de analizar los resultados de los modelos (**Tabla 6**) se han encontrado efectos significativos de la severidad ( $p < 0,001$ ), de la situación pre-incendio de las variables biofísicas ( $p < 0,001$ ), de la pendiente para LAI ( $p < 0,05$ ) y la orientación en el caso de FCOV ( $p < 0,05$ ) y FAPAR ( $p < 0,05$ ). Respecto a las interacciones, todos los modelos responden a interacciones entre las especies y la altitud ( $p < 0,05$ ), entre las especies y la situación pre-incendio de cada variable biofísica respectiva a cada modelo ( $p < 0,05$ ) o entre éstas y la severidad ( $p < 0,05$ ). La interacción entre las especies y el dNBR sólo influye en los modelos de FCOV y FAPAR, no así en el caso de LAI.

**Tabla 6.** Resumen de los resultados de los modelos lineares mixtos calculados para obtener las variables que determinan la recuperación tras el fuego.  $partR^2$  corresponde al  $R^2$  parcial de cada predictor, Df a los grados de libertad y p es el p-valor. En negrita aquellos valores que son significativos ( $p < 0,05$ ).

Predictores	MODELO 1 (dFCOV)			MODELO 2 (dFAPAR)			MODELO 3 (dLAI)		
	part $R^2$	Df	p	part $R^2$	Df	p	part $R^2$	Df	p
ESPECIES	0,1529	2	0,25	0,2435	2	0,60	0,1846	2	0,22
dNBR	0,3121	1	<b>&lt;0,001</b>	0,3429	1	<b>&lt;0,001</b>	0,2910	1	<b>&lt;0,001</b>
FCOV_pre	0,3121	1	<b>&lt;0,001</b>	0,3429					
FAPAR_pre				0,3429	1	<b>&lt;0,001</b>			
LAI_pre							0,2157	1	<b>&lt;0,001</b>
PENDIENTE							0,2240	1	<b>0,03</b>
ORIENTACIÓN	0,3171	1	<b>0,02</b>	0,3459	1	<b>0,04</b>			
ALTITUD	0,3121	1	0,12	0,3429	1	0,43	0,2157	1	0,43
ESPECIES:dNBR	0,3171	2	<b>0,01</b>	0,3506	2	<b>0,00</b>			
SPECIES:FCOV_pre	0,3154	2	<b>0,00</b>						
ESPECIES:FAPAR_pre				0,3524	2	<b>0,00</b>			
ESPECIES:LAI_pre							0,2116	2	<b>0,00</b>
ESPECIES:ALTITUD	0,3120	2	<b>&lt;0,001</b>	0,3468	2	<b>&lt;0,001</b>	0,1902	2	<b>0,00</b>
dNBR:FCOV_pre	0,3257	1	<b>&lt;0,001</b>						
dNBR:FAPAR_pre				0,3555	1	<b>&lt;0,001</b>			
dNBR:LAI_pre							0,2520	1	<b>&lt;0,001</b>

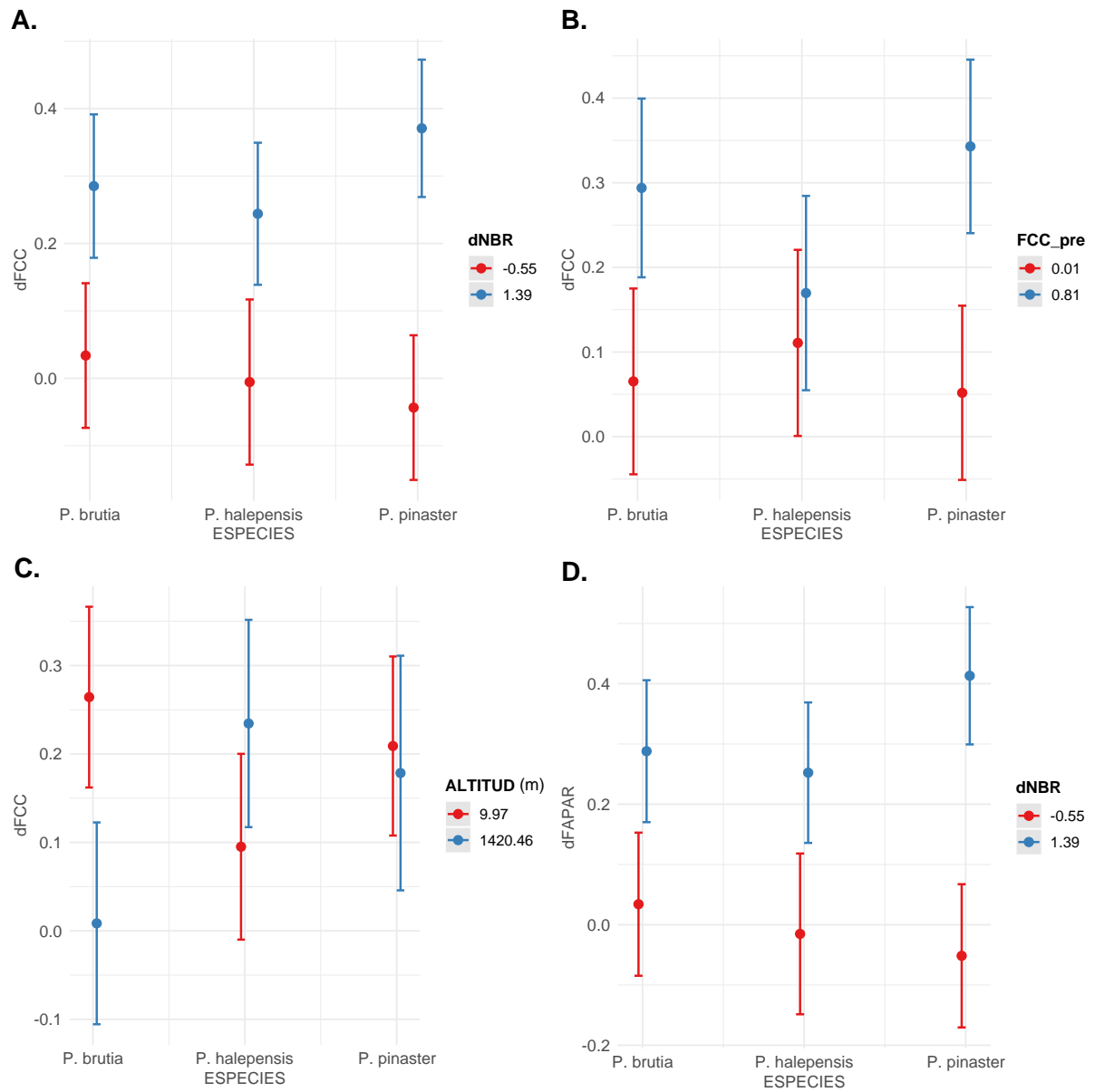
#### 4.2.1. Efectos de las especies

Los efectos de las especies sobre la recuperación (Figura 8) siguen un patrón parecido para todas las variables biofísicas, especialmente FCOV y FAPAR. Según los resultados, la especie que tiene mayor regeneración es *Pinus halepensis*, seguida de *Pinus brutia*, excepto en el caso del índice de área foliar, en cuyo caso es *Pinus pinaster* la especie con segunda mejor regeneración.

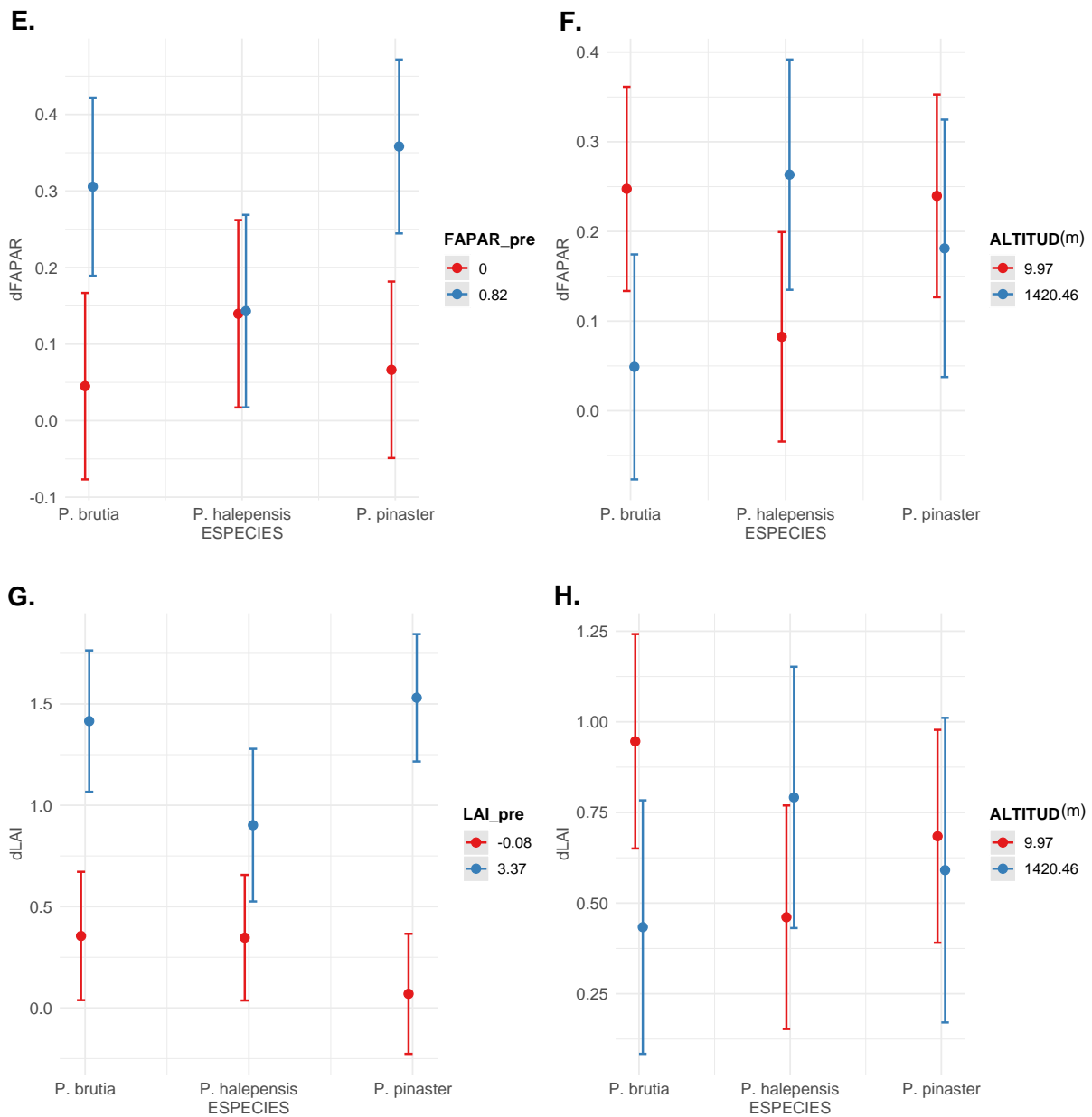


**Figura 8.** Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) para las variables biofísicas de la vegetación (dFCOV (A), dFAPAR (B) y dLAI (C)) para cada especie.

Las interacciones de las especies con las diversas variables continuas (**Figura 9**) muestran revelan que la altitud es la variable que menos influye en la regeneración de *Pinus pinaster* (**Figuras 9C, 9F y 9H**) mientras que la severidad (a mayor severidad, menor es la recuperación) (**Figuras 9A y 9D**) y la situación pre-incendio son las que más influyen (**Figuras 9B, 9E y 9G**). Por el contrario, éstas últimas son las que menos influyen la regeneración de *Pinus halepensis*. La altitud sólo influye de forma moderada en su capacidad de regeneración, aunque se percibe que a mayor altitud la regeneración baja. Lo contrario ocurre con *Pinus brutia*, para el cual no sólo influye más, sino que una mayor altitud se relaciona con valores de delta FCOV, FAPAR y LAI menores, y por tanto a una mejor recuperación de la situación previa al incendio. Valores más altos de variables biofísicas pre-incendio se relacionan con menor regeneración para *Pinus brutia* y *Pinus pinaster* pero apenas tienen influencia en *Pinus halepensis*.



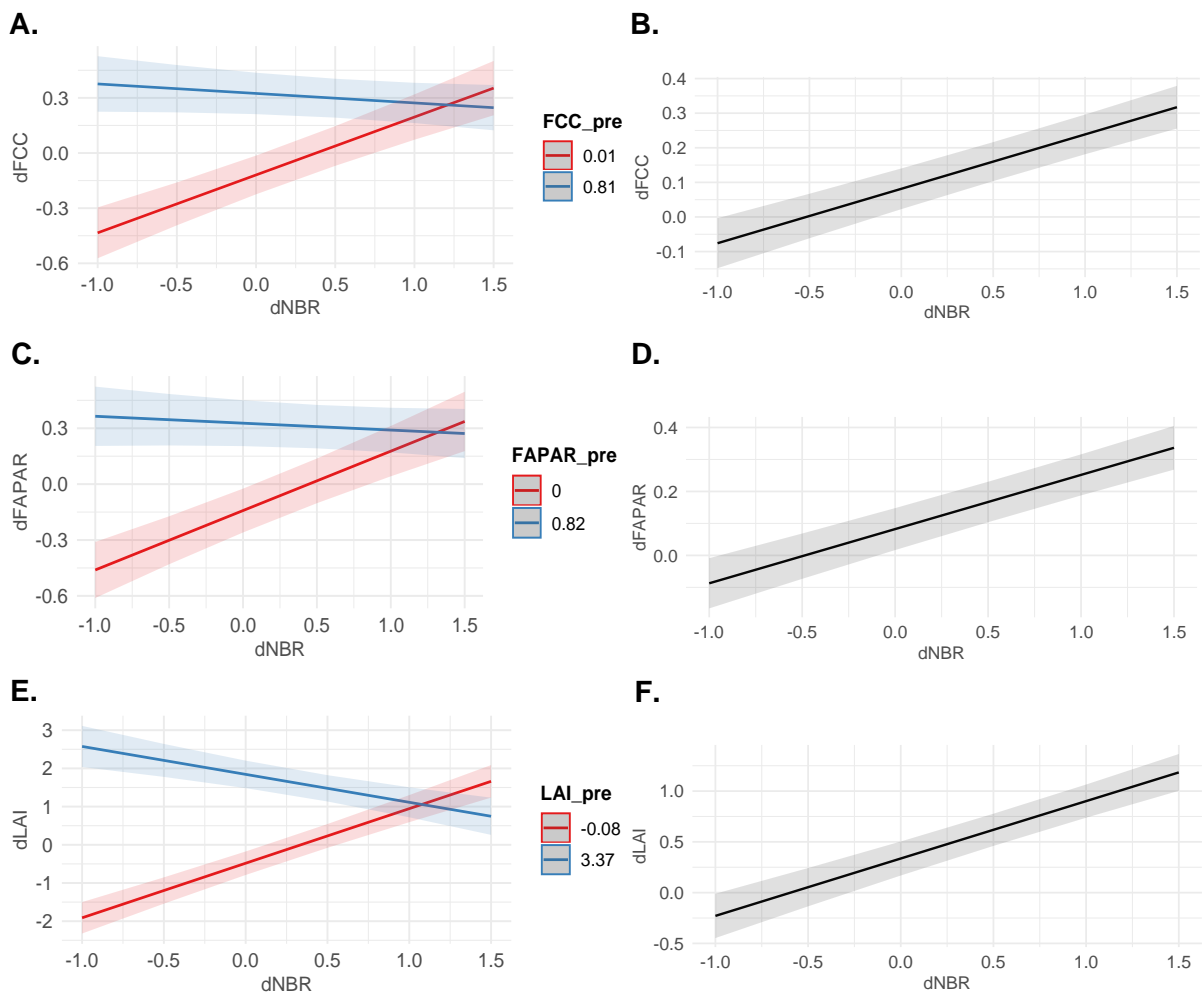
**Figura 9.** Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) de las interacciones de las especies con diversas variables y respuesta de la recuperación. En rojo, los valores mínimos del segundo término de la interacción, y en azul, los valores máximos.



**Figura 9** (continuación). Valores medios predichos e intervalos de confianza ( $\pm 95\%$ ) de las interacciones de las especies con diversas variables y respuesta de la recuperación En rojo, los valores mínimos del segundo término de la interacción, y en azul, los valores máximos.

#### 4.2.2. Efectos de la severidad

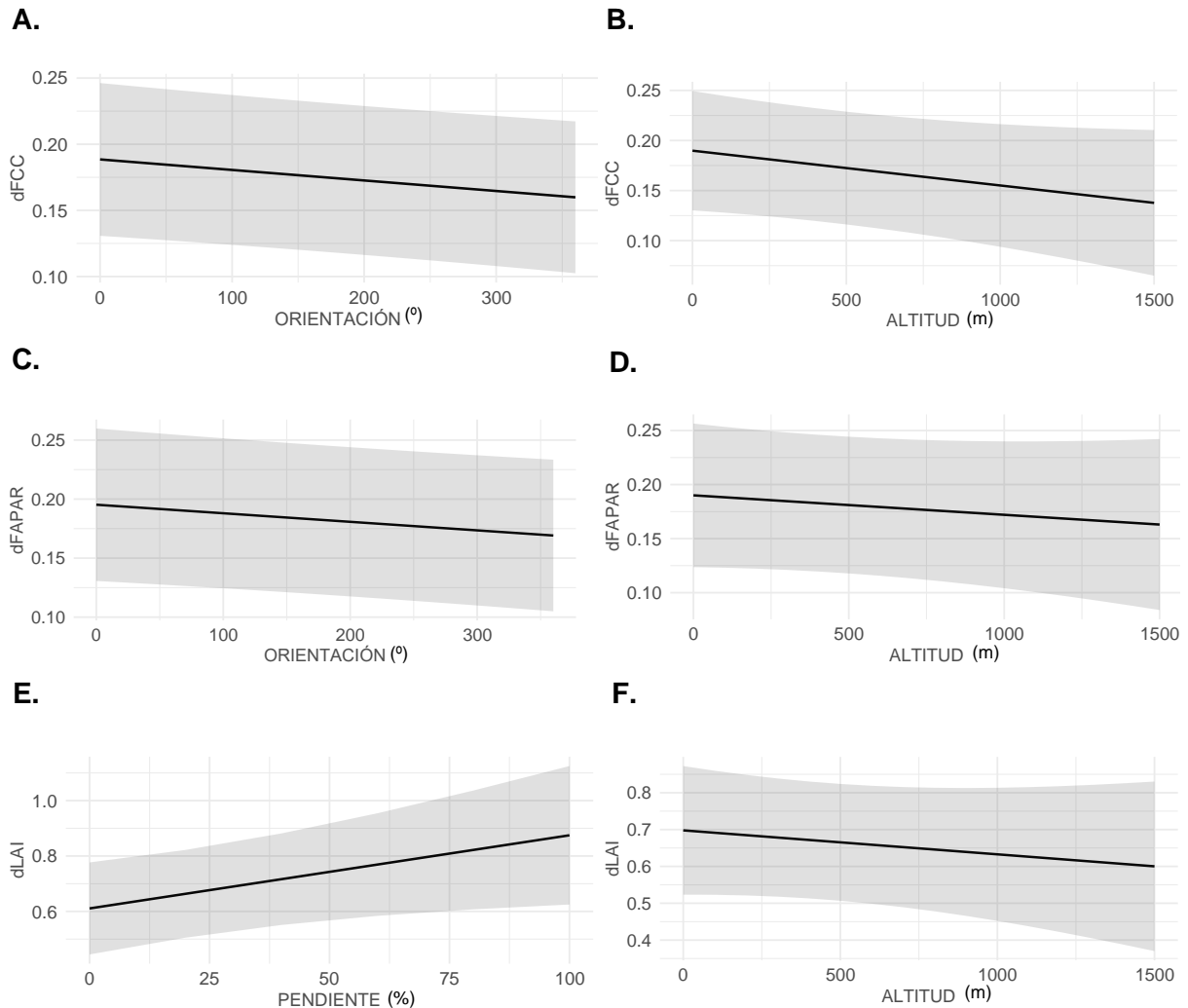
El dNBR por sí solo (**Figuras 10B, 10D y 10F**) se relaciona con menos regeneración. Cuando interacciona con las variables biofísicas en su estado pre-incendio (**Figuras 10B, 10C y 10E**) se observa que cuando los valores pre-incendio son elevados la recuperación bajo influencia del dNBR no es muy alta, pero aumenta levemente cuanto mayor es la severidad (por ejemplo, el caso del índice de área foliar, ver **Figura 10E**). Cuando los valores pre-incendio son bajos, a baja severidad se produce una alta recuperación, que va disminuyendo según la severidad aumenta.



**Figura 10.** Interacciones de la severidad (dNBR) con la situación de las variables biofísicas antes del incendio (A, C, E) y valores predichos de dFCOV, dFAPAR, y dLAI frente al dNBR (B, D, F, respectivamente). En rojo, los valores mínimos del segundo término de la interacción, y en azul, los valores máximos, representados con un intervalo de confianza de  $\pm 95\%$ .

#### 4.2.3. Efectos de las variables topográficas

Según los resultados de los análisis (ver **Tabla 6**), la altitud (**Figuras 11B, 11D y 11F**) no es significativa como predictor en ninguno de los modelos. Por el contrario, la orientación es significativa para en los dos modelos en los que se mantuvo como predictor (**Figuras 11A y 11C**), donde se percibe una mejora de la regeneración cuanto más al norte se encuentren. La pendiente influye en la recuperación del índice de área foliar: a mayor pendiente, hay una menor regeneración.



**Figura 11.** Predicciones para dFCOV (A, B), dFAPAR (C, D) y dLAI (E, F) ante los cambios de valores de orientación (A, C), altitud (B, D, F) o pendiente (E). La orientación está referida en grados, donde 90 el este, 180 el sur, 270 el oeste y 360 el norte.

## 5. DISCUSIÓN

La monitorización de la recuperación de la vegetación es crucial, dado que provee información sobre la resiliencia de los ecosistemas, ayuda a determinar dinámicas a nivel de paisaje y es una parte fundamental del manejo forestal (Pérez-Cabello *et al.*, 2021). Este trabajo supone una aportación importante para el análisis de dinámicas a nivel de paisaje, ya que el análisis sobre la regeneración en él realizado se ha hecho sobre grandes superficies quemadas a una escala regional (cuena del Mediterráneo), por lo cual puede ser de interés para la gestión forestal anteriormente mencionada, al estudiar la influencia de los factores ambientales sobre la capacidad de recuperación de distintas especies.

La importancia de la teledetección a la hora de analizar dinámicas a nivel de paisaje no sólo radica en su accesibilidad, que permite sortear los costes de los trabajos de campo (tanto monetarios como de tiempo) y abarcar grandes áreas de estudio (como es en este caso la cuena Mediterránea). Entre las muchas opciones que ofrece esta disciplina para el estudio de las dinámicas post-fuego, el uso de modelos de transferencia radiativa (como los aplicados en este trabajo) en el estudio de las dinámicas de regeneración post-fuego es aún incipiente (Chuvienco *et al.*, 2020; Fernandez-Guisuraga *et al.*, 2021). Los estudios a escala regional que se centran en tasas de regeneración de bosques de coníferas en zonas semi-áridas han sido escasos (Vicente-Serrano *et al.*, 2011). En el presente trabajo, se ha encontrado que en los 9 incendios distribuidos a lo largo del Mediterráneo no ha habido una regeneración completa; esto concuerda con Vicente-Serrano y colaboradores (2011), quienes mediante el uso de NDVI estimaron que se puede hablar de una regeneración completa en 13 años, al menos en *Pinus halepensis*.

Según los resultados obtenidos en el presente estudio, la severidad es un factor de gran importancia para la regeneración de la vegetación. Esto ya había sido reportado por diversos estudios en pinares de la región Mediterránea (Vega *et al.*, 2008; Maia *et al.*, 2012; González-De Vega *et al.*, 2018; Fernández-García *et al.*, 2019), que han detectado una relación inversa entre severidad y regeneración post-incendio. Sin embargo, hemos visto que esta influencia difiere según la especie: en *Pinus pinaster* a mayores niveles de severidad, menor regeneración, en comparación con las otras dos especies, que se comportan de forma similar. Esto puede explicar debido al bajo porcentaje de serotinia de *Pinus pinaster* frente al alto porcentaje de *Pinus halepensis* (Hernández-Serrano *et al.*, 2013). El comportamiento homólogo de *Pinus brutia* y *Pinus halepensis* también puede deberse a su proximidad genética (*Pinus brutia* es considerado una subespecie de *Pinus halepensis* por algunos autores) y a la



formación de híbridos naturales en aquellas zonas en las que coexisten; tienen, por tanto, requerimientos ecológicos parecidos, y según estudios previos *Pinus brutia* sigue un patrón de sucesión secundaria propio de bosques mediterráneos (Tavşanoğlu y Gürkan, 2009). No sólo el porcentaje de serotinia puede explicar esta diferencia en regeneración frente a la severidad, sino también los regímenes de fuego diferentes entre los dos grupos de especies: Agee (1998) define el régimen de fuego de *Pinus halepensis* (y por extensión *Pinus brutia*) como de alta severidad, con árboles altamente inflamables que combustionan rápido y que como norma general mueren. En contraste, *Pinus pinaster* está asociado a regímenes de fuego más superficial, en los que los árboles no mueren (Tapias *et al.*, 2004), y el desarrollo de caracteres relacionados con el régimen de fuego es altamente variable a lo largo de la especie (Fernandes *et al.*, 2008).

El régimen de fuego al que *Pinus halepensis* es sometido explica su alto grado de serotinia (Hernández-Serrano *et al.*, 2013). En términos generales, y tal y como se ha visto en este trabajo, esto hace que la regeneración de *Pinus halepensis* sea más exitosa (Pausas *et al.*, 2008; González-De Vega *et al.*, 2018), aunque pueda variar según la severidad del incendio y su tamaño (Tsitsoni, 1997; Broncano y Retana, 2004; Eugenio y Lloret 2004).

Cuánto más dura un incendio y más extenso es, mayor es la severidad y más lenta será la recuperación. El comportamiento del fuego es influenciado por variables topográficas como la altitud (a más altitud mayor humedad), la pendiente (mayor ángulo, más intensidad de llama), orientación (incendios en orientaciones norte u oeste ocasionan menos daños) o viento (Weise y Biging, 1994; Wheatherspoon y Skinner, 1995), las propiedades del combustible y la especie dominante y condiciones climáticas que propicien el fuego (Chuvieco *et al.*, 2006), estas últimas acrecentadas por el cambio climático (Abatzoglou *et al.*, 2019).

Frente a la influencia de las variables topográficas en la severidad de los incendios, los resultados muestran que no siempre son relevantes en la regeneración tras éste. Nuestros resultados muestran que la altitud no es significativa, en términos generales, para la recuperación, aunque *Pinus halepensis* y *Pinus brutia* responden de manera opuesta a ella: la regeneración en *Pinus brutia* es menor a bajas altitudes y mayor en *Pinus halepensis*. Según Littlefield (2019) son varios los estudios que encuentran poca asociación entre la recuperación tras una perturbación ocasionada por el fuego y variables topográficas simples como la altitud. En cuanto a la orientación, hemos encontrado que la regeneración aumenta en orientaciones más al norte, como ya fue reportado en el caso particular de *Pinus brutia*

(Tonbul *et al.*, 2016) y en otros estudios (Karaman *et al.*, 2011; Moreira *et al.*, 2011) debido a condiciones de humedad más favorables (Ireland y Pretopoulos, 2015).

Por sí mismas las variables topográficas tienen impacto en el crecimiento de los bosques (Day y Monk, 1974), mientras que en la regeneración de bosques a latitudes superiores a la mediterránea se ha demostrado que juegan un papel inferior (aunque importante) en contraste con otros factores (Cai *et al.*, 2013; Chu *et al.*, 2017).

Finalmente, la respuesta de la recuperación influenciada por la situación pre-incendio (variables biofísicas antes del paso del fuego) permite agrupar a *Pinus pinaster* y *Pinus brutia* por un lado y *Pinus halepensis* por otro; en este último caso apenas hay una influencia de estas variables sobre la regeneración. Por el contrario, en *Pinus pinaster* y *Pinus brutia* valores elevados de FCOV, FAPAR y LAI antes del incendio se asocian con una menor recuperación. Esto puede deberse a la escala temporal del estudio, y para comprender mejor su relación con la regeneración se necesitaría emplear más imágenes satelitales que permitan ver la evolución de la misma. En la literatura existente (ver Daskalaku y Thanos *et al.* (1996); Thanos (1996)) hay menciones a que el reclutamiento en los pinares de *Pinus halepensis* es más intenso durante el primer año. Se podría comprobar si hay diferencias significativas entre la tasa de regeneración del primer año y la de los años siguientes, y cómo la situación de la variable biofísica antes del incendio influye en este caso.

Como ya se ha mencionado. los modelos lineales mixtos empleados en este estudio son robustos a la hora de predecir los efectos de los predictores introducidos (topografía, severidad) sobre las variables biofísicas. Esto da la posibilidad de que esta metodología pueda ser ampliada y mejorada introduciendo otro tipo de variables ambientales (precipitación total anual, temperatura anual media, tipo de suelo, humedad ambiental) o incluso los valores de las variables biofísicas durante el primer año tras el incendio (ver párrafo anterior) que podrían mejorar los resultados obtenidos.

## 6. CONCLUSIONES

La utilización de imágenes satelitales para el estudio de la regeneración vegetal en amplias regiones presenta numerosas ventajas frente a los métodos tradicionales de muestreo. En este sentido, los modelos de transferencia radiativa son más generalizables que otro tipo de técnicas cuando se trata de determinar variables biofísicas de la vegetación.

Los resultados demuestran que en 4 años no ha habido una regeneración completa de las variables biofísicas de la vegetación hasta la situación previa al fuego en los pinares dominados por *Pinus pinaster*, *Pinus halepensis* y *Pinus brutia*. Esto concuerda con la literatura existente y con las adaptaciones de estas especies de pino a sus diversos regímenes de fuego.

En general, la severidad del incendio tiene un efecto negativo sobre la regeneración vegetal 4 años tras el incendio.

Los efectos de la severidad sobre la regeneración vegetal difieren en magnitud entre los pinares dominados por *Pinus pinaster*, *Pinus halepensis* y *Pinus brutia*, lo que puede ser debido a diferencias en el grado de serotinia entre especies.

Las variables topográficas tienen una influencia limitada en la regeneración, aunque existe variabilidad entre las especies de pino dominantes en cada bosque.

Unos valores altos de variable biofísica antes del incendio se asocian con una menor regeneración, tanto en especies como a nivel general.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

Abatzoglou, J. T., Williams, A. P. y Barbero, R. (2019) "Global emergence of anthropogenic climate change in fire weather indices", *Geophysical Research Letters*, 46(1), pp 326-336. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1029/2018GL080959> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Agee, J. K. (1998) "Fire and pine ecosystems", en Richardson, D.M. (ed.) *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 193-218

Alonso-González, E. y Fernández-García, V. (2021) "MOSEV: a global burn severity database from MODIS (2000–2020)", *Earth System Science Data*, 13(5), pp. 1925-1938. Disponible en: <https://essd.copernicus.org/articles/13/1925/2021/essd-13-1925-2021.pdf> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Akman, Y., Barbéro, M. y Quézel, P. (1978) "Contribution a l'étude de la végétation forestiere d'Anatolie méditerranéenne", *Phytocoonologia* 5: 1-79. Disponible en: <https://doi.org/10.1127/phyto/5/1978/1> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Arianoutsou, M., Kazanis, D., Kokkoris, Y. y Skourou, P. (2002) "Land-use interactions with fire in Mediterranean *Pinus halepensis* landscapes of Greece: patterns of biodiversity" en Viegas, D. X. (ed.) *Forest Fires Research and Wildland Safety*. Rotterdam: Millpress, Rotterdam. Disponible en: [http://www.uaeco.edu.gr/files/PDF/P\\_Viegas\\_2002/Arian\\_et%20al.pdf](http://www.uaeco.edu.gr/files/PDF/P_Viegas_2002/Arian_et%20al.pdf) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Barbéro, M., Loisiel, R., Quézel P., Richardson, D.M. y Romane. F. (1998) "Pines of the Mediterranean Basin" en Richardson, D.M. (ed.), *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge, (RU): Cambridge Univ. Press, pp. 153-170

Bilgili, E. (1999) "Forest fires and fire management policies in Turkey" en *FAO Meeting on Public Policies Affecting Forest Fires. FAO Forestry Paper 138*, pp. 357-361. Disponible en: [http://www.fao.org/3/ad653e/ad653e69.htm#P13412\\_658963](http://www.fao.org/3/ad653e/ad653e69.htm#P13412_658963) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Biger, G. y Lipschitz, N. (1991) "The recent distribution of *Pinus brutia*: a reassessment based on dendroarchaeological and dendrohistorical evidence from Israel", *The Holocene*, 1(2), pp. 157-161. Disponible en: <https://doi.org/10.1177/095968369100100208> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J. y Doerr, S. H. (2012) “Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca Mediterránea: revisión bibliográfica”, *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*, 58, pp. 33-56. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/3885420/1.pdf> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Bond, W. J. y Keeley, J. E. (2005) “Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems”, *Trends in Ecology and Evolution*, 20, pp. 387-394. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Broncano Maria José, Retana Javier (2004) Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin. *International Journal of Wildland Fire* 13, 209-216. <https://doi.org/10.1071/WF03036>

Cai, W., Yang, J., Liu, Z., Hu, Y. y Weisberg, P. J. (2013) “Post-fire tree recruitment of a boreal larch forest in Northeast China”, *Forest Ecology and Management*, 307, 20-29. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.056> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Calama, R., Manso, R., Lucas-Borja, M. E., Espelta, J. M., Pique, M., Bravo, F., ... & Pardos, M. (2017). Natural regeneration in Iberian pines A review of dynamic processes and proposals for management. *Forest Systems*, 26(2), eR02S-eR02S. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2017262-11255> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Caudullo, G., Welk, E. y San-Miguel-Ayanz, J. (2021) “Chorological Data for the Main European Woody Species”. *Mendeley Data*, V13. Disponible en: <https://doi.org/10.17632/hr5h2hcgq4.13> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Chu, T., Guo, X. y Takeda, K. (2016) “Remote sensing approach to detect post-fire vegetation regrowth in Siberian boreal larch forest”, *Ecological Indicators*, 62, pp. 32-46. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.026> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Chu, T., Guo, X. y Takeda, K. (2017) “Effects of burn severity and environmental conditions on post-fire regeneration in Siberian larch forest”, *Forests*, 8(3), pp. 76-103. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/f8030076> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Chuvieco, E., Riaño, D., Danson, F. M. y Martín, P. (2006) “Use of a radiative transfer model to simulate the postfire spectral response to burn severity”, *Journal of Geophysical Research*:

*Biogeosciences*, 111. Disponible en: en <https://doi.org/10.1029/2005JG000143> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Chuvieco, E. (2010) *Teledetección ambiental: la observación de la tierra desde el espacio*. Barcelona: Editorial Ariel

Chuvieco, E., Aguado, I., Salas, J., García, M., Yebra, M. y Oliva, P. (2020). "Satellite remote sensing contributions to wildland fire science and management", *Current Forestry Reports*, 6(2), pp. 81-96. Disponible en: en <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00116-5> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Clemente, R., Navarro-Cerrillo, R. y Gitas, I. (2009) "Monitoring post-fire regeneration in Mediterranean ecosystems by employing multitemporal satellite imagery", *International Journal of Wildland Fire*, 18(6), pp. 648-658. Disponible en: en <https://doi.org/10.1071/WF07076> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Daskalidou, E. N. y Thanos, C. A. (1996) "Aleppo Pine (*Pinus Halepensis*) Postfire Regeneration: the Role of Canopy and Soil Seed Banks", *International Journal of Wildland Fire*, 6(2), pp. 59-66. Disponible en: <https://doi.org/10.1071/WF9960059> (Accedido: 7 septiembre 2021).

Daşdemir, İ., Aydın, F. y Ertuğrul, M. (2021) "Factors Affecting the Behavior of Large Forest Fires in Turkey", *Environmental Management*, 67, pp. 162-175. Disponible en: en <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01389-z> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Day, F. P. y Monk, C. D. (1974) "Vegetation patterns on a southern Appalachian watershed", *Ecology*, 55(5), pp. 1064-1074. Disponible en: en <https://doi.org/10.2307/1940356> (Accedido: 6 septiembre 2021).

EEA (European Environmental Agency). (2020) *CLC 2012*. Disponible en: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?tab=download> (Accedido: 6 septiembre 2021).

De las Heras, J., Moya, D., Vega, J., Daskalidou, E., Vallejo, R., Grigoriadis, N., Tsitsoni, T., Baeza, M., Valdecantos, A., Fernández-Filgueira, C., Espelta, J. y Fernandes, P. (2012). "Post-Fire Management of Serotinous Pine Forests" en Moreira, F., Arianotsou, M., Corona, P., De las Heras J. (eds.) *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Luxemburgo: Springer, pp. 121-150. Disponible en: en

[https://www.researchgate.net/publication/233859464\\_Post-Fire\\_Management\\_of\\_Serotinous\\_Pine\\_Forests](https://www.researchgate.net/publication/233859464_Post-Fire_Management_of_Serotinous_Pine_Forests) (Accedido: 6 septiembre 2021).

DellaSala, D.A. (2018) "Emergence of a New Climate and Human-Caused Wildfire Era for Western USA Forests", modulo de referencia en *Earth Systems and Environmental Sciences*, Elsevier. Disponible en: en <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10999-6> (Accedido: 6 septiembre 2021).

DGT (Dirección General do Territorio). (2015) Carta de Ocupação do Solo de Portugal Continental (COS) 2015. Disponible en [http://mapas.dgterritorio.pt/DGT-ATOM-download/COS\\_Final/COS2015\\_v1/COS2015\\_v1.zip](http://mapas.dgterritorio.pt/DGT-ATOM-download/COS_Final/COS2015_v1/COS2015_v1.zip) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Espelta, J. M., Arnan, X. y Anselm, R. (2011) "Non-fire induced seed release in a weakly serotinous pine: climatic factors, maintenance costs or both?", *Oikos*, 120, pp. 1752-1760. Disponible en: en <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19570.x> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Eugenio M. y Lloret, F. (2004) "Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (north-east Iberian Peninsula)", *Ecoscience*, 11, pp. 446-454. Disponible en: en <https://doi.org/10.1080/11956860.2004.11682854> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Fady, B., Semerci, H. y Vendramin, G. G. (2003) *Euforgen Technical Guidelines for genetic conservation and use for Aleppo pine (Pinus halepensis) and Brutia pine (Pinus brutia)*. Roma: Bioersivity International. Disponible en: en [https://books.google.es/books?id=--H6theHklUC&lpg=PP5&ots=n2Fm6Im\\_VO&dq=Euforgen%20Technical%20Guidelines%20for%20genetic%20conservation%20and%20use%20for%20Aleppo%20pine%20\(Pinus%20halepensis\)%20and%20Brutia%20pine%20\(Pinus%20brutia\)&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q&f=false](https://books.google.es/books?id=--H6theHklUC&lpg=PP5&ots=n2Fm6Im_VO&dq=Euforgen%20Technical%20Guidelines%20for%20genetic%20conservation%20and%20use%20for%20Aleppo%20pine%20(Pinus%20halepensis)%20and%20Brutia%20pine%20(Pinus%20brutia)&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q&f=false) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Farjon, A. (2017) *A handbook of the world's conifers 2 vols.: revised and updated edition*. Leiden: Brill Academic Publishers.

Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jimenez, E., y Rigolot, E. (2008) "Fire resistance of European pines", *Forest Ecology and Management*, 256(3), pp. 246-255. Disponible en: en <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.032> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Fernández-García, V., Quintano, C., Taboada, A., Marcos, E., Calvo, L., y Fernández-Manso, A. (2018) "Remote sensing applied to the study of fire regime attributes and their influence on post-fire greenness recovery in pine ecosystems", *Remote Sensing*, 10(5), p. 733. Disponible en: en <https://doi.org/10.3390/rs10050733> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Fernández-García, V., Fulé, P. Z., Marcos, E., y Calvo, L. (2019) "The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions", *Forest Ecology and Management*, 444, pp. 59-68. Disponible en: en <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.040> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Fernandez-Manso, A., Quintano, C. y Roberts, D.A. (2016) "Burn severity influence on postfire vegetation cover resilience from Landsat MESMA fraction images time series in Mediterranean forest ecosystems", *Remote Sensing of Environment*, 184, pp. 112-123. Disponible en: en <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.06.015> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Fick, S.E. y R.J. Hijmans, (2017) "WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas", *International Journal of Climatology*, 37(12), pp. 4302-4315. Disponible en: en <https://doi.org/10.1002/joc.5086> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Figueiral, I. (1995) "Charcoal analysis and the history of *Pinus pinaster* (cluster pine) in Portugal", *Review of Palaeobotany and Palynology*, 89(3-4), pp. 441-454. Disponible en: en [https://doi.org/10.1016/0034-6667\(95\)00013-3](https://doi.org/10.1016/0034-6667(95)00013-3) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M. Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A. y Michaelsen, J. (2015) "The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes", *Scientific Data*, 2. Disponible en: en <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Gernandt, D. S., López, G. G., García, S. O. y Liston, A. (2005) "Phylogeny and classification of *Pinus*" *Taxon*, 54(1), pp. 29-42. Disponible en: en <https://doi.org/10.2307/25065300> (Accedido: 6 septiembre 2021).

González-De Vega, S., De las Heras, J. y Moya, D. (2018) "Post-Fire Regeneration and Diversity Response to Burn Severity in *Pinus halepensis* Mill. Forests", *Forests*, 9, p. 299. Disponible en: en <https://doi.org/10.3390/f9060299> <https://doi.org/10.2307/25065300> (Accedido: 6 septiembre 2021).



Hartmann, J. y Moosdorf, N. (2012) "The new global lithological map database GLiM: A representation of rock properties at the Earth surface", *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 13(12). Disponible en: en <https://doi.org/10.1029/2012GC004370> (Accedido: 6 septiembre 2021).

He, T., Pausas, J. G. , Belcher, C. M., Schwilk, D. W. y Lamont, B. B. (2012) "Fire-adapted traits of *Pinus* arose in the fiery Cretaceous", *New Phytologist*, 194, pp. 751-759. Disponible en: en <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04079.x> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Hernández-Serrano, A., Verdú, M., González-Martínez S. C., Pausas J. G. (2013) "Fire structures pine serotiny at different scales", *American Journal of Botany*, 100; pp. 2349-2356. Disponible en: en <https://doi.org/10.3732/ajb.1300182> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Ireland, G., y Petropoulos, G. P. (2015) "Exploring the relationships between post-fire vegetation regeneration dynamics, topography and burn severity: A case study from the Montane Cordillera Ecozones of Western Canada", *Applied Geography*, 56, pp. 232-248. Disponible en: en <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.016> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Jia, K., Liang, S., Gu, X., Baret, F., Wei, X., Wang, X., Yao, Y., Yang, L. y Li, Y. (2016) "Fractional vegetation cover estimation algorithm for Chinese GF-1 wide field view data", *Remote Sensing of Environment*, 177, pp. 184-191. Disponible en: en <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.019> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Karaman, M., Özelkan, E., y Örmeci, C. (2011) "Determination of the forest fire potential by using remote sensing and geographical information system, case study-Bodrum/Turkey", en San Miguel-Ayanz, J., Camia, A. Santos de Oliveira, S y Gitas, I. (eds.) *Proceedings of the 8th International EARSeL FF-SIG Workshop*. Stresa, 20-21 de octubre de 2011. Comisión Europea: JRC. Disponible en: en [https://www.researchgate.net/publication/268811599\\_Determination\\_of\\_the\\_Forest\\_Fire\\_Potential\\_by\\_Using\\_Remote\\_Sensing\\_and\\_Geographical\\_Information\\_System\\_Case\\_Study-BodrumTurkey](https://www.researchgate.net/publication/268811599_Determination_of_the_Forest_Fire_Potential_by_Using_Remote_Sensing_and_Geographical_Information_System_Case_Study-BodrumTurkey) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Kazanis, D., Arianotsou, M. (2004) "Factors determining low Mediterranean ecosystems resilience to fire: the case of *Pinus halepensis* forests" en Arianotsou, M. y Papanatasis, V. P. (eds.) *Proceedings of the 10th MEDECOS Conference*. Rhodes, 25 de abril-1 de mayo de 2004. Rotterdam: Millpress. Disponible en: en [https://www.researchgate.net/publication/228459096\\_Factors\\_determining\\_low\\_Mediterrane](https://www.researchgate.net/publication/228459096_Factors_determining_low_Mediterrane)

[an ecosystems resilience to fire the case of Pinus halepensis forests](#) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Kamenova, I. y Dimitrov, P. (2021) "Evaluation of Sentinel-2 vegetation indices for prediction of LAI, fAPAR and fCover of winter wheat in Bulgaria", *European Journal of Remote Sensing*, 54, pp. 89-108. Disponible en: en <https://doi.org/10.1080/22797254.2020.1839359> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Keeley, Jon. (2009) "Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage", *International Journal of Wildland Fire*, 18, pp. 116-126. Disponible en: en <http://dx.doi.org/10.1071/WF07049> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J. y Bradstock, R. A. (2011) "Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits", *Trends in plant science*, 16(8), pp. 406-411. Disponible en: en <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Key, C. H. y Benson, N. C. (2006) "Landscape Assessment (LA). Sampling and Analysis Methods". *USDA Forest Service General Technical Report*. Disponible en: en: [https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_qtr164/rmrs\\_qtr164\\_13\\_land\\_assess.pdf](https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_qtr164/rmrs_qtr164_13_land_assess.pdf) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. y Rubel, F. (2006) "World map of the Köppen-Geiger climate classification updated", *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), pp. 259-263. Disponible en: [https://opus.bibliothek.uni-augsburg.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/40083/file/metz\\_Vol\\_15\\_No\\_3\\_p259-263\\_World\\_Map\\_of\\_the\\_Koppen\\_Geiger\\_climate\\_classification\\_updated\\_55034.pdf](https://opus.bibliothek.uni-augsburg.de/opus4/frontdoor/deliver/index/docId/40083/file/metz_Vol_15_No_3_p259-263_World_Map_of_the_Koppen_Geiger_climate_classification_updated_55034.pdf) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Kuznetsova, A. Brockhoff, P.B., Christensen R. H. B. (2017) "lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models", *Journal of Statistical Software*, 82(13), pp. 126. Disponible en: <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Liacos, L. G. (2015) "Present Studies and History of Burning in Greece", *Fire Ecology*, 11, pp. 3-13 Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF03400631> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Littlefield, C. E. (2019) "Topography and post-fire climatic conditions shape spatio-temporal patterns of conifer establishment and growth", *Fire Ecology*, 15, pp. 34. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0047-7> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Lüdecke, D. (2018) “ggeffects: Tidy Data Frames of Marginal Effects from Regression Models”, *Journal of Open Source Software*, 3(26), pp. 772. Disponible en: <https://doi.org/10.21105/joss> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Lüdecke, D. (2021) *sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science*. [R package version 2.8.9] Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=sjPlot> (Accedido: 6 septiembre 2021).

MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). (2013) *Mapa Forestal de España 1:50.000 para la provincia de Albacete*. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/MFE50\\_02\\_tcm30-200097.zip](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/MFE50_02_tcm30-200097.zip) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Maia, P., Pausas J. G., Vasques, A. y Keizer, J.J. (2012) “Fire severity as a key factor in post-fire regeneration of *Pinus pinaster* (Ait.) in Central Portugal”, *Annals of Forest Science*, 69(4), pp.489-498. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0203-6> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Malek, Ž., Verburg, P. H., Geijzendorffer, I. R., Bondeau, A. y Cramer, W. (2018) “Global change effects on land management in the Mediterranean region”, *Global Environmental Change*, 50, pp. 238-254. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.007> (Accedido: 6 septiembre 2021).

MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). (2019) *Los Incendios Forestales en España. Decenio 2006-2015*. Madrid: Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Martín-Martín, C., Bunce, R. G., Saura, S. y Elena-Rosselló, R. (2013) “Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain”, *Ecological Indicators*, 33, pp. 129-138. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.018> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. (2007) “Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas” en Mataix-Solera, J. (ed.) *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica* Alcoi: Editorial Caja Mediterráneo, pp. 5-40. Disponible en: [https://www.researchgate.net/profile/Jorge-Mataix-Solera/publication/229187257\\_Efectos\\_de\\_los\\_incendios\\_forestales\\_en\\_las\\_propiedades\\_e](https://www.researchgate.net/profile/Jorge-Mataix-Solera/publication/229187257_Efectos_de_los_incendios_forestales_en_las_propiedades_e)

[daficas/links/0fcfd500835635e07c000000/Efectos-de-los-incendios-forestales-en-las-propiedades-edaficas.pdf](https://www.researchgate.net/publication/215705652) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Molinero, F., Cascos, C., García, A. Baraja, E. (2008) “Dinámica de los incendios forestales en Castilla y León”. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 48, pp. 39-70. Disponible en: <https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/download/713/666/702> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Barbati, A., Corona, P., Vaz, P., Xanthopoulos, G., Mouillot, F. y Bilgili, E. (2011) “Landscape–wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management” *Journal of Environmental Management*, 92(10), pp. 2389-2402. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.028> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Moreno J.M., Vázquez, A. y Vélez, R. (1998) “Recent history of forest fires in Spain” en Moreno J.M (ed.) *Large Fires*. Leiden: Backhuys Publishers, pp. 159-185.

Moreno, J. M., Urbieto, I. R., Bedia, J., Gutiérrez, J. M. y Vallejo, V. R. (2015) “Los incendios forestales en España ante el cambio climático” en Herrero, A. y Zavala, A. (eds.) *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, pp. 395-405. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/biodiversidad.aspx> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Oliveira, S. y Fernandes, P. (2009) “Regeneration of *Pinus* and *Quercus* after fire in Mediterranean-type ecosystems: Natural mechanisms and management practices”, *Silva Lusitana*, 17(2), pp. 181-192. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/215705652\\_Regeneration\\_of\\_Pinus\\_and\\_Quercus\\_after\\_fire\\_in\\_Mediterranean-type\\_ecosystems\\_natural\\_mechanisms\\_and\\_management\\_practices](https://www.researchgate.net/publication/215705652_Regeneration_of_Pinus_and_Quercus_after_fire_in_Mediterranean-type_ecosystems_natural_mechanisms_and_management_practices) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J. y Vallejo, R. (2004) “Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice—a review”, *Plant Ecology*, 171(1),

pp. 209-220. Disponible en: <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029381.63336.20> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. (2008) "Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review", *International Journal of Wildland Fire*, 17(6), pp. 713-723. Disponible en: [https://www.uv.es/jgpausas/papers/Pausas-IJWF\\_disaster.pdf](https://www.uv.es/jgpausas/papers/Pausas-IJWF_disaster.pdf) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Pausas, J.G. y Fernández-Muñoz, S. (2012) "Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime", *Climatic Change*, 110, pp. 215-226. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Pérez-Cabello, F., Montorio, R. y Alves, D. B. (2021) "Remote Sensing Techniques to assess Post-Fire Vegetation Recovery", *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 21, pp. 100251. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100251> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Pérez, B. y Moreno, J. (1998) "Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires", *Plant Ecology*, 139, pp. 91-101. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009702520958> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Richardson, D. M. y Philip W. Rundel. (1998) "Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction", en Richardson, D. M. (ed.). *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 3-46.

Rodrigues-Lam, A. 2017. *Sobrevivência do pinheiro-bravo após incêndio. Método dos atributos vitais*. Trabajo de Fin de Máster. Universidad de Lisboa. Disponible en: <https://www.repository.utl.pt/handle/10400.5/15227> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Rodriguez-Garcia, E., Gratzner, G. y Bravo, F. (2011) "Climatic variability and other site factor influences on natural regeneration of *Pinus pinaster* Ait. in Mediterranean forests", *Annals of Forest Science*, 68(4), pp. 811-823. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-011-0078-y> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Stoffel, M. A., Nakagawa, S. y Schielzeth, H. (2021) "partR2: Partitioning R2 in generalized linear mixed models", *PeerJ*, 9, pp. e11414. Disponible en: <https://doi.org/10.7717/peerj.11414> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P. y Pardos, J. A. (2001) "Canopy seed banks in Mediterranean pines of south-eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L.", *Journal of Ecology*, 89(4), 629-638. Disponible en: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00575.x> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Tavşanoğlu, C. y Gürkan, B. (2009) "Postfire regeneration of a *Pinus brutia* (Pinaceae) forest in Marmaris National Park, Turkey", *International Journal of Botany*, 5, pp. 107-111. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.3923/ijb.2009.107.111> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Thanos, C. A., Daskalidou, E. N. y Nikolaidou, S. (1996) "Early Post-Fire Regeneration of a *Pinus halepensis* Forest on Mount Párnis, Greece", *Journal of Vegetation Science*, 7(2), pp. 273-280. Disponible en: <https://doi.org/10.2307/3236328> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Thanos, C. C. y Dousi, M. A. (2000) "Post-fire regeneration of *Pinus brutia* forests" en Ne'eman, G. y Trabaud, L. (eds.) *Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*. Leiden: Backhuys Publishers, pp. 291-301.

Tsitsoni, T. (1997) "Conditions determining natural regeneration after wildfires in the *Pinus halepensis* (Miller, 1768) forests of Kassandra Peninsula (North Greece)", *Forest Ecology and Management*, 92, pp. 199-208. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03909-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03909-6) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Tonbul, H., Kavzoglu, T. y Kaya, S. (2016) "Assessment of fire severity and post-fire regeneration based on topographical features using multitemporal landsat imagery: A case study in Mersin, Turkey", *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 41(B8), pp. 763-769. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/307529739\\_ASSESSMENT\\_OF\\_FIRE\\_SEVERITY\\_AND\\_POST-FIRE\\_REGENERATION\\_BASED\\_ON\\_TOPOGRAPHICAL\\_FEATURES\\_USING\\_MULTITEMPORAL\\_LANDSAT\\_IMAGERY\\_A\\_CASE\\_STUDY\\_in\\_MERSIN\\_TURKEY](https://www.researchgate.net/publication/307529739_ASSESSMENT_OF_FIRE_SEVERITY_AND_POST-FIRE_REGENERATION_BASED_ON_TOPOGRAPHICAL_FEATURES_USING_MULTITEMPORAL_LANDSAT_IMAGERY_A_CASE_STUDY_in_MERSIN_TURKEY) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Trabaud, L. (1981) "Man and fire: impacts on Mediterranean vegetation" en Di, C. F., Goodall, D. W. y Specht, R. (eds.) *Mediterranean-Type Shrublands (Ecosystems of the World)*. Amsterdam: Elsevier, pp. 523-537.

USGS. *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Void Filled*. Disponible en: <https://earthexplorer.usgs.gov>

Vega, J. A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P. y Fonturbel, T. (2008) "The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain)", *Forest Ecology and Management*, 256(9), pp. 1596-1603.

Veraverbeke, S., Verstraeten, W. W., Lhermitte, S., Van De Kerchove, R., & Goossens, R. (2012). Assessment of post-fire changes in land surface temperature and surface albedo, and their relation with fire–burn severity using multitemporal MODIS imagery. *International Journal of Wildland Fire*, 21(3), 243-256. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.005> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Verkaik, I. y Espelta, J. M. (2006) "Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in *Pinus halepensis*", *Forest Ecology and Management*, 231(1-3), pp. 155-163. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.041> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Vicente-Serrano, S. M., Pérez-Cabello, F. y Lasanta, T. (2011) "*Pinus halepensis* regeneration after a wildfire in a semiarid environment: assessment using multitemporal Landsat images" *International Journal of Wildland Fire*, 20(2), pp. 195-208. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1071/WF08203> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Weatherspoon, C. P. y Skinner, C. N. (1995) "An assessment of factors associated with damage to tree crowns from the 1987 wildfires in northern California", *Forest Science*, 41(3), pp. 430-451. Disponible en: [https://www.fs.fed.us/psw/publications/weatherspoon/psw\\_1995\\_weatherspoon001.pdf](https://www.fs.fed.us/psw/publications/weatherspoon/psw_1995_weatherspoon001.pdf) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Weise, D. R. y Biging, G. S. (1994) "Effects of wind velocity and slope on fire behavior", *Fire Safety Science*, 4, pp. 1041-1051. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.3801/IAFSS.FSS.4-1041> (Accedido: 6 septiembre 2021).

Weiss, M. y Baret, F. (2016) *S2ToolBox level 2 products. Version 1.1*. Disponible en: [https://step.esa.int/docs/extra/ATBD\\_S2ToolBox\\_L2B\\_V1.1.pdf](https://step.esa.int/docs/extra/ATBD_S2ToolBox_L2B_V1.1.pdf) (Accedido: 6 septiembre 2021).

WWF (World Wildlife Fund). (2019) *Arde el Mediterráneo. Propuesta mediterránea de WWF para la prevención de incendios forestales*. Disponible en: [http://awsassets.wwf.es/downloads/wwf\\_informe\\_incendios\\_forestaales\\_2019\\_arde\\_el\\_mediterraneo\\_2019.pdf](http://awsassets.wwf.es/downloads/wwf_informe_incendios_forestaales_2019_arde_el_mediterraneo_2019.pdf) (Accedido: 6 septiembre 2021).

Zuur, A. F., Ieno, E. N. y Elphick, C. S. (2010) "A protocol for data exploration to avoid common statistical problems". *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), pp. 3-14. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x> (Accedido: 6 septiembre 2021).



## ANEXO 1. SCRIPT DE ANÁLISIS ESTADÍSTICO EN R

```
remotes::install_github("mastoffel/partR2") #Calcula el parted R2 segun
Stoffel et al.
library(readxl)
library(ggplot2)
library(lmerTest)
library(dplyr)
library(xlsx)
library(devEMF)
library(GGally)
library(gtable)
library(gridExtra)
library(cowplot)
library(sjPlot)
library(partR2)
library(ggeffects)
setwd("D:/TFM GEOINFORMÁTICA/R") #Directorio de trabajo.

# SUBSETS -----

LONG_DB2 <- read_excel("D:/TFM GEOINFORMÁTICA/TABLAS/LONG_DB2.xlsx")

# Hacer un subset en el que sólo haya pinos.

database <- subset(LONG_DB2, PINAR == "pinar")

# Limpiar lo anterior

rm(LONG_DB2)

# Pasa de 5400 a 2926 observaciones. Eso es más de la mitad o sea que bien.
# Seleccionar por incendios:

Anamur <- subset(database, FIRE == "Anamur")
Menderes_E <- subset(database, FIRE == "Menderes_E")
Menderes_S <- subset(database, FIRE == "Menderes_S")
Yeste <- subset(database, FIRE == "Yeste")
Corinto <- subset(database, FIRE == "Corinto")
Patras <- subset(database, FIRE == "Patras")
Castelo_Branco <- subset(database, FIRE == "Castelo_Branco")
Pedrogao <- subset(database, FIRE == "Pedrogao")
Coimbra <- subset(database, FIRE == "Coimbra")

# Debido a la disparidad de la distribución de los puntos en pinar, se
eligen 100 puntos al azar (216/2 = 108, es lo mínimo de Pinar que hay en el
incendio de Pedrogao) de los subsets ya creados, manteniendo los pares:

Anamur100 <- Anamur %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Anamur)
Menderes_E100 <- Menderes_E %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Menderes_E)
Menderes_S100 <- Menderes_S %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Menderes_S)
Yestel100 <- Yeste %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>% left_join(Yeste)
Corinto100 <- Corinto %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Corinto)
```

```

Patras100 <- Patras %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Patras)
Castelo_Branco100 <- Castelo_Branco %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Castelo_Branco)
Pedrogao100 <- Pedrogao %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Pedrogao)
Coimbra100 <- Coimbra %>% distinct(ID) %>% sample_n(100) %>%
left_join(Coimbra)

# Sacar la base de datos a EXCEL para pasarla ahí de LONG a WIDE para poder
trabajar con ella en otras instancias.

write.xlsx(Anamur100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Anamur", append = FALSE)

write.xlsx(Menderes_E100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Menderes_E", append = TRUE)

write.xlsx(Menderes_S100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Menderes_S", append = TRUE)

write.xlsx(Yeste100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Yeste", append = TRUE)

write.xlsx(Corinto100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Corinto", append = TRUE)

write.xlsx(Patras100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Patras", append = TRUE)

write.xlsx(Castelo_Branco100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Castelo_Branco", append = TRUE)

write.xlsx(Pedrogao100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Pedrogao", append = TRUE)

write.xlsx(Coimbra100, file = "DATABASE_100.xlsx",
           sheetName = "Coimbra", append = TRUE)

AnamurW <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Anamur")
Menderes_E.W <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Menderes_E")
Menderes_S.W <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Menderes_S")
YesteW <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Yeste")
CorintoW <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Corinto")
PatrasW <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Patras")
PedrogaoW <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Pedrogao")
Castelo_BrancoW <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet =
"Castelo_Branco")
CoimbraW <- read_excel("Database_100.xlsx", sheet = "Coimbra")

#Juntar por especies

p_brutia <- rbind(Anamur100,Menderes_E100,Menderes_S100)
p_halepensis <- rbind(Yeste100,Corinto100,Patras100)
p_pinaster <- rbind(Coimbra100,Pedrogao100,Castelo_Branco100)

```

```

# MODELOS LINEARES MIXTOS INCENDIO A INCENDIO -----
----

#Sacar diferencias incendio a incendio. So, en el caso de incendios
individuales, la variabilidad la da el ID, que es una medida repetida. El
tiempo (pre/2021) es el único factor predictor que hay within-subjects,
entonces:

## PINUS BRUTIA ---

Anamurej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Anamur100)
anova(Anamurej1)

Anamurej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Anamur100)
anova(Anamurej2)

Anamurej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Anamur100)
anova(Anamurej3)

MenderesEej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Menderes_E100)
anova(MenderesEej1)

MenderesEej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Menderes_E100)
anova(MenderesEej2)

MenderesEej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Menderes_E100)
anova(MenderesEej3)

MenderesSej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Menderes_S100)
anova(MenderesSej1)

MenderesSej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Menderes_S100)
anova(MenderesSej2)

MenderesSej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Menderes_S100)
anova(MenderesSej3)

## PINUS HALEPENSIS ---

Patrasej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Patras100)
anova(Patrasej1)

Patrasej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Patras100)
anova(Patrasej2)

Patrasej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Patras100)
anova(Patrasej3)

Corintoej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Corinto100)
anova(Corintoej1)

Corintoej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Corinto100)
anova(Corintoej2)

Corintoej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Corinto100)
anova(Corintoej3)

Yesteej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Yeste100)
anova(Yesteej1)

```

```

Yesteej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Yeste100)
anova(Yesteej2)

Yesteej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Yeste100)
anova(Yesteej3)

## PINUS PINASTER ---

Pedrogaoej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Pedrogao100)
anova(Pedrogaoej1)

Pedrogaoej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Pedrogao100)
anova(Pedrogaoej2)

Pedrogaoej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Pedrogao100)
anova(Pedrogaoej3)

Coimbraej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Coimbra100)
anova(Coimbraej1)

Coimbraej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Coimbra100)
anova(Coimbraej2)

Coimbraej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Coimbra100)
anova(Coimbraej3)

Castelo_Brancoej1 <- lmer(FCC ~ TIME + (1|ID), data=Castelo_Branco100)
anova(Castelo_Brancoej1)

Castelo_Brancoej2 <- lmer(FAPAR ~ TIME + (1|ID), data=Castelo_Branco100)
anova(Castelo_Brancoej2)

Castelo_Brancoej3 <- lmer(LAI ~ TIME + (1|ID), data=Castelo_Branco100)
anova(Castelo_Brancoej3)

# MODELOS MIXTOS MÚLTIPLES CON PREDICTORAS -----
-

## Primero sacar delta.

AnamurW$dFCOV <- (AnamurW$FCOV_pre - AnamurW$FCOV_post)
AnamurW$dFAPAR <- (AnamurW$FAPAR_pre - AnamurW$FAPAR_post)
AnamurW$dLAI <- (AnamurW$LAI_pre - AnamurW$LAI_post)

Menderes_E.W$dFCOV <- (Menderes_E.W$FCOV_pre - Menderes_E.W$FCOV_post)
Menderes_E.W$dFAPAR <- (Menderes_E.W$FAPAR_pre - Menderes_E.W$FAPAR_post)
Menderes_E.W$dLAI <- (Menderes_E.W$LAI_pre - Menderes_E.W$LAI_post)

Menderes_S.W$dFCOV <- (Menderes_S.W$FCOV_pre - Menderes_S.W$FCOV_post)
Menderes_S.W$dFAPAR <- (Menderes_S.W$FAPAR_pre - Menderes_S.W$FAPAR_post)
Menderes_S.W$dLAI <- (Menderes_S.W$LAI_pre - Menderes_S.W$LAI_post)

PatrasW$dFCOV <- (PatrasW$FCOV_pre - PatrasW$FCOV_post)
PatrasW$dFAPAR <- (PatrasW$FAPAR_pre - PatrasW$FAPAR_post)
PatrasW$dLAI <- (PatrasW$LAI_pre - PatrasW$LAI_post)

CorintoW$dFCOV <- (CorintoW$FCOV_pre - CorintoW$FCOV_post)

```

```

CorintoW$dFAPAR <- (CorintoW$FAPAR_pre - CorintoW$FAPAR_post)
CorintoW$dLAI <- (CorintoW$LAI_pre - CorintoW$LAI_post)

YesteW$dFCOV <- (YesteW$FCOV_pre - YesteW$FCOV_post)
YesteW$dFAPAR <- (YesteW$FAPAR_pre - YesteW$FAPAR_post)
YesteW$dLAI <- (YesteW$LAI_pre - YesteW$LAI_post)

PedrogaoW$dFCOV <- (PedrogaoW$FCOV_pre - PedrogaoW$FCOV_post)
PedrogaoW$dFAPAR <- (PedrogaoW$FAPAR_pre - PedrogaoW$FAPAR_post)
PedrogaoW$dLAI <- (PedrogaoW$LAI_pre - PedrogaoW$LAI_post)

Castelo_BrancoW$dFCOV <- (Castelo_BrancoW$FCOV_pre -
Castelo_BrancoW$FCOV_post)
Castelo_BrancoW$dFAPAR <- (Castelo_BrancoW$FAPAR_pre -
Castelo_BrancoW$FAPAR_post)
Castelo_BrancoW$dLAI <- (Castelo_BrancoW$LAI_pre -
Castelo_BrancoW$LAI_post)

CoimbraW$dFCOV <- (CoimbraW$FCOV_pre - CoimbraW$FCOV_post)
CoimbraW$dFAPAR <- (CoimbraW$FAPAR_pre - CoimbraW$FAPAR_post)
CoimbraW$dLAI <- (CoimbraW$LAI_pre - CoimbraW$LAI_post)

## Juntar todo:

Database_W <- rbind(AnamurW, Menderes_E.W, Menderes_S.W, YesteW, PatrasW,
CorintoW, PedrogaoW, Castelo_BrancoW, CoimbraW)

##### Modelos #####

modelo1 <- lmer(dFCOV ~
ESPECIES+dNBR+ESPECIES:dNBR+FCOV_pre+ESPECIES:FCOV_pre+`PENDIENTE
(%)`+ESPECIES:`PENDIENTE (%)`+`ORIENTACIÓN (°)`+ESPECIES:`ORIENTACIÓN
(°)`+`ALTITUD (m)`+ESPECIES:`ALTITUD (m)`+FCOV_pre:dNBR + (1|FIRE),
data=Database_W)
anova(modelo1)
#Significativos: dNBR; FCOV_pre; `ORIENTACIÓN (°)`; ESPECIES:FCOV_pre;
ESPECIES:`PENDIENTE (%)`; dNBR:FCOV_pre; ESPECIES:`ALTITUD (m)`; `ALTITUD
(m)` MUY POCO
lmerTest::step(modelo1)
#Model found:
# dFCOV ~ ESPECIES + dNBR + FCOV_pre + `ORIENTACIÓN (°)` + `ALTITUD (m)`
+ (1 | FIRE) + ESPECIES:dNBR + ESPECIES:FCOV_pre + ESPECIES:`ALTITUD (m)` +
dNBR:FCOV_pre
modelo1.1 <- lmer(dFCOV ~ ESPECIES + dNBR + FCOV_pre + `ORIENTACIÓN (°)` +
`ALTITUD (m)` + (1 | FIRE) + ESPECIES:dNBR + ESPECIES:FCOV_pre +
ESPECIES:`ALTITUD (m)` + dNBR:FCOV_pre, data=Database_W)

modelo2 <- lmer(dFAPAR ~
ESPECIES+dNBR+ESPECIES:dNBR+FAPAR_pre+ESPECIES:FAPAR_pre+`PENDIENTE
(%)`+ESPECIES:`PENDIENTE (%)`+`ORIENTACIÓN (°)`+ESPECIES:`ORIENTACIÓN
(°)`+`ALTITUD (m)`+ESPECIES:`ALTITUD (m)`+FAPAR_pre:dNBR + (1|FIRE),
data=Database_W)
anova(modelo2)
#Significativos: dNBR; FAPAR_pre; `ORIENTACIÓN (°)`; ESPECIES:dNBR;
ESPECIES:FAPAR_pre; ESPECIES:`ALTITUD (m)`; dNBR:FAPAR_pre
lmerTest::step(modelo2)
#Model found:

```

```

# dFAPAR ~ ESPECIES + dNBR + FAPAR_pre + `ORIENTACIÓN (°)` + `ALTITUD (m)`
+ (1 | FIRE) + ESPECIES:dNBR + ESPECIES:FAPAR_pre + ESPECIES:`ALTITUD (m)`
+ dNBR:FAPAR_pre
modelo2.1 <- lmer(dFAPAR ~ ESPECIES + dNBR + FAPAR_pre + `ORIENTACIÓN (°)`
+ `ALTITUD (m)` + (1 | FIRE) + ESPECIES:dNBR + ESPECIES:FAPAR_pre +
ESPECIES:`ALTITUD (m)` + dNBR:FAPAR_pre, data=Database_W)

modelo3 <- lmer(dLAI ~
ESPECIES+dNBR+ESPECIES:dNBR+LAI_pre+ESPECIES:LAI_pre+`PENDIENTE
(%)`+ESPECIES:`PENDIENTE (%)`+`ORIENTACIÓN (°)`+ESPECIES:`ORIENTACIÓN
(°)`+`ALTITUD (m)`+ESPECIES:`ALTITUD (m)`+LAI_pre:dNBR + (1|FIRE),
data=Database_W)
anova(modelo3)
#Significativos: dNBR; LAI_pre; `PENDIENTE (%)` muy poco; ESPECIES:LAI_pre;
ESPECIES: LAI_pre; ESPECIES:`ALTITUD (m)`; dNBR:LAI_pre
lmerTest::step(modelo3)
#Model found:
# dLAI ~ ESPECIES + dNBR + LAI_pre + `PENDIENTE (%)` + `ALTITUD (m)` + (1
| FIRE) + ESPECIES:LAI_pre + ESPECIES:`ALTITUD (m)` + dNBR:LAI_pre
modelo3.1 <- lmer(dLAI ~ ESPECIES + dNBR + LAI_pre + `PENDIENTE (%)` +
`ALTITUD (m)` + (1 | FIRE) + ESPECIES:LAI_pre + ESPECIES:`ALTITUD (m)` +
dNBR:LAI_pre, data=Database_W)

#### TABLA DE MODELOS DEFINITIVOS ####

ANOVA1 <- anova(modelo1.1)
ANOVA2 <- anova(modelo2.1)
ANOVA3 <- anova(modelo3.1)

#### CÁLCULO DE R PARCIAL ####

partR2(modelo1.1, partvars = c("ESPECIES", "dNBR", "FCOV_pre",
"`ORIENTACIÓN (°)`", "`ALTITUD (m)`", "ESPECIES:dNBR", "ESPECIES:FCOV_pre",
"ESPECIES:`ALTITUD (m)`", "dNBR:FCOV_pre"), max_level = 1, R2_type =
"conditional")

partR2(modelo2.1, partvars = c("ESPECIES", "dNBR", "FAPAR_pre",
"`ORIENTACIÓN (°)`", "`ALTITUD (m)`", "ESPECIES:dNBR",
"ESPECIES:FAPAR_pre", "ESPECIES:`ALTITUD (m)`", "dNBR:FAPAR_pre"),
max_level = 1, R2_type = "conditional")

partR2(modelo3.1, partvars = c("ESPECIES", "dNBR", "LAI_pre", "`PENDIENTE
(%)`", "`ALTITUD (m)`", "ESPECIES:LAI_pre", "ESPECIES:`ALTITUD (m)`",
"dNBR:LAI_pre"), max_level = 1, R2_type = "conditional")

#### ANALISIS DE NORMALIDAD Y HOMOCEDASTICIDAD ####

emf(file="varianza1.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")
plot(modelo1.1)
dev.off()
emf(file="normalidad1.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")
qqPlot(resid(modelo1.1))
dev.off()

emf(file="varianza2.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")
plot(modelo2.1)
dev.off()
emf(file="normalidad2.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")

```

```

qqPlot(resid(modelo2.1))
dev.off()

emf(file="varianza3.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")
plot(modelo3.1)
dev.off()
emf(file="normalidad3.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")
qqPlot(resid(modelo3.1))
dev.off()

##### GRÁFICOS PARTE 1----

LONGDB_new <-
rbind(Anamur100,Menderes_E100,Menderes_S100,Yeste100,Corinto100,Patras100,C
oimbra100,Pedrogao100,Castelo_Branco100) # Juntar
todos los puntos
LONGDB_new$TIME <- factor(LONGDB_new$TIME, # Reordenar
c("pre", "post_4"))
LONGDB_new$FIRE <- factor(LONGDB_new$FIRE, c("Anamur",
"Menderes_E","Menderes_S","Yeste","Patras","Corinto","Castelo_Branco","Pedr
ogao","Coimbra"))
# FCC por incendios, antes y después.

new_labels <- c("Castelo_Branco" = "Castelo Branco", "Menderes_E" =
"Menderes (Este)", "Menderes_S" = "Menderes (Sur)", "Pedrogao" =
"Pedrogão", "Anamur" = "Anamur", "Yeste" = "Yeste", "Corinto" = "Corinto",
"Patras" = "Patras", "Coimbra" = "Coimbra")
plot1 <- ggplot(LONGDB_new, aes(x=as.factor(TIME), y=FCC, fill="FIRE")) +
#geom_boxplot(fill="slateblue", alpha=0.2, outlier.shape = NA) + # Por si
quiero ocultar outliers
geom_boxplot(fill="yellowgreen", alpha=0.2) +
xlab("Valores antes y después del incendio") +
stat_summary(fun=mean, geom="point", shape=20, size=2, color="red",
fill="red") +
scale_x_discrete(labels=c("pre" = "2017", "post_4" = "2021")) +
theme(axis.title.x = element_text(margin = margin(t = 10, r = 0, b = 0, l
= 0)), axis.title.y = element_text(margin = margin(t = 0, r = 5, b = 0, l =
0)), text = element_text(size=16)) +
facet_wrap(~FIRE, labeller = labeller(FIRE = new_labels))
z1 <- ggplotGrob(plot1)
z1 <- gtable_add_cols(z1, unit(0.1, 'null'), 15)
gtable_show_layout(z1) # Para saber dónde pegar los grobs.
dev.off()
z1 <- gtable_add_grob(z1,
list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
textGrob("Pinus brutia",
rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
7, 16,9,16, name = paste(runif(2)))
z1 <- gtable_add_grob(z1,
list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
textGrob("Pinus halepensis",
rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
12, 16,14,16, name = paste(runif(2)))
z1 <- gtable_add_grob(z1,

```

```

        list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
            textGrob("Pinus pinaster",
                    rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
            17, 16,18,14, name = paste(runif(2)))
emf(file="FCC-INCENDIOS2.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")
grid.draw(z1)
dev.off()

plot2 <- ggplot(LONGDB_new, aes(x=as.factor(TIME), y=FAPAR, fill="FIRE")) +
  #geom_boxplot(fill="slateblue", alpha=0.2, outlier.shape = NA) + # Por si
quiero ocultar outliers
  geom_boxplot(fill="yellowgreen", alpha=0.2) +
  xlab("Valores antes y después del incendio") +
  stat_summary(fun=mean, geom="point", shape=20, size=2, color="red",
fill="red") +
  scale_x_discrete(labels=c("pre" = "2017", "post_4" = "2021")) +
  theme(axis.title.x = element_text(margin = margin(t = 10, r = 0, b = 0, l
= 0)), axis.title.y = element_text(margin = margin(t = 0, r = 5, b = 0, l =
0)), text = element_text(size=16)) +
  facet_wrap(~FIRE, labeller = labeller(FIRE = new_labels))
z2 <- ggplotGrob(plot2)
z2 <- gtable_add_cols(z2, unit(0.1, 'null'), 15)
z2 <- gtable_add_grob(z2,
  list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
      textGrob("Pinus brutia",
              rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
      7, 16,9,16, name = paste(runif(2)))
z2 <- gtable_add_grob(z2,
  list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
      textGrob("Pinus halepensis",
              rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
      12, 16,14,16, name = paste(runif(2)))
z2 <- gtable_add_grob(z2,
  list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
      textGrob("Pinus pinaster",
              rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
      17, 16,18,14, name = paste(runif(2)))
emf(file="FAPAR-INCENDIOS2.emf", width = 10, height = 10, bg
="transparent")
grid.draw(z2)
dev.off()

plot3 <- ggplot(LONGDB_new, aes(x=as.factor(TIME), y=LAI, fill="FIRE")) +
  #geom_boxplot(fill="slateblue", alpha=0.2, outlier.shape = NA) + # Por si
quiero ocultar outliers
  geom_boxplot(fill="yellowgreen", alpha=0.2) +
  xlab("Valores antes y después del incendio") +
  stat_summary(fun=mean, geom="point", shape=20, size=2, color="red",
fill="red") +
  scale_x_discrete(labels=c("pre" = "2017", "post_4" = "2021")) +

```



```

  theme(axis.title.x = element_text(margin = margin(t = 10, r = 0, b = 0, l
= 0)), axis.title.y = element_text(margin = margin(t = 0, r = 5, b = 0, l =
0)), text = element_text(size=16)) +
  facet_wrap(~FIRE, labeller = labeller(FIRE = new_labels))
z3 <- ggplotGrob(plot3)
z3 <- gtable_add_cols(z3, unit(0.1, 'null'), 15)
z3 <- gtable_add_grob(z3,
  list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
      textGrob("Pinus brutia",
                rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
        7, 16,9,16, name = paste(runif(2)))
z3 <- gtable_add_grob(z3,
  list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
      textGrob("Pinus halepensis",
                rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
        12, 16,14,16, name = paste(runif(2)))
z3 <- gtable_add_grob(z3,
  list(rectGrob(gp = gpar(col=NA, fill = gray(0.85),
size = 0.5,face="italic")),
      textGrob("Pinus pinaster",
                rot = -90, gp = gpar(col =
gray(0),fontsize=15,fontface = 'italic'))),
        17, 16,18,14, name = paste(runif(2)))
emf(file="LAI-INCENDIOS2.emf", width = 10, height = 10, bg ="transparent")
grid.draw(z3)
dev.off()

```

##### GRÁFICOS PARTE 2----

#### Para hacer un gráfico para cada modelo basta con seleccionar esta sección y sustituir "Castelo Branco" por el nombre de otro incendio. NOTA: ESTO SOBRESERIBE LOS DATOS QUE HAY, si se quieren conservar hay que ir uno por uno.

```
detach("package:sjPlot", unload = TRUE) # Quitar sjplot antes
```

```

pred1 <- ggpredict(Castelo_Brancoej1, terms = "TIME")
pred2 <- ggpredict(Castelo_Brancoej2, terms = "TIME")
pred3 <- ggpredict(Castelo_Brancoej3, terms = "TIME")

```

```

pred1$x <- factor(pred1$x,      # Reordenar
                 c("pre", "post_4"))

```

```

attr(pred1, "x.axis.labels") <- c("2021","2017")
attr(pred1, "x.title") <- "AÑOS"
attr(pred1, "title") <- "Valores predichos para FCOV"

```

```

pred2$x <- factor(pred1$x,      # Reordenar
                 c("pre", "post_4"))

```

```

attr(pred2, "x.axis.labels") <- c("2021","2017")
attr(pred2, "x.title") <- "AÑOS"
attr(pred2, "title") <- "Valores predichos para FAPAR"

```

```

pred3$x <- factor(pred1$x,      # Reordenar
                 c("pre", "post_4"))

attr(pred3, "x.axis.labels") <- c("2021", "2017")
attr(pred3, "y.title") <- expression(paste("LAI " , (m^2/m^2)))
attr(pred3, "x.title") <- "AÑOS"
attr(pred3, "title") <- "Valores predichos para LAI"

plot1 <- plot(pred1)
plot2 <- plot(pred2)
plot3 <- plot(pred3)

plotDEF <- plot_grid(plot1, plot2, plot3, nrow = 1, align="hv", rel_heights
= 0.5)

title1 <- ggdraw() +
  draw_label(
    "C. Castelo Branco",
    fontface = 'bold',
    x = 0,
    hjust = 0
  ) +
  theme(
    # add margin on the left of the drawing canvas,
    # so title is aligned with left edge of first plot
    plot.margin = margin(0, 0, 0, 7))

emf(file="Castelo_BrancoIn.emf", width = 10, height = 3.5, bg
="transparent")
plot_grid(title1, plotDEF, ncol = 1, rel_heights = c(0.1, 1))
dev.off()

library(sjPlot)

##### GRÁFICOS PARTE 3----
sjPlot::tab_model(Anamurej1, Anamurej2, Anamurej3, file="Anamur.html")
sjPlot::tab_model(MenderesEej1, MenderesEej2, MenderesEej3,
file="Menderes.html")
sjPlot::tab_model(MenderesSej1, MenderesSej2, MenderesSej3,
file="Menderes2.html")
sjPlot::tab_model(Yesteej1, Yesteej2, Yesteej3, file="Yeste.html")
sjPlot::tab_model(Corintoej1, Corintoej2, Corintoej3, file="Corinto.html")
sjPlot::tab_model(Patrasej1, Patrasej2, Patrasej3, file="Patras.html")
sjPlot::tab_model(Pedrogaoej1, Pedrogaoej2, Pedrogaoej3,
file="Pedrogao.html")
sjPlot::tab_model(Castelo_Brancoej1, Castelo_Brancoej2, Castelo_Brancoej3,
file="Cx.html")
sjPlot::tab_model(Coimbraej1, Coimbraej2, Coimbraej3, file="Coimbra.html")

sjPlot::tab_model(modelo1.1, file="dFCOV.html")
sjPlot::tab_model(modelo2.1, file="dFAPAR.html")
sjPlot::tab_model(modelo3.1, file="dLAI.html")

#### PLOTS ####

set_theme(

```

```

base = theme_minimal(),
axis.title.size = .9,
axis.textsize = .8,
legend.size = .9,
legend.title.size = 1,
)

setwd("D:/TFM GEOINFORMÁTICA/R/modelos") #Directorio de trabajo.

??plot_model

mlp1 <- sjPlot::plot_model(modelo1.1, type = "int", title="")
emf(file="mlp11.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
mlp1[1] #ESPECIES:dNBR
dev.off()
emf(file="mlp12.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
mlp1[2] #ESPECIES:FCOV_pre
dev.off()
emf(file="mlp13.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
mlp1[3] #ESPECIES:`ALTITUD (m)`
dev.off()
emf(file="mlp14.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
mlp1[4] #dNBR:FCOV_pre
dev.off()

mlp2 <- sjPlot::plot_model(modelo1.1, type = "eff", title="")
emf(file="mlp21.emf", width = 2, height = 4, bg = "transparent")
mlp2[1]
dev.off()
emf(file="mlp22.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
mlp2[2]
dev.off()
emf(file="mlp23.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
mlp2[3]
dev.off()
emf(file="mlp24.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
mlp2[4]
dev.off()
emf(file="mlp25.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
mlp2[5]
dev.off()

-----

m2p1 <- sjPlot::plot_model(modelo2.1, type = "int", title = "")
emf(file="m2p11.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
m2p1[1]
dev.off()
emf(file="m2p12.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
m2p1[2]
dev.off()
emf(file="m2p13.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
m2p1[3]
dev.off()
emf(file="m2p14.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m2p1[4]

```

```

dev.off()

m2p2 <- sjPlot::plot_model(modelo2.1, type = "eff", title = "")
emf(file="m2p21.emf", width = 2, height = 4, bg = "transparent")
m2p2[1]
dev.off()
emf(file="m2p22.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m2p2[2]
dev.off()
emf(file="m2p23.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m2p2[3]
dev.off()
emf(file="m2p24.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m2p2[4]
dev.off()
emf(file="m2p25.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m2p2[5]
dev.off()

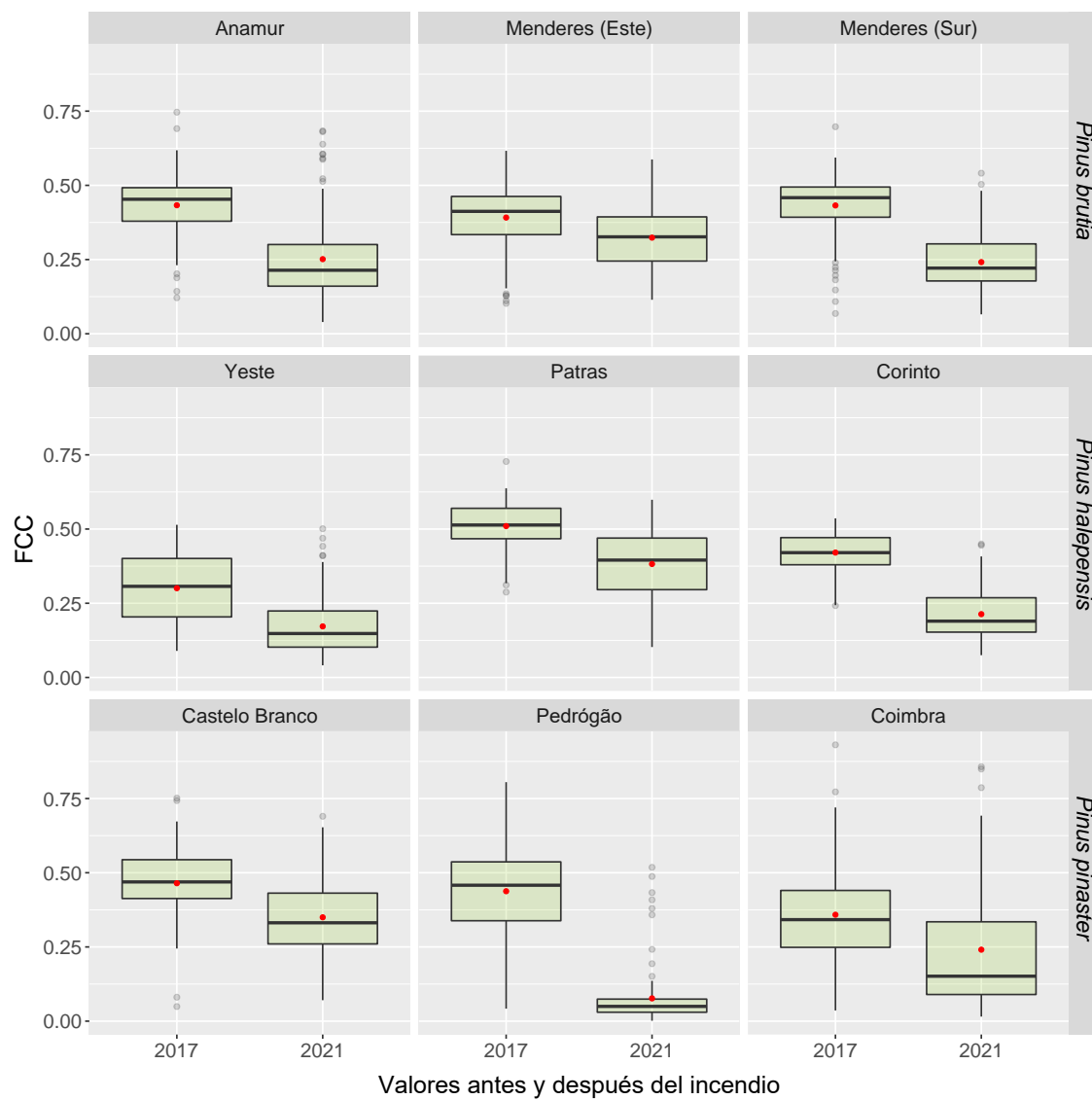
--

m3p1 <- sjPlot::plot_model(modelo3.1, type = "int", title = "")
emf(file="m3p11.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
m3p1[1]
dev.off()
emf(file="m3p12.emf", width = 5, height = 5, bg = "transparent")
m3p1[2]
dev.off()
emf(file="m3p13.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m3p1[3]
dev.off()

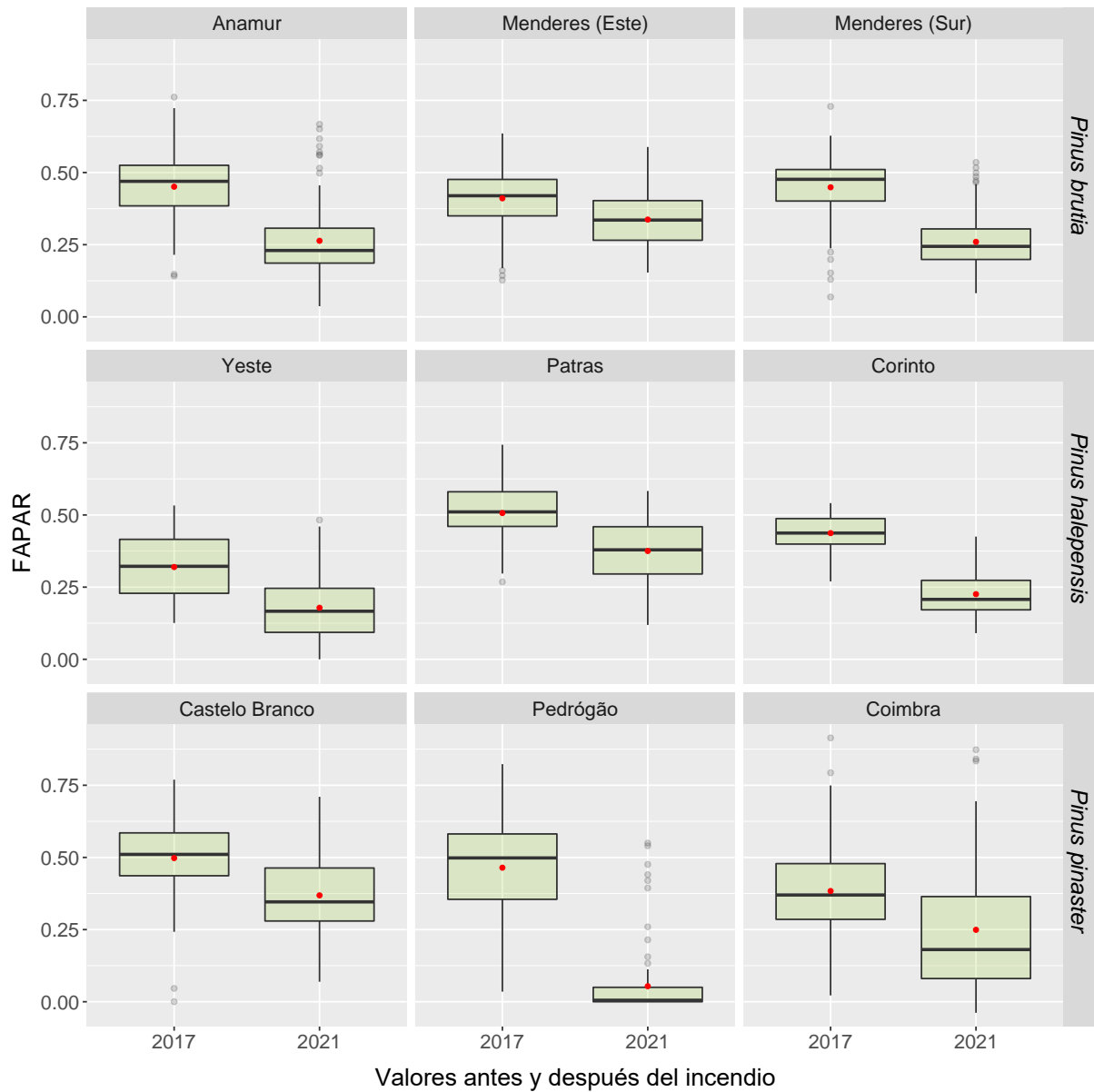
m3p2 <- sjPlot::plot_model(modelo3.1, type = "eff", title = "")
emf(file="m3p21.emf", width = 2, height = 4, bg = "transparent")
m3p2[1]
dev.off()
emf(file="m3p22.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m3p2[2]
dev.off()
emf(file="m3p23.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m3p2[3]
dev.off()
emf(file="m3p24.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m3p2[4]
dev.off()
emf(file="m3p25.emf", width = 5, height = 2.5, bg = "transparent")
m3p2[5]
dev.off()

```

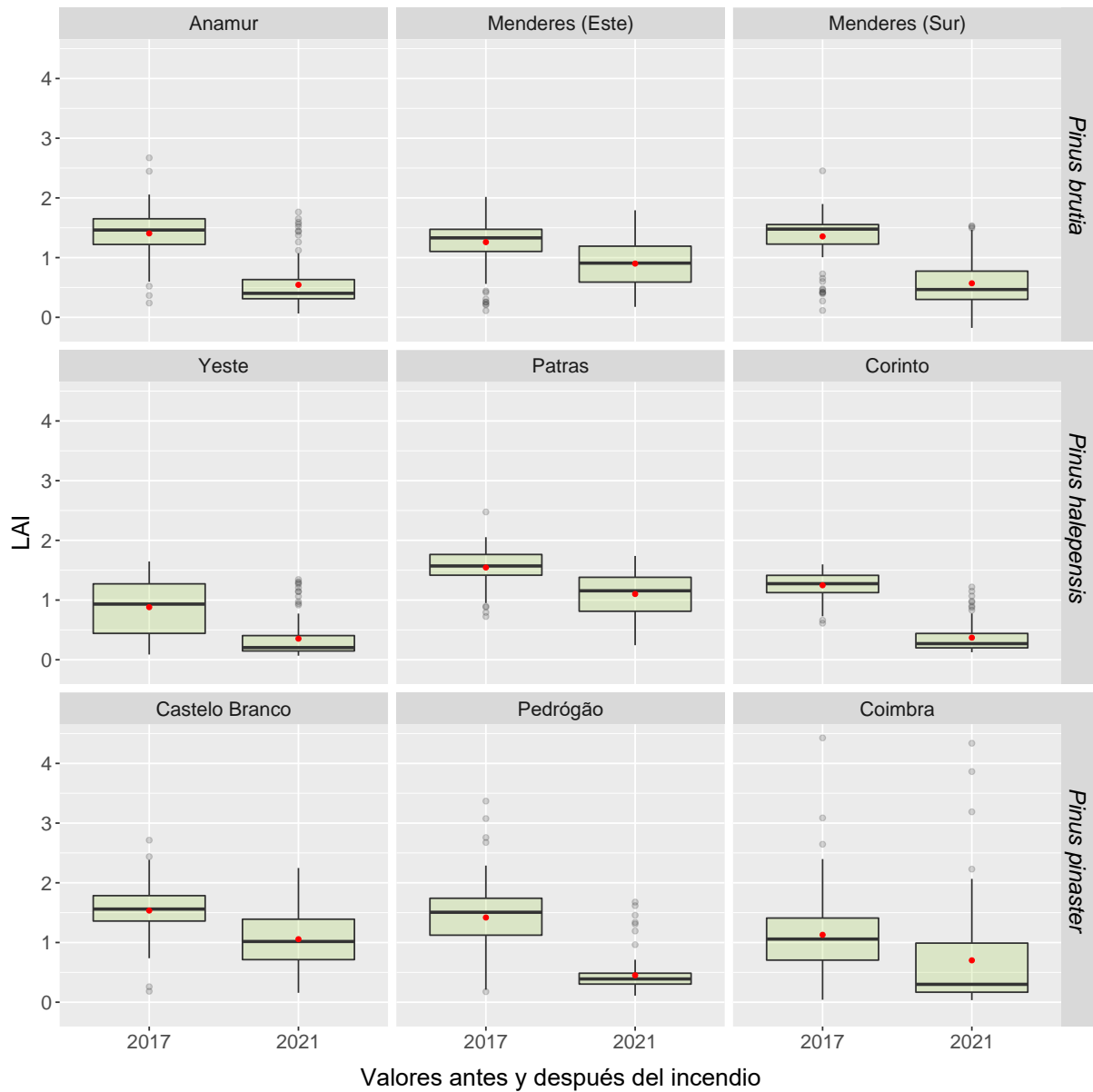
## ANEXO 2. GRÁFICAS DE DATOS BRUTOS



**Figura A2.1.** Representación de los valores de fracción de cabida cubierta antes y después del fuego, según cada incendio. En rojo, la media de los datos.



**Figura A2.2.** Representación de los valores de fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida antes y después del fuego, según cada incendio. En rojo, la media de los datos.



**Figura A2.3.** Representación de los valores del índice de área foliar antes y después del fuego, según cada incendio. En rojo, la media de los datos.

## ANEXO 3. TABLAS RESUMEN DE LOS MODELOS

**Tabla A3.1.** Resultados de los modelos lineares mixtos para medir la recuperación de las variables biofísicas tras los incendios de la especie *Pinus brutia*. E corresponde a los coeficientes, CI a su intervalo de confianza, p indica el p-valor e ICC es el coeficiente de correlación intra-clase.

A. ANAMUR									
Predictores	FCOV			FAPAR			LAI		
	E	CI	p	E	CI	p	E	CI	p
(Intercepto)	0,25	0,23 – 0,28	<0,001	0,26	0,24 – 0,29	<0,001	0,54	0,47 – 0,62	<0,001
AÑOS [pre]	0,18	0,16 – 0,20	<0,001	0,19	0,17 – 0,21	<0,001	0,86	0,79 – 0,93	<0,001
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,01			0,00			0,06		
T <sub>00</sub>	0,01 <sub>ID</sub>			0,01 <sub>ID</sub>			0,09 <sub>ID</sub>		
ICC	0,59			0,67			0,61		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
R <sup>2</sup> <sub>marginal</sub>	0,342			0,374			0,552		
R <sup>2</sup> <sub>condicional</sub>	0,732			0,796			0,825		
B. MENDERES (ESTE)									
Predictores									
	E	CI	p	E	CI	p	E	CI	p
(Intercepto)	0,32	0,30 – 0,34	<0,001	0,34	0,32 – 0,36	<0,001	0,90	0,83 – 0,97	<0,001
AÑOS [pre]	0,07	0,04 – 0,09	<0,001	0,07	0,05 – 0,10	<0,001	0,36	0,26 – 0,46	<0,001
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,01			0,01			0,12		
T <sub>00</sub>	0,00 <sub>ID</sub>			0,00 <sub>ID</sub>			0,02 <sub>ID</sub>		
ICC	0,25			0,24			0,15		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
R <sup>2</sup> <sub>marginal</sub>	0,097			0,123			0,187		
R <sup>2</sup> <sub>condicional</sub>	0,324			0,332			0,309		
C. MENDERES (SUR)									
Predictores									
	E	CI	p	E	CI	p	E	CI	p
(Intercepto)	0,24	0,22 – 0,26	<0,001	0,26	0,24 – 0,28	<0,001	0,57	0,49 – 0,65	<0,001
AÑOS [pre]	0,19	0,17 – 0,21	<0,001	0,19	0,17 – 0,21	<0,001	0,79	0,70 – 0,87	<0,001
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,01			0,01			0,10		
T <sub>00</sub>	0,00 <sub>ID</sub>			0,00 <sub>ID</sub>			0,05 <sub>ID</sub>		
ICC	0,41			0,41			0,33		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
R <sup>2</sup> <sub>marginal</sub>	0,458			0,454			0,509		
R <sup>2</sup> <sub>condicional</sub>	0,679			0,675			0,672		



**Tabla A3.2.** Resultados de los modelos lineares mixtos para medir la recuperación de las variables biofísicas tras los incendios de la especie *Pinus halepensis*. E corresponde a los coeficientes, CI a su intervalo de confianza, p indica el p-valor e ICC es el coeficiente de correlación intra-clase.

<b>A. YESTE</b>									
<i>Predictores</i>	<b>FCOV</b>			<b>FAPAR</b>			<b>LAI</b>		
	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	0,17	0,15 – 0,19	<b>&lt;0,001</b>	0,18	0,16 – 0,20	<b>&lt;0,001</b>	0,35	0,28 – 0,43	<b>&lt;0,001</b>
AÑOS [pre]	0,13	0,11 – 0,14	<b>&lt;0,001</b>	0,14	0,13 – 0,16	<b>&lt;0,001</b>	0,53	0,46 – 0,60	<b>&lt;0,001</b>
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,00			0,00			0,07		
$T_{00}$	0,01 <sub>ID</sub>			0,01 <sub>ID</sub>			0,08 <sub>ID</sub>		
ICC	0,70			0,74			0,56		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
$R^2_{\text{marginal}}$	0,267			0,285			0,318		
$R^2_{\text{condicional}}$	0,780			0,816			0,702		
<b>B. PATRAS</b>									
<i>Predictores</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	0,38	0,36 – 0,40	<b>&lt;0,001</b>	0,38	0,36 – 0,39	<b>&lt;0,001</b>	1,10	1,04 – 1,17	<b>&lt;0,001</b>
AÑOS [pre]	0,13	0,11 – 0,14	<b>&lt;0,001</b>	0,13	0,12 – 0,14	<b>&lt;0,001</b>	0,44	0,40 – 0,49	<b>&lt;0,001</b>
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,00			0,00			0,03		
$T_{00}$	0,01 <sub>ID</sub>			0,01 <sub>ID</sub>			0,08 <sub>ID</sub>		
ICC	0,69			0,76			0,76		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
$R^2_{\text{marginal}}$	0,300			0,316			0,312		
$R^2_{\text{condicional}}$	0,786			0,839			0,837		
<b>C. CORINTO</b>									
<i>Predictores</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	0,21	0,20 – 0,23	<b>&lt;0,001</b>	0,23	0,21 – 0,24	<b>&lt;0,001</b>	0,37	0,32 – 0,42	<b>&lt;0,001</b>
AÑOS [pre]	0,21	0,19 – 0,22	<b>&lt;0,001</b>	0,21	0,20 – 0,22	<b>&lt;0,001</b>	0,88	0,83 – 0,92	<b>&lt;0,001</b>
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,00			0,00			0,00		
$T_{00}$	0,00 <sub>ID</sub>			0,00 <sub>ID</sub>			0,03 <sub>ID</sub>		
ICC	0,59			0,62			0,49		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
$R^2_{\text{marginal}}$	0,654			0,710			0,784		
$R^2_{\text{condicional}}$	0,859			0,890			0,889		

**Tabla A3.3.** Resultados de los modelos lineares mixtos para medir la recuperación de las variables biofísicas tras los incendios de la especie *Pinus pinaster*. E corresponde a los coeficientes, CI a su intervalo de confianza, p indica el p-valor e ICC es el coeficiente de correlación intra-clase.

<b>A. COIMBRA</b>									
<i>Predictores</i>	<b>FCOV</b>			<b>FAPAR</b>			<b>LAI</b>		
	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	0,24	0,20 – 0,28	<b>&lt;0,001</b>	0,25	0,21 – 0,29	<b>&lt;0,001</b>	0,70	0,55 – 0,85	<b>&lt;0,001</b>
AÑOS [pre]	0,12	0,09 – 0,15	<b>&lt;0,001</b>	0,13	0,10 – 0,17	<b>&lt;0,001</b>	0,43	0,30 – 0,56	<b>&lt;0,001</b>
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,01			0,02			0,22		
T <sub>00</sub>	0,02 <sub>ID</sub>			0,02 <sub>ID</sub>			0,34 <sub>ID</sub>		
ICC	0,61			0,57			0,61		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
R <sup>2</sup> <sub>marginal</sub>	0,090			0,106			0,076		
R <sup>2</sup> <sub>condicional</sub>	0,643			0,619			0,638		
<b>B. PEDROGAO</b>									
<i>Predictores</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	0,08	0,05 – 0,10	<b>&lt;0,001</b>	0,05	0,03 – 0,08	<b>&lt;0,001</b>	0,45	0,36 – 0,54	<b>&lt;0,001</b>
AÑOS [pre]	0,36	0,33 – 0,40	<b>&lt;0,001</b>	0,41	0,37 – 0,45	<b>&lt;0,001</b>	0,97	0,86 – 1,08	<b>&lt;0,001</b>
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,02			0,02			0,16		
T <sub>00</sub>	0,00 <sub>ID</sub>			0,00 <sub>ID</sub>			0,07 <sub>ID</sub>		
ICC	0,16			0,18			0,31		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
R <sup>2</sup> <sub>marginal</sub>	0,639			0,665			0,510		
R <sup>2</sup> <sub>condicional</sub>	0,698			0,726			0,663		
<b>C. CASTELO BRANCO</b>									
<i>Predictores</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	0,35	0,33 – 0,37	<b>&lt;0,001</b>	0,37	0,34 – 0,40	<b>&lt;0,001</b>	1,06	0,97 – 1,14	<b>&lt;0,001</b>
TIME [pre]	0,11	0,10 – 0,13	<b>&lt;0,001</b>	0,13	0,11 – 0,15	<b>&lt;0,001</b>	0,48	0,41 – 0,55	<b>&lt;0,001</b>
<b>Efectos aleatorios</b>									
$\sigma^2$	0,00			0,01			0,06		
T <sub>00</sub>	0,01 <sub>ID</sub>			0,01 <sub>ID</sub>			0,14 <sub>ID</sub>		
ICC	0,72			0,68			0,68		
N	100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>			100 <sub>ID</sub>		
Obs.	200			200			200		
R <sup>2</sup> <sub>marginal</sub>	0,174			0,187			0,223		
R <sup>2</sup> <sub>condicional</sub>	0,768			0,738			0,751		

**Tabla A3.4.** Resultados finales (es decir, una vez simplificados) de los modelos lineares mixtos para variables que determinan la recuperación tras el fuego. E corresponde a los coeficientes, CI a su intervalo de confianza, p indica el p-valor e ICC es el coeficiente de correlación intra-clase.

<b>A. dFCOV</b>			
<i>Predictores</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	-0,02	-0,14 – 0,09	0,664
ESPECIES [P_halepensis]	-0,08	-0,24 – 0,07	0,299
ESPECIES [P_pinaster]	-0,14	-0,29 – 0,01	0,075
dNBR	0,32	0,24 – 0,40	<b>&lt;0,001</b>
FCOV_pre	0,55	0,44 – 0,67	<b>&lt;0,001</b>
ORIENTACIÓN	-0,00	-0,00 – -0,00	<b>0,019</b>
ALTITUD	-0,00	-0,00 – -0,00	<b>&lt;0,001</b>
ESPECIES [P_halepensis] * dNBR	-0,00	-0,08 – 0,07	0,981
ESPECIES [P_pinaster] * dNBR	0,08	0,02 – 0,14	<b>0,007</b>
ESPECIES [P_halepensis] * FCOV_pre	-0,21	-0,39 – -0,03	<b>0,022</b>
ESPECIES [P_pinaster] * FCOV_pre	0,08	-0,06 – 0,22	0,269
ESPECIES [P_halepensis] * ALTITUD	0,00	0,00 – 0,00	<b>&lt;0,001</b>
ESPECIES [P_pinaster] * ALTITUD	0,00	0,00 – 0,00	<b>0,003</b>
dNBR * FCOV_pre	-0,46	-0,60 – -0,32	<b>&lt;0,001</b>
<b>Efectos aleatorios</b>			
$\sigma^2$	0,00		
T <sub>00</sub>	0,01	FIRE	
ICC	0,46		
N	9	FIRE	
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>			
Obs,	900		
R <sup>2</sup> marginal	0,326		
R <sup>2</sup> condicional	0,638		
<hr/>			
<b>B. dFAPAR</b>			
<i>Predictores</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	-0,06	-0,18 – 0,06	0,320
ESPECIES [P_halepensis]	-0,04	-0,21 – 0,14	0,685
ESPECIES [P_pinaster]	-0,09	-0,26 – 0,08	0,301
dNBR	0,32	0,24 – 0,40	<b>&lt;0,001</b>
FAPAR_pre	0,57	0,46 – 0,69	<b>&lt;0,001</b>
ORIENTACIÓN	-0,00	-0,00 – -0,00	<b>0,038</b>
ALTITUD	-0,00	-0,00 – -0,00	<b>&lt;0,001</b>
ESPECIES [P_halepensis] * dNBR	0,01	-0,07 – 0,08	0,859
ESPECIES [P_pinaster] * dNBR	0,11	0,05 – 0,17	<b>0,001</b>
ESPECIES [P_halepensis] * FAPAR_pre	-0,31	-0,50 – -0,13	<b>0,001</b>
ESPECIES [P_pinaster] * FAPAR_pre	0,04	-0,10 – 0,18	0,589
ESPECIES [P_halepensis] * ALTITUD	0,00	0,00 – 0,00	<b>&lt;0,001</b>

ESPECIES [P_pinaster] * ALTITUD	0,00	-0,00 – 0,00	0,077
dNBR * FAPAR_pre	-0,43	-0,57 – -0,29	<b>&lt;0,001</b>

**Efectos aleatorios**

$\sigma^2$	0,00
T <sub>00</sub>	0,01 FIRE
ICC	0,51
N	9 FIRE

---

Obs,	900
R <sup>2</sup> marginal	0,325
R <sup>2</sup> condicional	0,668

---

**C. dLAI**

<i>Predictores</i>	<i>E</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Intercepto)	-0,31	-0,64 – 0,01	0,057
ESPECIES [P_halepensis]	-0,30	-0,76 – 0,16	0,200
ESPECIES [P_pinaster]	-0,42	-0,86 – 0,03	0,067
dNBR	1,38	1,16 – 1,60	<b>&lt;0,001</b>
LAI_pre	0,67	0,57 – 0,78	<b>&lt;0,001</b>
PENDIENTE	0,00	0,00 – 0,01	<b>0,033</b>
ALTITUD	-0,00	-0,00 – -0,00	<b>0,003</b>
ESPECIES [P_halepensis] * LAI_pre	-0,15	-0,30 – 0,00	0,054
ESPECIES [P_pinaster] * LAI_pre	0,12	-0,01 – 0,24	0,065
ESPECIES [P_halepensis] * ALTITUD	0,00	0,00 – 0,00	<b>0,001</b>
ESPECIES [P_pinaster] * ALTITUD	0,00	-0,00 – 0,00	0,125
dNBR * LAI_pre	-0,63	-0,77 – -0,48	<b>&lt;0,001</b>

**Efectos aleatorios**

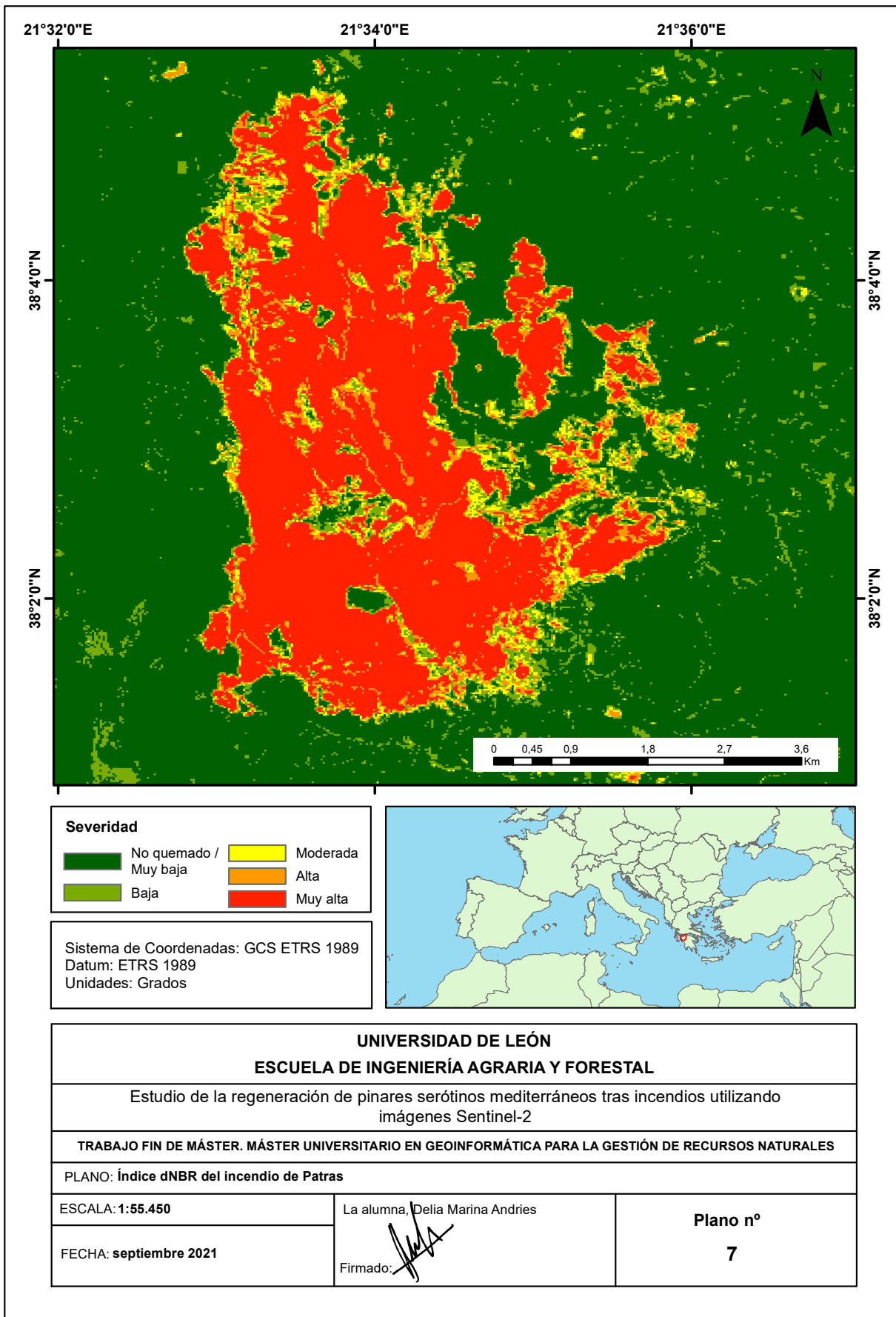
$\sigma^2$	0,11
T <sub>00</sub>	0,06 FIRE
ICC	0,34
N	9 FIRE






---

Obs,	900
R <sup>2</sup> marginal	0,375
R <sup>2</sup> condicional	0,590

---

# PLANOS



Severidad	
	No quemado / Muy baja
	Baja
	Moderada
	Alta
	Muy alta

Sistema de Coordenadas: GCS ETRS 1989  
 Datum: ETRS 1989  
 Unidades: Grados



<b>UNIVERSIDAD DE LEÓN</b>		
<b>ESCUELA DE INGENIERÍA AGRARIA Y FORESTAL</b>		
Estudio de la regeneración de pinares serófitos mediterráneos tras incendios utilizando imágenes Sentinel-2		
TRABAJO FIN DE MÁSTER. MÁSTER UNIVERSITARIO EN GEOINFORMÁTICA PARA LA GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES		
PLANO: Índice dNBR del incendio de Patras		
ESCALA: 1:55.450	La alumna, Delia Marina Andries	<b>Plano nº</b>  <b>7</b>
FECHA: septiembre 2021	Firmado: 	

