



2022  
Lleida

27 · 1  
junio · juny  
juliol · juliol

Cataluña  
Catalunya

## 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

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

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

## Regeneración natural tras el incendio de Riba de Saelices (2005-2020): de la planta al paisaje

CARRILLO GARCÍA, C.<sup>1,2</sup>, GARCÍA MATEO, R.<sup>3,4</sup>, GIROLA IGLESIAS, L.<sup>2</sup>, DÍEZ GALILEA C.<sup>1</sup>, DE LA CRUZ CALLEJA, A.C.<sup>1</sup>, HERNANDO LARA, C.<sup>1,5</sup>, GUIJARRO GUZMÁN, M.<sup>1,5</sup>, MADRIGAL OLMO, J.<sup>1,2,5</sup>.

<sup>1</sup> Centro de Investigación Forestal (INIA, CSIC). [crisrina.carrillo@inia.es](mailto:crisrina.carrillo@inia.es)

<sup>2</sup> ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid (UPM)

<sup>3</sup> Departamento de Biología (Botánica), Universidad Autónoma de Madrid

<sup>4</sup> Centro de Investigación en Biodiversidad y Cambio Global (CIBC-UAM), Universidad Autónoma de Madrid

<sup>5</sup> iuFOR, El Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, uVA-INIA.

### Resumen

El incendio de Riba de Saelices (2005) tuvo repercusiones sociales y económicas que se unieron a los previsibles cambios ecológicos producidos en los paisajes afectados. En los últimos 15 años se viene siguiendo el proceso de regeneración natural en parcelas permanentes localizadas en rodales singulares característicos de la masa. Adicionalmente se han realizado inventarios de presencia/ausencia de especies mediante muestreos sistemáticos de parcelas temporales para evaluar el estado de la regeneración natural. Los factores influyentes en la regeneración a escala de planta y rodal (suelo, severidad del fuego, competencia) han mostrado sus efectos a escala de paisaje con la presencia generalizada de masas mixtas *Pinus pinaster-Quercus pyrenaica*, aunque se han detectado abundantes áreas donde las especies rebrotadoras (*Q. pyrenaica*, *Q. faginea*, *Q. ilex*) y germinadoras (*Cistus* sp., gramíneas anuales y perennes) están dominando el paisaje allí donde antes del incendio el pino rodeno formaba masas puras. De acuerdo con los resultados obtenidos a escala de rodal, en ninguno de estos procesos la saca de madera quemada ha tenido una influencia determinante, teniendo un efecto positivo o nulo. A la vista de los resultados se proponen estrategias de gestión forestal para ayudar a la restauración del paisaje y disminuir su vulnerabilidad a incendios futuros.

### Palabras clave

*Pinus pinaster*, *Quercus pyrenaica*, restauración, saca de madera, vulnerabilidad.

## 1. Introducción

Es conocida la importancia de los incendios forestales en la dinámica del paisaje de los ecosistemas mediterráneos (KEELEY 2012). Una de las consecuencias del cambio global es la alteración del régimen de precipitaciones. Los eventos extremos de sequía, cada vez más frecuentes, alteran el comportamiento y fisiología de las especies vegetales, afectando además a su reclutamiento y distribución, pudiendo disminuir la resiliencia de las masas forestales (RESCO DE DIOS 2020) y, por tanto, aumentar su vulnerabilidad. Por otra parte, el abandono del medio agrario se ha traducido en un aumento de la masa forestal y de la conectividad del combustible (MADRIGAL et al 2017). Todos estos factores incrementan el número y recurrencia de incendios forestales (PELLEGRINI et al 2021) y el riesgo de pérdidas humanas, además de perjuicios económicos y ambientales (SAN-MIGUEL-AYANZ et al 2013) que amenazan la conservación de las diferentes comunidades vegetales de la región mediterránea (PEÑUELAS & SARDANS 2021). En este contexto, el grado de severidad del incendio, que condiciona la disponibilidad de las capas edáficas sobre las que se regenerará la vegetación (VEGA et al 2008), podría llegar a ser un factor limitante para la recolonización de especies germinadoras como *P. pinaster*, ya que las masas del área de estudio son poco serótinas (ALÍA et al 1996) y tienen un reducido banco aéreo (MADRIGAL et al 2006).

Desde hace más de dos décadas, se viene estudiando cómo influyen los tratamientos de gestión post-incendio en el establecimiento y supervivencia del regenerado de *P. pinaster* a corto y

medio plazo (p.e. VEGA et al 2008, MADRIGAL et al 2011). Algunos autores sugieren que la permanencia en el monte de la madera gruesa quemada resulta beneficiosa para el ecosistema (CASTRO et al 2011) y no consideran la presencia de este tipo de combustible un riesgo añadido ante un nuevo escenario de incendio (CASTRO et al 2010). En cambio, autores como PETERSON et al (2015) observaron que el periodo de descomposición de la madera gruesa puede requerir varias décadas lo que probablemente aumentaría la severidad de un hipotético nuevo incendio a medio plazo, tal como ya se ha comprobado en casos de California (COPPOLETA et al 2015) y Australia (BARKER & PRICE 2018).

Por otra parte, la restauración vegetal en áreas quemadas se realiza actualmente según la autoecología de las especies seleccionadas para la restauración y en función de criterios estáticos basados en mapas de vegetación potencial y mapas forestales (VALLEJO et al 2012). Sin embargo, a menudo no se tiene en cuenta cómo se adaptará la dinámica de la comunidad vegetal al cambio climático en el futuro (THOM et al 2017). Las estrategias de restauración post-incendio se centran principalmente en la recuperación a corto plazo, frenando los efectos de la erosión y restableciendo la comunidad existente antes del incendio (LUCAS-BORJA et al 2021). Sin embargo, la incertidumbre ante los posibles cambios en la distribución de especies y las condiciones ecológicas a diferentes escalas dificulta la gestión de la regeneración a largo plazo (LONG et al 2014).

La modelización ecológica es una poderosa herramienta en numerosos campos (GUISAN et al 2017), y los modelos de nicho ecológico (MNE) se han utilizado cada vez más en los últimos años. Aunque los MNE son potencialmente útiles en la restauración ecológica, solo se han aplicado ocasionalmente (MATEO et al 2019a). En este trabajo, planteamos que los MNE pueden, junto con otras fuentes de información (trabajo de campo, teledetección, datos de drones, etc.), ayudar en la toma de decisiones de restauración de la vegetación post-incendio, teniendo en cuenta las posibles consecuencias del cambio climático en la distribución de la vegetación (SAN-MIGUEL-AYANZ et al 2012, EVANS et al 2020). Para corroborar esta hipótesis, abordamos dos cuestiones:

1. *Etapas de la sucesión vegetal.* Los procesos fundamentales para la regeneración post-incendio se producen en una primera etapa inmediatamente posterior a la perturbación y una segunda fase de sucesión en la que se establecen interacciones entre especies que serán determinantes en la abundancia de los diferentes taxones. Sin embargo, los MNE asumen que existe un pseudo-equilibrio entre la dinámica de la vegetación y el medio ambiente (GUISAN & ZIMMERMANN 2000) pero no son capaces de representar el progreso de estas etapas secuenciales. Por ello, en este trabajo se recogieron datos en dos momentos diferentes: en la fase temprana tras la perturbación (2 años post-incendio) y en una fase posterior de regeneración de la vegetación (14 años post-incendio). Nuestra hipótesis es que calibrar los MNE con los datos recogidos en la fase temprana de la regeneración sólo proporcionará una visión sesgada de la distribución potencial de las especies vegetales (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Por otro lado, los MNE calibrados con datos recogidos en una fase posterior serán diferentes a los modelos anteriores y más apropiados para la restauración, ya que reflejarán la vegetación potencial en pseudo-equilibrio y las condiciones locales.

2. *Importancia de la escala.* En estudios anteriores se han propuesto MNE calibrados a diferentes escalas (PETITPIERRE et al 2016, MATEO et al 2019b) con el fin de abordar los procesos impulsores de la distribución de la vegetación a distintas escalas (MCGILL 2010). En este trabajo se analizan dos escalas ecológicas y espaciales (paisajística y regional) para dar cuenta de dos procesos vitales detrás de los patrones de distribución de las especies vegetales (MATEO et al 2019b). Inicialmente asumimos que los modelos obtenidos a estas escalas serán diferentes (PETITPIERRE et al 2016, MATEO et al 2019b). Sin embargo, ambos podrían aportar información importante para la restauración de áreas incendiadas. Se espera que los modelos locales representen cómo se distribuyen las especies bajo el escenario climático actual, y capten

importantes condiciones locales para la vegetación (MATEO et al 2019b) y el impacto del uso del suelo en la vegetación. A su vez, se espera que los modelos regionales proporcionen información sobre la distribución de las especies según todo el nicho climático (o al menos sobre una proporción muy superior a la de la escala local) y proyecciones climáticas futuras más precisas (PETITPIERRE et al 2016).

### 3. Objetivos

El objetivo principal del presente estudio fue evaluar el estado de la regeneración natural dentro de los primeros 15 años después del incendio forestal, desde una escala de rodal hasta la escala de paisaje, estableciendo dos objetivos parciales:

- Evaluar los tratamientos de gestión post-incendio y la severidad del incendio en la supervivencia del regenerado de *P. pinaster*.
- Desarrollar y validar MNE de alta resolución para su uso en un programa de restauración post-incendio en el contexto actual de cambio global y considerando diferentes escenarios climáticos futuros. Para ello se siguieron dos pasos: (a) evaluación de la distribución potencial a corto y largo plazo de las especies vegetales después del incendio mediante el uso de MNE y datos recogidos en diferentes momentos (2 y 14 años post-incendio); (b) evaluación de la importancia de la escala en la calibración de los MNE mediante el uso de dos escalas diferentes (regional y local).

### 4. Metodología

#### 4.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la provincia de Guadalajara, localizándose en el área afectada por el incendio de julio de 2005 (40° 46' - 41°06' N 1° 52' - 2° 39' W) y que quemó una superficie de 12.874 hectáreas (Fig. 1). La altitud de esta zona oscila entre 1.200 y 1.370 m. La temperatura media anual es de 10,5 °C y la precipitación anual de 468 mm. El sustrato se caracteriza por areniscas rojas del Buntsandstein (ricas en hierro), calizas secundarias y sedimentos silíceos.

Antes del incendio, estas masas forestales estaban dominadas por *Pinus pinaster* Ait. Dominando zonas concretas dentro del perímetro del incendio se encontraban otras especies arbóreas como *Quercus pyrenaica* Willd., *Q. faginea* L., y *Q. ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp. También aparecían sabinas (*Juniperus thurifera* L.) y enebros (*J. oxycedrus* L.). La orla de matorral estaba dominada por cistáceas (*Cistus ladanifer* L., *C. laurifolius* L. y *C. populifolius* L.).

Estas masas de *Pinus pinaster* fueron gestionadas de forma intensiva hasta principios de la década de 1980 para, principalmente, la producción de resina. El despoblamiento rural y la falta de rentabilidad, debida a la competencia con el mercado internacional, conllevó que esta actividad quedase en desuso. Esto acarrió un aumento en el monte de la carga de combustible, incrementando la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales.

#### 4.2. Parcelas permanentes

En el año 2006 se instalaron 19 parcelas permanentes de 1.600 m<sup>2</sup> para el seguimiento de la regeneración de *P. pinaster* representativas de las características fisiográficas del perímetro afectado por el fuego (CARRILLO et al 2009). Se diferenciaron 3 tipos de tratamiento de gestión post-incendio: 8 Parcelas testigo (T), no intervenidas post-incendio; 9 Parcelas cortadas pre-emergencia del regenerado de pino (C), con apeo y saca de los fustes quemados en pie, con acordonado de restos finos en fajinas como medida de control de la erosión; 2 Parcelas de corta post-emergencia (TC), donde se cortó y extrajo la madera gruesa con acordonado de restos en

fajinas. Además, se distinguieron dos niveles de severidad (VEGA et al 2005, VIEDMA et al 2015): parcelas de severidad moderada, con soflamado total de copas (MOD); parcelas de severidad extrema, con calcinado de copas (XTR). En cada una de ellas se etiquetaron 100 plántulas de *P. pinaster* al azar ( $N = 1.900$  plántulas). Hasta 2020 se han realizado un total de 16 revisiones en las que registraron datos de supervivencia, ramificación, altura, diámetro basal, espesor de hojarasca y presencia de competidores. Se obtuvieron funciones de supervivencia no paramétricas mediante el método de Producto-límite de Kaplan-Meier. Los análisis se realizaron con STATISTICA 10®.

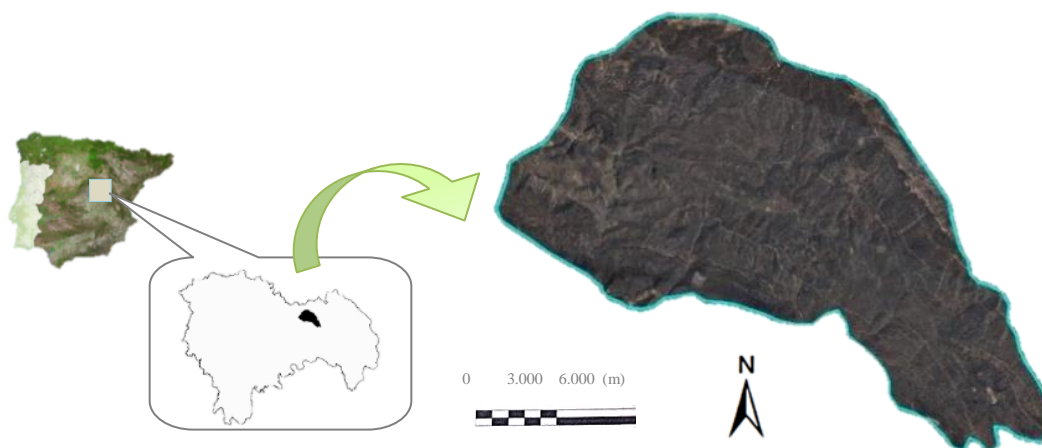


Figura 1. Perímetro del incendio, situado en la provincia de Guadalajara

### 4.3. Parcelas temporales

Se seleccionaron las cuatro especies arbóreas más representativas de la zona de estudio: *P. pinaster*, *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea* y *Q. ilex* subsp. *ballota*. La elección de especies arbóreas se debió a su importancia en los planes de restauración (MUCINA et al 2017). Los MNE fueron calibrados con datos obtenidos a dos escalas espaciales: escala local y escala regional.

#### Datos de distribución de especies

A escala local, los datos de presencia y ausencia de especies se obtuvieron de dos estudios de campo realizados en diferentes periodos de tiempo y que emplearon distintas estrategias de muestreo. Dos años después del incendio, en 2007, la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha inventarió la vegetación mediante un muestreo sistemático a partir de cuadrículas de 200 m de lado, sobre una superficie equivalente al 71% del área de estudio, registrando datos de 2.458 localizaciones. 14 años después del incendio, en 2019, se llevó a cabo un muestreo oportunista. Los muestreos sistemáticos regulares de campo a menudo son difíciles de combinar con herramientas de modelización debido a su elevado coste y la limitación de los presupuestos para la restauración post-incendio. MATEO et al (2018) propusieron una estrategia de muestreo oportunista en la que se utilizan las carreteras y pistas existentes para la recogida de datos, posibilitando calibrar MNE con menos recursos. En este estudio, se asumió que se pueden producir MNE fiables en zonas afectadas por el fuego utilizando este método. Para seleccionar la distancia entre parcelas a lo largo del trazado (800 m distancia entre puntos) se tuvo en cuenta el número mínimo de éstas necesario para captar la variabilidad ambiental del área de estudio, y fue determinada considerando diferentes distancias y un análisis de componentes principales de las variables ambientales locales (ver MATEO et al 2018). Se inventarió un total de 224 parcelas circulares de radio 10 m, con el punto de partida de cada recorrido establecido a 100 m del perímetro del incendio para evitar el efecto borde.



A escala *regional*, los datos de las cuatro especies arbóreas se descargaron a nivel europeo de la base de datos del Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <https://www.gbif.org>). Los números totales de presencias empleados para la calibración de los modelos fueron 4.048 (*P. pinaster*), 2.400 (*Q. pyrenaica*), 2.849 (*Q. faginea*) y 2.171 (*Q. ilex*). Previamente, la información administrativa se contrastó con los mapas administrativos y se descartaron las presencias que no coincidían. Además, se excluyeron los puntos con coordenadas de ceros simples o con una precisión inferior a 1.000 m. Posteriormente, los mapas se revisaron visualmente y se compararon con la bibliografía.

### *Variables ambientales*

Se utilizaron diferentes variables ambientales y resoluciones espaciales en las dos escalas consideradas.

Para los *modelos locales*, se generaron variables ambientales con una resolución de 25 m: orientación según el eje norte-sur, radiación solar mensual, distancia a los arroyos, índice topográfico compuesto, índice de carga térmica, orientación trasformada en una variable lineal, elevación, curvatura y pendiente. Se calcularon las correlaciones por pares de Pearson para todas las variables disponibles con el objetivo de evitar la multicolinealidad, eliminando la variable menos causal (basada en el conocimiento de la literatura) de cada par con un valor superior a 0,7. Se seleccionaron las seis variables menos correlacionadas y ecológicamente significativas para las especies vegetales de la zona de estudio: (1) Distancia a los arroyos. Para cada píxel, calculamos la distancia superficial más corta (en m) a cualquier arroyo (FLEMING & DOAN 2013); (2) Índice de carga térmica. Se utilizó el método propuesto por McCUNE & KEON (2002), que asume temperaturas más cálidas en las laderas orientadas al suroeste que en las orientadas al sureste y tiene en cuenta la pendiente de la ladera; (3) Elevación, derivada de un modelo digital de elevaciones (MDE, Centro Nacional de Información Geográfica) de 25 m de resolución; (4) Pendiente, derivada del MDE; (5) Radiación solar en agosto, derivada del MDE utilizando ArcGIS 10.3; y (6) Curvatura, derivada del MDE utilizando ArcGIS 10.3. Todas las variables independientes se proyectaron en ETRS89 UTM 30N.

En el caso *los modelos regionales*, se emplearon variables climáticas obtenidas de CHELSA (<http://chelsa-climate.org>; KARGER et al 2017) disponibles a una resolución de 30 segundos de arco. Se utilizó el mismo enfoque que para los predictores locales basado en las correlaciones por pares de Pearson para todas las variables disponibles (precipitación mensual, temperaturas mínimas, máximas y medias mensuales) para evitar la multicolinealidad. Se seleccionó un conjunto de cinco variables climáticas: precipitación en abril y en agosto, temperatura media en octubre, temperatura mínima en enero y temperatura máxima en agosto. Las cinco variables se descargaron para las condiciones climáticas actuales y futuras (2060-80) y el modelo climático global CCSM4 (Community Climate System Model; GENT et al 2011), bajo dos vías de concentración representativas (RCP 4,5 y RCP 8,5) propuestas por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático en el Quinto Informe de Evaluación. El RCP 4,5 representa un escenario de estabilización, mientras que el RCP 8,5 se caracteriza por el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero a lo largo del tiempo. Finalmente, siguiendo a MATEO et al (2019a), las variables climáticas fueron reescaladas de 1 km a 25 m de resolución en la zona de estudio. Para las variables de temperatura, este proceso se llevó a cabo mediante regresiones lineales locales. En primer lugar, la relación entre la temperatura y la elevación se ajustó a una resolución de 1 km utilizando la función localReg. A continuación, las intercepciones y las pendientes se desagregaron a 25 m y se suavizaron espacialmente con un núcleo de densidad cónico. La relación ajustada se aplicó entonces a 25 m en toda la zona de estudio. Por último, las variables de precipitación se redujeron mediante un enfoque bilineal simple. Los análisis se realizaron en R.

### Modelización del nicho ecológico

Se calibraron y proyectaron dos *modelos locales* en el área de estudio local mediante el uso de variables ambientales a una resolución de 25 m: (a) con los datos obtenidos del muestreo realizado dos años después del incendio (Local2), y (b) en base al muestreo realizado 14 años después del incendio (Local14).

Los *modelos regionales* (Regional) se calibraron a escala europea utilizando datos de la base de datos GBIF y variables climáticas a 1 km de resolución. Se proyectaron a la zona de estudio local utilizando variables climáticas reescaladas a 25 m de resolución (ver MATEO et al 2019b).

Para cada base de datos (Regional, Local2, Local14) y especie arbórea, se generó un modelo de consenso (ARAÚJO & NEW 2007) combinando tres técnicas estadísticas: modelos lineales generalizados (generalized linear models, GLM) y dos técnicas de árboles de regresión (boosted regression trees y random forests). Todos los modelos se generaron utilizando el paquete R biomod2 (THUILLER et al 2009) con parámetros por defecto. Para cada técnica, los datos se dividieron aleatoriamente diez veces obteniéndose un conjunto con el 80% de los datos para generar los modelos, y con el 20% restante se estimó la precisión de la predicción (validación cruzada de muestras divididas), generando 30 modelos por especie y escala. Se calculó el estadístico AUC para todos los modelos y se descartaron aquellos con un  $AUC < 0,8$ . Se generó un modelo de ensamble a partir de la media ponderada de las predicciones de los diferentes modelos, donde el peso de cada modelo era proporcional a su precisión predictiva. Comparamos los modelos de consenso generados para cada especie entre enfoques, aplicando el coeficiente de correlación de Pearson. A continuación, los modelos regionales de consenso, generados para cada especie, se proyectaron sobre los dos escenarios climáticos futuros (RCP 4,5 y 8,5).

Para evaluar las diferencias en la adecuación de la distribución de las especies en función de la escala, los modelos de consenso originales (índice de idoneidad continuo) se transformaron en modelos binarios (presencia/ausencia) aplicando dos criterios de umbral diferentes: el criterio AUC y el estadístico Kappa (SCHERRER et al 2018). Finalmente, se calculó el área potencial predicha (número de píxeles en el modelo binario) y el porcentaje relativo al área total de estudio para cada especie, escala y periodo de tiempo.

## 4. Resultados

### 4.1. Parcelas permanentes

Se detectó una alta variabilidad entre parcelas. Los tratamientos de gestión post-incendio mostraron diferencias significativas ( $p < 0,001$ ), observándose una mayor supervivencia acumulada de los brinzales en las parcelas cortadas (C) durante el periodo 2006-2020 con una proporción de supervivientes ligeramente inferior a 0,5 (Fig. 2). En cambio, las parcelas en las que el apeo y saca de la madera gruesa quemada fue posterior a la emergencia de las plántulas (TC) mostraron la mayor mortalidad, superando el 70% del regenerado inicial (Fig. 2).

El análisis del tiempo de supervivencia de las plántulas en función del grado de severidad del incendio, mediante el método de Kaplan-Meier, muestra que la supervivencia de los pinos en las parcelas afectadas por calcinado de copas (XTR) presenta una proporción significativamente mayor ( $p < 0,001$ ) que la de los individuos de parcelas con soflamado total de copas (MOD) y superior a 0,5 al final del periodo de estudio (Fig. 3).

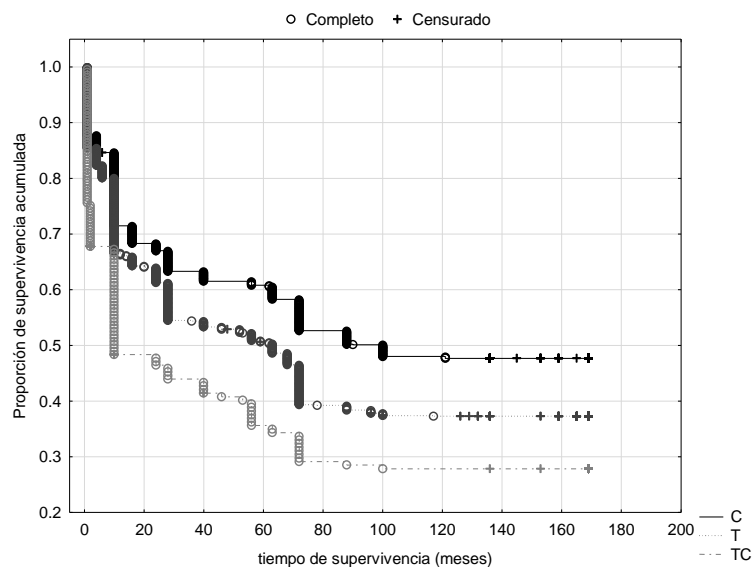


Figura 2. Salida gráfica para el análisis de supervivencia mediante el método de Producto-límite de Kaplan-Meier en función del tratamiento de gestión post-incendio (C, parcelas de apeo y saca de la madera; T, parcelas control; TC, rodales de corta diferida)

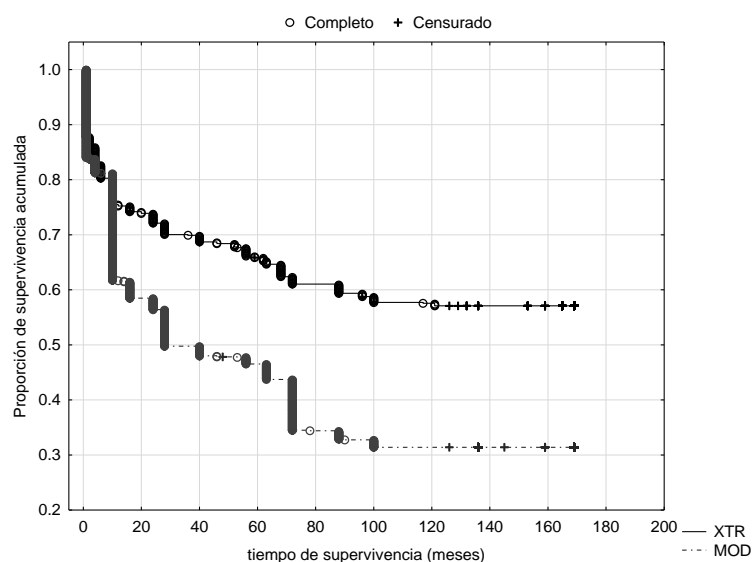


Figura 3. Salida gráfica para el análisis de supervivencia mediante el método de Producto-límite de Kaplan-Meier en función de la severidad del incendio (XTR, parcelas de severidad extrema, con calcinado de copas; MOD, rodales de severidad moderada con sofiamado total de copas)

#### 4.2. Parcelas temporales

Los modelos de ensamble finales en todas las especies y escalas fueron estadísticamente fiables, con valores de  $AUC > 0,9$ .

##### Modelos a escala regional y local para el escenario actual

Se detectaron grandes diferencias en los modelos generados a diferentes escalas (local y regional) para las cuatro especies.



Los modelos binarios regionales predijeron mayores porcentajes de adecuación superficial que los modelos binarios locales (Local2 y Local14), alcanzando el 100% para *Q. pyrenaica*, *Q. faginea* y *P. pinaster* y el 57,73% para *Q. ilex*. En general, los modelos Local14 mostraron una mayor similitud con los modelos regionales que Local2. Así, los mapas de distribución de adecuación del hábitat mostraron patrones espaciales diferentes para los modelos locales y regionales (Fig. 4).

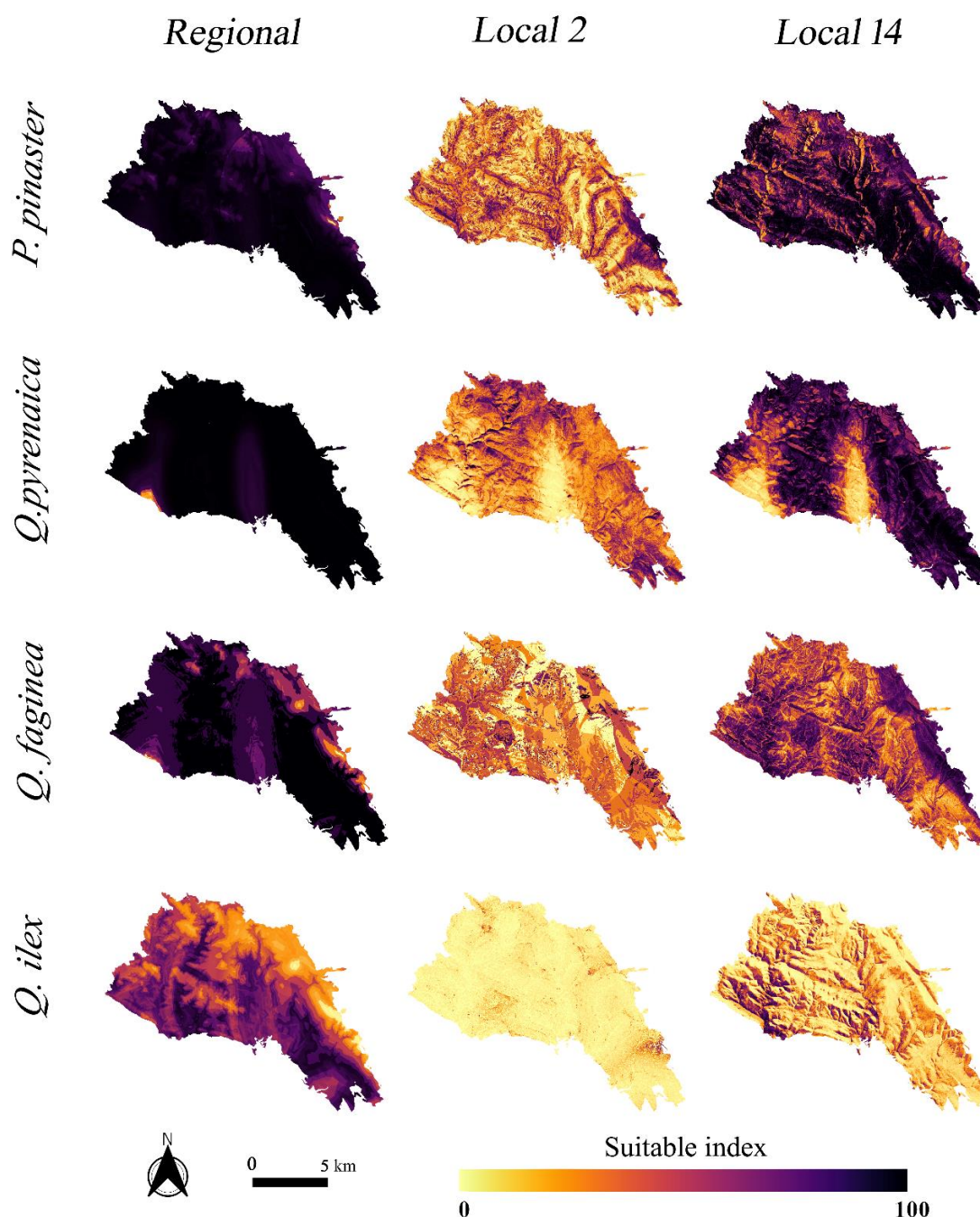


Figura 4. Representación del índice de adecuación en el escenario actual para cada modelo según la escala para *Pinus pinaster* y para las especies de *Quercus* del estudio. Todos los modelos fueron reescalados de 0 a 100 valores de idoneidad potencial.

### Modelo a escala local en diferentes periodos de tiempo

Ambos modelos locales (Local2, Local14) produjeron predicciones fiables pero con grandes diferencias entre ellos, ya que representan diferentes fases de la vegetación post-incendio. Los modelos Local14 predijeron áreas más grandes que los modelos Local2. Así, por ejemplo, el porcentaje de superficie adecuada predicho por Local2 para *Q. pyrenaica* fue inferior al 37%, mientras que la superficie adecuada predicha por Local14 para esta especie fue de alrededor del 70%.

### Proyecciones en escenarios futuros

Las proyecciones de MNE a escala regional para dos escenarios futuros (RCP 4,5 y RCP 8,5) mostraron una disminución general de la superficie adecuada prevista (Fig. 5). Los modelos binarios regionales proyectados para el escenario RCP 4,5 mostraron una drástica reducción del área adecuada prevista para *Q. ilex* (porcentajes = 0), una reducción de un tercio para el pino marítimo (porcentajes = 31,22) y una reducción de la mitad para *Q. faginea* (porcentajes = 51,37). El mantenimiento de cerca del 100% de las áreas adecuadas sólo se predijo para *Q. pyrenaica*. Los MNE proyectados al escenario RCP 8,5 mostraron una reducción significativa de la superficie adecuada prevista en las cuatro especies en los modelos regionales (porcentajes = 0), lo que mostraría unas condiciones climáticas futuras muy desfavorables para el desarrollo de estas especies si se cumple dicho escenario de aumento sostenido de emisiones al ritmo actual.

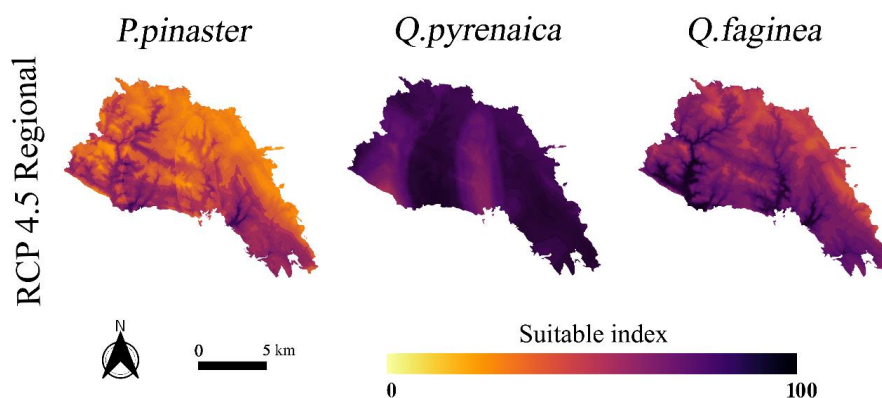


Figura 5. Índice de adecuación para los MNE regionales desarrollados para *P. pinaster*, *Q. pyrenaica* y *Q. faginea* bajo el escenario futuro RCP 4,5. Los modelos fueron reescalados de 0 a 100 valores de idoneidad potencial. Los modelos regionales bajo el escenario RCP 8,5 no predijeron la presencia de las especies (todas las especies tenían un valor de adecuación igual a 0).

## 5. Discusión

La consolidación de los brinzales de *P. pinaster* está influida por factores como la meteorología posterior al incendio, la severidad, la mortalidad después del incendio y los factores ecofisiológicos (MADRIGAL et al 2010). Los resultados del análisis del tiempo mínimo de supervivencia a escala de parcela indican una probabilidad significativamente mayor para la viabilidad del pino en aquellos rodales afectados por calcinado de copas (XTR), frente a aquellos que fueron moderadamente afectados (MOD) y en los que las condiciones menos extremas posibilitaron un lecho para la regeneración vegetal más favorable, no solo para el pino, sino para otras especies que posteriormente tendrían efectos competitivos sobre *P. pinaster*. Así mismo, se observa una supervivencia significativamente mayor en los rodales en los que se extrajo la madera quemada, en concordancia con resultados previos obtenidos en la zona de estudio (MADRIGAL et al 2011),

mientras que la corta diferida (otoño de 2006) conlleva daños al regenerado que aumentan la mortalidad de las plántulas de *P. pinaster*. Este hecho puede resultar determinante para la supervivencia en áreas concretas del perímetro afectado por el fuego debido a que el reclutamiento de esta especie se produce, mayoritariamente, en la primavera posterior al incendio y hasta el segundo otoño post-incendio, tal como observaron MADRIGAL et al (2011). En situaciones de abundante densidad inicial de regeneración, la saca post-emergencia podría favorecer la restauración y reducir los trabajos selvícolas futuros gracias a la disminución del número de pies/ha (DE LAS HERAS et al 2000). Sin embargo, en áreas donde el regenerado no haya sido lo suficientemente copioso, este tipo de tratamiento podría comprometer la supervivencia de la masa de pinar. Por este motivo, solo sería recomendable extraer la madera quemada después de la emergencia de las plántulas en aquellos lugares en los que la regeneración sea de, al menos, 2.000 pies/ha (MATNEY & HODGES 1991) para asegurar el establecimiento y supervivencia de la especie.

El seguimiento de parcelas permanentes a corto y medio plazo permite modelizar la influencia de la severidad y el tratamiento de la masa quemada en la regeneración natural, mostrándose útil en la toma de decisiones en programas de restauración post-incendio. Complementariamente, los MNE pueden utilizarse como herramienta de apoyo a la toma de decisiones para la gestión de masas post-incendio, permitiendo obtener mapas de la distribución potencial de las especies arbóreas más representativas en un área afectada por un gran incendio.

Los planes de gestión forestal post-incendio deberían contemplar las fases secuenciales de la regeneración natural de la vegetación (KAYES et al 2010). En este trabajo se compararon dos ensayos de campo que difieren temporalmente en 12 años (Local2 y Local14) a la misma escala local y que mostraron diferencias en los patrones espaciales (Fig. 4). Estas discrepancias pueden atribuirse a la pseudo-estabilización de la dinámica vegetal basada en los rasgos de regeneración de las diferentes estrategias de rebrote y siembra (SAN-MIGUEL-AYANZ et al 2012, VALLEJO et al 2012, PAUSAS & KEELEY 2014).

Entre las especies estudiadas, solo *P. pinaster* es germinadora obligada, el resto (*Quercus* spp.) son rebrotadoras. Durante la primera fase de reclutamiento de semillas, inmediatamente después del incendio, las especies rebrotadoras mostraron una primera etapa de regeneración consistente con un crecimiento significativamente mayor que el pino marítimo (MADRIGAL et al 2011), lo que explica la alta correlación observada para el rebollo al comparar los modelos Local2 y Local14. La supervivencia de las quercíneas (al menos la raíz) depende de los individuos presentes antes del incendio. Así, en la representación de la distribución de las zonas aptas para el pino marítimo (Fig.4) y *Quercus* spp. (Fig. 4), la dominancia inicial de los rebrotadores no es reflejada por los modelos debido a su distribución dispersa (presencia de brotes y raíces) respecto a los pinos (lluvia de semillas tras el incendio). Los resultados del estudio muestran que el trabajo de campo en una fase de la sucesión de la vegetación más alejada del momento del incendio (Local14) proporcionó mapas de distribución de la vegetación más útiles para la toma de decisiones de restauración que cuando el trabajo de campo se realiza poco después del incendio (Local2), debido a la pseudo-estabilización de una primera etapa de regeneración.

Por otra parte, los resultados fueron consistentes con la hipótesis inicial respecto a las disimilitudes en los resultados según la diferente escala. Los MNE a escala regional y local fueron generados por distintos impulsores climáticos y ambientales (MATEO et al 2019a) y por diferencias en la extensión utilizada para su calibración. Así, los MNE calibrados con datos a escala local y variables ambientales del paisaje (Local2 y Local14; Fig. 4) son útiles para la gestión porque reflejan la distribución actual de las especies pero están limitados por la representación parcial del nicho ecológico de la especie y, por lo tanto, las proyecciones futuras pueden estar sesgadas (PETITPIERRE et al 2016). Por esta razón, las proyecciones bajo los diferentes escenarios de cambio climático (RCP 4,5 y RCP 8,5) sólo se generaron según la escala regional, ya que cubre una mayor

extensión del nicho climático de las especies (PEARSON et al 2004) (Fig. 5). Como desventaja, los modelos regionales sobreestiman la presencia de especies (PETITPIERRE et al 2016, MATEO et al 2019a) en el área incendiada. Sin embargo, a pesar de la gran capacidad de los MNE proyectados para los futuros escenarios de cambio climático, se pueden reconocer algunas limitaciones. Las predicciones de los modelos futuros se basan en las distribuciones actuales de las especies y en las condiciones micro/macroclicmáticas y también en los factores ambientales, y están limitadas al no considerar otro tipo de variables que son críticas en la dinámica de las distribuciones de las comunidades vegetales, por ejemplo, el tipo de suelo, el tipo de cobertura del suelo y las interacciones bióticas (PEARSON & DAWSON 2003, MATEO et al 2011). En este estudio, los mapas de adecuación generados por los MNE proyectados a los futuros escenarios de cambio climático se proponen como una herramienta de apoyo que puede ser utilizada en combinación con otras fuentes de información y técnicas (teledetección, estudios de suelo por trabajo de campo, etc) para ampliar la disponibilidad de información. Los MNE reflejan cómo se comportarán las especies en función del cambio climático en un futuro próximo para diseñar paisajes resistentes y resilientes, reduciendo su vulnerabilidad y dinamizando los planes de restauración post-incendio, algo que no se contempla actualmente (LÖF et al 2019).

En cuanto a la fiabilidad de los MNE calibrados a partir de un muestreo oportunista, éste supuso una reducción de esfuerzos y costes económicos gracias a una reducción del tiempo de acceso a las parcelas de muestreo y al menor número de personas necesarias para realizar el trabajo de campo. Los resultados sugieren que el muestreo oportunista podría utilizarse para desarrollar MNE como alternativa al diseño de cuadrículas sistemático tradicional, cuando el presupuesto y/o el tiempo disponible para completar el proceso de muestreo son limitados (MATEO et al 2018). Además, esta estrategia de muestreo puede ser eficaz para validar los mapas de regeneración post-incendio basados en la teledetección (i.e. FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al 2019).

#### *Implicaciones para la gestión post-incendio*

Se propone un esquema de apoyo a la toma de decisiones (Tabla 1) basado en los resultados de los MNE (Figs. 3, 4) y la predicción de las masas forestales combinando los MNE binarios para cada especie para el escenario actual y RCP 4,5 (Fig. 5), con el fin de mostrar cómo estos modelos podrían ayudar a apoyar las decisiones estratégicas relacionadas con la restauración post-incendio.

Este ejercicio teórico muestra cómo el uso de los MNE regionales y locales en diferentes escenarios puede ayudar a los gestores a tomar decisiones sobre la estrategia de restauración (activa, pasiva) y la estrategia de gestión en el caso de las acciones de restauración activa. Por ejemplo (Fig. 6), en el escenario actual todas las especies están presentes y se está produciendo acumulación de biomasa (MADRIGAL et al 2017) mostrando una tendencia hacia el bosque mixto de frondosas y coníferas. Por tanto, la estrategia de restauración sugiere una gestión pasiva (CASTRO et al 2011) o activa (MOREIRA et al 2020) para dosificar la competencia y reducir la vulnerabilidad de la zona a los incendios forestales (ALFARO-SÁNCHEZ et al 2014). En el escenario RCP 4,5, la probabilidad intermedia de la presencia de *Q. faginea* y *P. pinaster*, y la ausencia de *Q. ilex* a escala regional sugiere que estas especies deberían gestionarse activamente incluyendo acciones que reduzcan su vulnerabilidad tras los incendios forestales. Finalmente, en el escenario RCP 8,5, se espera que la cobertura vegetal de estas especies arbóreas disminuya hasta prácticamente desaparecer (modelo regional). En este caso, la probabilidad de recurrencia de incendios será menos importante debido a la ausencia de combustibles disponibles (RESCO DE DIOS 2020).

Los modelos de distribución potencial de las especies predicen una evolución hacia un bosque mixto con mayor presencia de frondosas respecto a las coníferas (Fig. 6). En estas condiciones, la estrategia de restauración debería centrarse en la gestión activa para promover los



bosques mixtos (BRAVO et al 2019), en estrategias activas y pasivas para promover la biodiversidad (LEVERKUS et al 2019) y en la necesidad de monitorizar las especies regeneradas para decidir los posibles cambios locales de las especies adaptadas a los nuevos nichos climáticos en un futuro próximo (DEL CAMPO et al 2020).

## 6. Conclusiones

La variabilidad entre rodales se debió más a la severidad y condiciones de sitio que al tratamiento de gestión post-incendio de saca de la madera gruesa quemada. A pesar de lo anterior, no se recomienda continuar con las labores de apeo y extracción de la madera después de emerger el regenerado de *Pinus pinaster* en áreas donde la regeneración natural no sea lo suficientemente abundante para asegurar su viabilidad futura si lo que se pretende mantener a medio plazo es una masa pura de pinar.

La estrategia de muestreo oportunista ha proporcionado MNE precisos (resolución espacial de metros), permitiendo la optimización de recursos, lo que representa una opción de trabajo más asequible y dinámica para la investigación.

Para la elaboración de MNE, además de realizar el trabajo de campo poco después del incendio, es importante realizarlo en una segunda fecha posterior. Este último mejora la representación del área de adecuación de la distribución de las especies por parte de los modelos en el momento actual.

La calibración de los MNE a diferentes escalas (local y regional) aporta datos útiles para la toma de decisiones, y estos modelos pueden emplearse como una herramienta objetiva en los planes de restauración o en otras acciones de gestión implementadas después de un incendio. Desde la perspectiva de que los planes de restauración post-incendio contemplen los efectos del cambio climático en la dinámica de la regeneración, se sugiere el uso de los MNE como herramienta de apoyo a la gestión, dinamizando los planes de restauración (a pesar de algunas limitaciones), además de otro tipo de acciones de gestión que puedan implementarse post-incendio.

Sería necesario delimitar las distintas áreas afectadas por el incendio identificando usos a los que serán destinadas y los servicios que de éstas se pretenden obtener, para establecer qué acciones de restauración enfocadas a conseguir los objetivos fijados serán prioritarias en cada área, reducir la vulnerabilidad frente a incendios y asegurar la sostenibilidad de las formaciones forestales que se deriven.

## 7. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado a través de dos convenios de colaboración con TRAGSA, sucesivos proyectos RTA-INIA cofinanciados con fondos FEDER y, actualmente, por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España a través de los proyectos VIS4FIRE (Vulnerabilidad Integrada de los Sistemas Forestales a los Incendios Forestales: Implicaciones en las herramientas de gestión forestal, RTA2017-00042-C05-01) y FORESTCHANGE (Influencia de los regímenes de perturbación natural y la gestión en la dinámica, estructura y balance de carbono de los bosques, AGL2016-76769-C2-1-R). VIS4FIRE está cofinanciado por la UE a través del programa FEDER. Cristina Carrillo García ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia e Innovación, el Fondo Social Europeo y la Agencia Estatal de Investigación a través del programa de ayudas predoctorales (PRE2018). Las bases de datos necesarias para la calibración de los MNE fueron facilitadas por la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Tabla 1. Esquema de apoyo a la toma de decisiones basado en los resultados de los modelos de nicho ecológico (MNE)

Escenario	MNE	Probabilidad de presencia de las especies					Tipo de restauración	Estrategia de gestión
		<i>Pinus pinaster</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	<i>Quercus faginea</i>	<i>Quercus ilex</i>	Masas mixtas		
Actual	Regional	Muy alta	Muy alta	Muy alta	Media	Alta	Pasiva / activa	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No intervención</li> <li>• Manejo de la competencia (intra e interespecífica): resalveos/clareos en rodales de <i>Q. pyrenaica</i> y <i>P. pinaster</i></li> <li>• Aumento de la regeneración por semilla de <i>Q. ilex</i>: desbroces, gestión del pastoreo y de la fauna <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción de la vulnerabilidad frente a la recurrencia de incendios: selvicultura preventiva, control del pastoreo, mantenimiento de infraestructuras</li> </ul> </li> </ul>
	Local14	Alta	Alta	Alta	Media	Alta		
RCP 4,5	Regional	Media	Media	Media	Muy baja	Media	Pasiva / activa	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No intervención</li> <li>• Manejo de la competencia interespecífica en todos los rodales y dosificación de la competencia intraespecífica en rodales de <i>Q. pyrenaica</i> y <i>P. pinaster</i>: resalveos, clareos, claras de arbustos</li> <li>• Acciones para reducir la vulnerabilidad frente a la recurrencia de incendios: selvicultura preventiva, control del pastoreo, mantenimiento de infraestructuras</li> <li>• Fomento de la resiliencia ante nuevos incendios forestales: clareos fuertes en las masas de <i>P. pinaster</i> para promover el banco aéreo de semillas.</li> </ul>
RCP 8,5	Regional	Muy baja	Muy baja	Muy baja	Muy baja	Muy baja	Activa	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Selvicultura para promover masas mixtas</li> <li>• Monitoreo de <i>Q. pyrenaica</i> para detectar posible decaimiento</li> <li>• Densificación mediante plantación</li> <li>• Promoción del aumento de la biodiversidad</li> <li>• Consideración de un posible cambio de especies (plantación)</li> </ul>



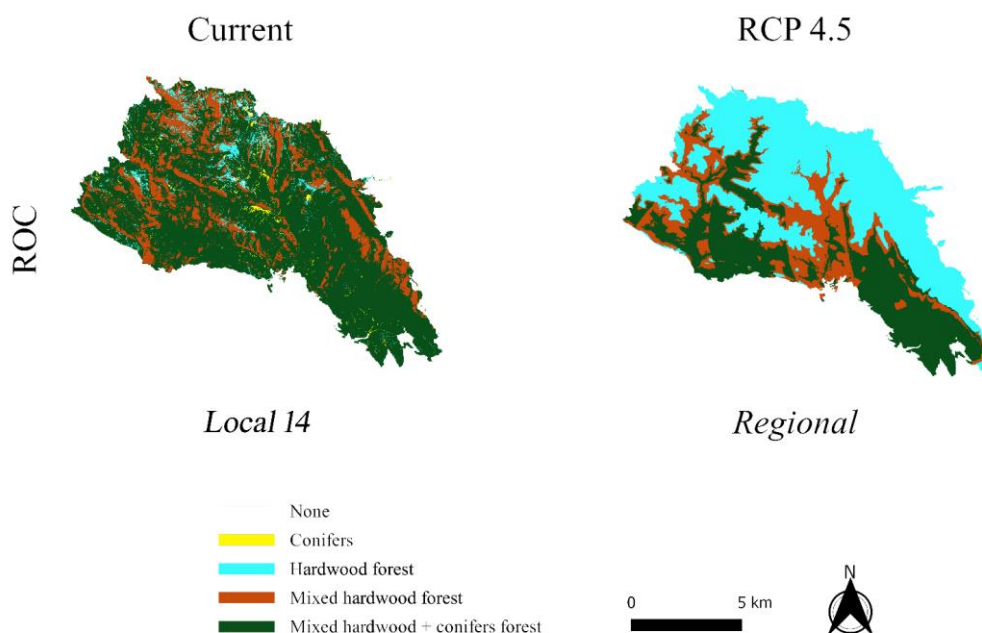


Figura 6. Predicción de las masas forestales mediante la combinación de los ENM binarios de cada especie para el escenario actual y el RCP 4,5

## 8. Bibliografía

ALFARO-SÁNCHEZ, R.; LOPEZ-SERRANO, F.R.; RUBIO, E.; MOYA, D.; SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; DE LAS HERAS, J.; 2014. Biomass storage in low timber productivity Mediterranean forests managed after natural post-fire regeneration in south-eastern Spain. *Eur J For Res* 133(5): 793-807

ALÍA, R.; MARTÍN, S.; DE MIGUEL, J.; GALERA, R.; AGÚNDEZ, D.; GORDO, J.; SALVADOR, L.; CATALÁN, G.; GIL, A.; 1996. Regiones de procedencia de *Pinus pinaster* Aiton. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Ministerio de Medio Ambiente. 75 pp. Madrid

ARAÚJO, M.B.; NEW, M.; 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol* 22(1): 42-47

BARKER, J.; PRICE O.F.; 2018. Positive severity feedback between consecutive fires in dry eucalypt forests of southern Australia. *Ecosphere* 9(3): e02110. 10.1002/ecs2.2110

BRAVO, F.; FABRIKA, M.; AMMER, C.; BARREIRO, S.; BIELAK, K.; COLL, L.; FONSECA, T.; KANGUR, A.; LÖF, M.; MERGANIČOVÁ, K.; PACH, M.; PRETZSCH, H.; STOJANOVIĆ, D.; SCHULER, L.; PERIC, S.; RÖTZER, T.; DEL RÍO, M.; DODAN, M.; BRAVO-OVIEDO, A.; 2019. Modelling approaches for mixed forests dynamics prognosis. Research gaps and opportunities. *For Syst* 28(1), eR002

CARRILLO, Á.; SERRADA, R.; RINCÓN, Á.; HERNANDO, C.; VEGA, J.A.; 2009. Proyecto RODENAL: "Restauración de terrenos afectados por incendios forestales". En: 5º Congreso Forestal Español. 2009. Ávila. Ref.: 5CFE01-461

CASTRO, J.; ALLEN, C.D.; MOLINA-MORALES, M.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; ZAMORA, R.; 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restor Ecol* 19 (4): 537-544

CASTRO, J.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; LORITE, J.; 2010. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. En: Ramírez, L.; Asensio, B. (eds.): Proyectos de investigación en parques nacionales: 2006-2009. 139-157. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid

COPPOLETTA, M.; MERRIAM, K.E.; COLLINS, B.M.; 2015. Post-fire vegetation and fuel development influences fire severity patterns in reburns. *Ecol Appl*, 26(3): 686–699

DE LAS HERAS, J.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.; GONZÁLEZ-OCHOA, A.J.; FERRANDIS, P.; HERRANZ, J.; 2000. Desarrollo y mortalidad de plántulas de *Pinus halepensis* Mill. en competencia con *Cistus monspeliensis* L. durante los 4 primeros años post-incendio. *Cuadernos SECF* 10: 37-42

DEL CAMPO, A.D.; SEGURA-ORENGA, G.; CEACERO, C.J.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; MOLINA, A.J.; REYNA, S.; HERMOSO, J.; 2020. Reforesting drylands under novel climates with extreme drought filters: The importance of trait-based species selection. *For Ecol Manage* 467, 118156

EVANS, A.D.; GARDNER, K.H.; GREENWOOD, S.; PRUITT, B.; 2020. Exploring the utility of small unmanned aerial system products in remote visual stream ecological assessment. *Restor Ecol* 28(6): 1431-1444

FERNÁNDEZ-GUISURAGA, J.M.; CALVO, L.; FERNÁNDEZ-GARCÍA, V.; MARCOS-PORRAS, E.; TABOADA, Á.; SUÁREZ-SEOANE, S.; 2019. Efficiency of remote sensing tools for post-fire management along a climatic gradient. *For Ecol Manage* 433: 553-562

FLEMING, M.J.; DOAN, J.H.; 2013. HEC-GeoHMS: Geospatial Hydrologic Modeling Extension V10.1. User's manual: US Army Corps of Engineers. Davis; CA; US

GENT, P.R.; DANABASOGLU, G.; DONNER, L.J.; HOLLAND, M.M.; HUNKE, E.C.; JAYNE, S.R.; LAWRENCE, D.M.; NEALE, R.B.; RASCH, P.J.; VERTENSTEIN, M.; WORLEY, P.H.; YANG, Z.L.; ZHANG, M.; 2011. The Community Climate System Model Version 4. *J Clim* 24: 4973-4991

GUISAN, A.; THUILLER, W.; ZIMMERMANN, N.E.; 2017. Habitat Suitability and Distribution Models. With Applications in R. Camb Univ Press. Cambridge; United Kingdom. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N.E.; 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol Model* 135: 47-186

KARGER, D.N.; CONRAD, O.; BÖHNER, J.; KAWOHL, T.; KREFT, H.; SORIA-AUZA, R.W.; ZIMMERMANN, N.E.; LINDER, H.P.; KESSLER, M.; 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Sci Data* 4: 170122

- KAYES, L.J.; ANDERSON, P.D.; PUETTMANN, K.J.; 2010. Vegetation succession among and within structural layers following wildfire in managed forests. *J Veg Sci* 21(2): 233-247
- KEELEY, J.E.; BOND, W.J.; BRADSTOCK, R.A.; PAUSAS, J.G.; RUNDEL, P.W.; 2012. Fire in Mediterranean ecosystems: ecology. Camb Univ Press. 515p. Cambridge
- LEVERKUS, A.B.; GARCÍA, P.M.; JURADO, V.D.; PAUSAS, J.G.; 2019. Wildfires: Opportunity for restoration? *Sci* 363(6423): 134-135
- LÖF, M.; MADSEN, P.; METSLAID, M.; WITZELL, J.; JACOBS, D.F.; 2019. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. *New For* 50: 139-151
- LONG, J.W.; SKINNER, C.N.; CHARNLEY, S.; HUBBERT, K.; QUINN-DAVIDSON, L.N.; MEYER, M.; 2014. Post-Wildfire Management. En: LONG, J.W.; QUINN-DAVIDSON, L.N.; SKINNER, C.N. (eds.): Science synthesis to support socioecological resilience in the Sierra Nevada and southern Cascade Range. 187-223. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-247: US Department of Agriculture; Forest Service; Pacific Southwest Research Station. Albany; CA; US
- LUCAS-BORJA, M.E.; DELGADO-BAQUERIZO, M.; MUÑOZ-ROJAS, M.; PLAZA-ÁLVAREZ, P.A.; GÓMEZ-SANCHEZ, M.E.; GONZÁLEZ-ROMERO, J.; PEÑA-MOLINA, E.; MOYA, D.; DE LAS HERAS, J.; 2021. Changes in ecosystem properties after post-fire management strategies in wildfire-affected Mediterranean forests. *J Appl Ecol* 58(4): 836-846
- MADRIGAL, J.; FERNÁNDEZ-MIGUELÁÑEZ, I.; GUIJARRO, M.; VEGA-NIEVA, D.J.; TOLOSANA, E.; 2017. Does forest biomass harvesting for energy reduce fire hazard in the Mediterranean basin? A case study in the Caroig Massif (Eastern Spain). *Eur J For Res* 136: 13-26
- MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; 2011. La gestión post-incendio como apoyo a la regeneración natural y a la restauración tras el gran incendio del Rodenal de Guadalajara: efectos sobre la supervivencia y crecimiento de los brinzales de *Pinus pinaster* Ait. *Spa J Rur Dev* II (3): 1-14
- MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; VEGA, J.A.; FONTURBEL, T.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; 2010. Smouldering fire-induced changes in a Mediterranean soil (SE Spain): effects on germination; survival and morphological traits of 3-year-old *Pinus pinaster* Ait. *Plant Ecol* 208: 279-292
- MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; DÍEZ, C.; VEGA, J.A.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FONTÚRBEL, T.; CUIÑAS, P.; 2006. Situación de la regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en España. *Montes*. 85: 27-34
- MATEO, R.G.; AROCA-FERNÁNDEZ, M.J.; GASTÓN, A.; GÓMEZ-RUBIO, V.; SAURA, S.; GARCÍA-VIÑAS, J.I.; 2019b. Looking for an optimal hierarchical approach for ecologically meaningful niche modelling. *Ecol Model* 409: 108735
- MATEO, R.G.; GASTÓN, A.; AROCA-FERNÁNDEZ, M.J.; BROENNIMANN, O.; GUISAN, A.; SAURA, S.; GARCÍA-VIÑAS, J.I.; 2019a. Hierarchical species distribution models in support of vegetation conservation at the landscape scale. *J Veg Sci* 30(2): 386-396

MATEO, R.G.; GASTÓN, A.; AROCA-FERNÁNDEZ, M.J.; SAURA, S.; GARCÍA-VIÑAS, J.I.; 2018. Optimization of forest sampling strategies for woody plant species distribution modelling at the landscape scale. *For Ecol Manage* 410: 104-113

MATEO, R.G.; FELICÍSIMO, A.M.; MUÑOZ, J.; 2011. Species distributions models: A synthetic revision. *Rev Chil Hist Nat* 84: 217-240

MATNEY D.T.; HODGES D.J.; 1991. Evaluating Regeneration Success. En: *Forest Regeneration Manual*. DURYEA, M.L.; DOUGHERTY, P.M. (eds.): Kluwer Academic Publisher. Dondrecht

McCUNE, B.; KEON, D.; 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. *J Veg Sci* 13: 603-606

McGILL, B.J.; 2010. Matters of scale. *Sci* 328: 575-576

MOREIRA, F.; ASCOLI, D.; SAFFORD, H.; ADAMS, M.A.; MORENO, J.M.; PEREIRA, J.M.; CATRY, F.X.; ARMESTO, J.; BOND, W.; GONZÁLEZ, M.E.; CURT, T.; KOUTSIAS, N.; MCCAW, L.; PRICE, O.; PAUSAS, J.G.; RIGOLOT, E.; STEPHENS, S.; TAVSANOGU, C.; VALLEJO, V.R.; VAN WILGEN, B.W.; XANTHOPOULOS, G.; FERNANDES, P.M.; 2020. Wildfire management in Mediterranean type regions: paradigm change needed. *Environ Res Lett* 15(1): 011001

MUCINA, L.; BUSTAMANTE-SÁNCHEZ, M.A.; DUGUY, B.; HOLMES, P.; KEELER-WOLF, T.; ARMESTO, J.J.; DOBROWOLSKI, M.; GAERTNER, M.; SMITH-RAMÍREZ, C.; VILAGROSA, A.; 2017. Ecological restoration in mediterranean-type shrublands and woodlands. En: *Handbook of Ecological and Environmental Restoration*. 173-196. Routledge; Abingdon; UK

PAUSAS, J.G.; KEELEY, J.E.; 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytol* 204: 55-65

PEARSON, R.G.; DAWSON, T.P.; LIU, C.; 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography* 27: 285-298

PEARSON, R.G.; DAWSON, T.P.; 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecol Biogeogr* 12: 361-371

PELLEGRINI, A.F.A.; REFSLAND, T.; AVERILL, C.; TERRER, C.; STAVER, A.C.; BROCKWAY, D.G.; CAPRIO, A.; CLATTERBUCK, W.; COETSEE, C.; HAYWOOD, J.D.; HOBBIE, S.E.; HOFFMANN, W.A.; KUSH, J.; LEWIS, T.; MOSER, W.K.; OVERBY, S.T.; PATTERSON III, W.A.; PEAY, K.G.; REICH, P.B.; RYAN, C.; SAYER, M.A.S.; SCHARENBRUCH, B.C.; SCHOENNAGEL, T.; SMITH, G.R.; STEPHAN, K.; SWANSTON, C.; TURNER, M.G.; VARNER, J.M.; JACKSON, R.B.; 2021. Decadal changes in fire frequencies shift tree communities and functional traits. *Nat Ecol Evol* 5: 504-512

PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; 2021. Global Change and Forest Disturbances in the Mediterranean Basin: Breakthroughs; Knowledge Gaps; and Recommendations. *Forests* 12(5); 603

PETERSON, D.W.; DODSON, E.K.; HARROD, R.J.; 2015. Post-fire logging reduces Surface Woody fuels up to four decades following wildfire. *For Ecol Manage* 338: 84-91

PETITPIERRE, B.; MCDUGALL, K.; SEIPEL, T.; BROENNIMANN, O.; GUISAN, A.; KUEFFER, C.; 2016. Will climate change increase the risk of plant invasions into mountains? *Ecol Appl* 26: 530-544

RESCO DE DIOS, V.; 2020. Plant-Fire Interactions: Applying Ecophysiology to Wildfire Management. Vol 36. Springer Nature

SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; MORENO, J.F.; CAMIA, A.; 2013. Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *For Ecol Manage* 294: 11-22

SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; RODRIGUES, M.; SANTOS DE OLIVEIRA, S.; KEMPER, PACHECO C; MOREIRA, F.; DUGUY, B.; CAMIA, A.; 2012. Land Cover Change and Fire Regime in the European Mediterranean Region. En: MOREIRA, F.; ARIANOUTSOU, M.; CORONA, P.; DE LAS HERAS, J. (eds.): Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests; Managing Forests Ecosystems 24 Springer Chapter 2. 21-43. Dordrecht

SCHERRER, D.; D'AMEN, M.; FERNANDES, R.F.; MATEO, R.G.; GUISAN, A.; 2018. How to best threshold and validate stacked species assemblages? Community optimisation might hold the answer. *Method Ecol Evol* 9: 2155-2166

THOM, D.; RAMMER, W.; DIRNBÖCK, T.; MÜLLER, J.; KOBLER, J.; KATZENSTEINER, K.; HELM, N.; SEIDL, R.; 2017. The impacts of climate change and disturbance on spatio temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. *J Appl Ecol* 54: 28-38

THUILLER, W.; LAFOURCADE, B.; ENGLER, R.; ARAÚJO, M.B.; 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373

VALLEJO, V.R.; ARIANOUTSOU, M.; MOREIRA, F.; 2012. Fire ecology and post-fire restoration approaches in Southern European forest types. EN: MOREIRA, F.; ARIANOUTSOU, M.; CORONA P; DE LAS HERAS, J. (eds.): Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests; Managing Forests Ecosystems 24 Springer Chapter 2. 93-119. Dordrecht

VEDMA; O.; QUESADA; J.; TORRES; I.; DE SANTIS; A.; MORENO; J.M.; 2015. Fire Severity in a Large Fire in a *Pinus pinaster* Forest is Highly Predictable from Burning Conditions; Stand Structure; and Topography. *Ecosystems* 18: 237-250

VEGA; J.A.; FERNÁNDEZ; C.; PÉREZ-GOROSTIAGA; P.; FONTÚRBEL; M.T.; 2008. The influence of fire severity; serotiny; and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt áreas in Galicia (NW Spain). *For Ecol Manage* 256: 1596-1603

VEGA; J. A.; PÉREZ-GOROSTIAGA; P.; FONTURBEL; M. T.; CUIÑAS; P.; FERNÁNDEZ; C.; HERNANDO; C.; GUIJARRO; M.; 2005. Efectos de diferentes niveles de severidad del fuego sobre la emergencia y mortalidad inicial de plántulas de *Pinus pinaster* Ait. En: IV Congreso Forestal Español. Zaragoza. ISBN: 84-921265-7-4.