



**2025** | **16-20**  
GIJÓN | JUNIO

9º CONGRESO **FORESTAL** ESPAÑOL

**9CFE-1927**

---

Organiza





## Evaluación de la resiliencia frente a la sequía de bosques mediterráneos mediante sensores multiespectrales bajo distintos regímenes de gestión.

ARNAL ROIG, L. (1), ATIENZA PÉREZ, A.M. (2), PÉREZ PALAZÓN, R. (2), LÓPEZ LÓPEZ, R. (3), ESPINOSA RINCÓN, M. (3), PÉREZ ROMERO, J. (1), GARCÍA GINÉS, A. (1), BLANCO CANO, L. (1), DEL CAMPO GARGÍA, A.D. (1)

(1) Universitat Politècnica de València. ETS Ingeniería Agronómica y del Medio Natural. Dep. Ing. Hidráulica y Medio Ambiente. Re-ForeST.

(2) Comunidad Autónoma de la Región de Murcia Consejería de Medio Ambiente, Mar Menor, Universidades e Investigación Dirección General de Patrimonio Natural y Acción Climática.

(3) Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha Consejería de Desarrollo Sostenible Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad

### Resumen

Los ecosistemas forestales mediterráneos son esenciales para la regulación climática e hidrológica, la conservación de la biodiversidad y la captura de carbono. No obstante, el cambio climático ha intensificado fenómenos extremos como sequías, poniendo en riesgo su estabilidad ecológica y la provisión de servicios ecosistémicos. Este estudio evalúa la resiliencia de pinares de carrasco en la Región de Murcia y dehesas en Castilla-La Mancha frente a las sequías, considerando factores como elevación, orientación, pendiente y gestión forestal, mediante análisis de series temporales de NDVI. Los resultados indican que, en los pinares, la resiliencia aumenta significativamente en zonas de mayor altitud, laderas norte y pendientes pronunciadas, atribuible a condiciones climáticas más favorables por una mayor compensación del estrés hídrico debido a la menor evapotranspiración. En contraste, en las dehesas de *Quercus*, la resiliencia disminuye con la altitud, debido a estrategias radiculares profundas que dependen de suelos profundos y depósitos sedimentarios accesibles al nivel freático en zonas de menor elevación. En ambos bosques tipo, las parcelas gestionadas mostraron mayor resiliencia que las no gestionadas, tras un año desde la perturbación. Esto destaca la importancia de la gestión forestal para fortalecer la resiliencia de los bosques mediterráneos ante sequías más intensas y recurrentes.

### Palabras clave

Decaimiento, pino carrasco, dehesas de *Quercus*, teledetección, NDVI

### 1. Introducción

Los bosques mediterráneos constituyen un elemento esencial en la regulación climática e hidrológica, así como en la provisión de otros servicios ecosistémicos de gran valor, como la conservación de la biodiversidad, la captura de carbono y la protección del suelo frente a la erosión (ALLEN et al., 2010). Sin embargo, su integridad se ve cada vez más amenazada por la intensificación de los efectos del cambio climático, especialmente las sequías prolongadas, el aumento de la temperatura y las lluvias irregulares. Estos fenómenos extremos pueden desencadenar procesos de declive y mortalidad de las masas forestales, comprometiendo su estabilidad ecológica y, con ello, la prestación de servicios ambientales vitales (WILLIAMSON et al., 2000; KOEPKE et al., 2010; HERRERO et al., 2013).

En el ámbito mediterráneo, las coníferas como el pino carrasco (*Pinus halepensis*



Mill.) suelen presentar una alta tolerancia a la escasez de agua. No obstante, diversos estudios recientes señalan que incluso esta especie, adaptada históricamente a condiciones xéricas, sufre episodios de crecimiento reducido y *dieback* asociados a sequías más recurrentes e intensas (CAMARERO et al., 2015; DORMAN et al., 2015; MORCILLO et al., 2022). De igual manera, las quercíneas, como la encina (*Quercus ilex* L.) o el alcornoque (*Quercus suber* L.), reconocidas por su gran resistencia a la embolia por sequía, evidencian síntomas de decaimiento y mortalidad en distintas regiones de la Península Ibérica (BARBETA et al., 2013; NATALINI et al., 2016). La magnitud de estas manifestaciones de estrés hídrico subraya la necesidad de profundizar en el conocimiento de los mecanismos que permiten a los bosques mediterráneos resistir y recuperarse tras eventos climáticos extremos.

En este contexto, el concepto de resiliencia cobra especial relevancia. Definida como la capacidad de un sistema —ya sea un ecosistema, una comunidad o un individuo— de absorber perturbaciones y reestructurarse sin perder sus funciones esenciales, la resiliencia se ha convertido en un eje central de la investigación ecológica y de las estrategias de conservación (MILLAR et al., 2007; FOLKE et al., 2010; FALK et al., 2022). Los bosques mediterráneos, caracterizados por condiciones ambientales limitantes y una fuerte variabilidad climática, representan un modelo idóneo para el estudio de este fenómeno, ya que deben mantener o recuperar su funcionalidad bajo la amenaza recurrente de la sequía.

Tradicionalmente, la evaluación de la resiliencia forestal frente a estos episodios se ha basado en aproximaciones dendrocronológicas y mediciones de campo, analizando la resistencia y recuperación de los árboles a partir del crecimiento radial (GAZOL et al., 2017; SERRA-MALUQUER et al., 2018). Estos métodos han aportado información valiosa sobre la vulnerabilidad de las masas forestales a la sequía, así como sobre la efectividad de distintas prácticas de gestión forestal. Sin embargo, los avances tecnológicos en teledetección han abierto nuevas posibilidades para el monitoreo a gran escala y a largo plazo. En particular, el empleo de índices de vegetación —como el índice de vegetación de diferencia normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI)— ha demostrado su utilidad para caracterizar cambios en la cobertura y el estado fisiológico del dosel forestal, correlacionándose de forma significativa con indicadores de crecimiento (GAZOL et al., 2018).

En España, la conjunción de factores climáticos (por ejemplo, la intensificación de sequías y las altas temperaturas) y el cambio de usos del suelo —con el consiguiente abandono de tierras agrícolas y el avance de la sucesión ecológica— ha configurado un escenario complejo. Por un lado, se describen episodios de degradación y retroceso en áreas más vulnerables; por otro, algunas regiones presentan procesos de “reverdecimiento” o expansión de la masa forestal (CARNICER et al., 2014; MARTÍN-ALCÓN & SALEKIN, 2015). Este aparente contraste puede atribuirse a factores como la liberación de competencia tras eventos de mortalidad, la regeneración propiciada por lluvias esporádicas o la diversificación de estructuras forestales que aumentan la estabilidad del sistema.



Ante la incertidumbre climática futura, la gestión forestal adaptativa emerge como una de las principales herramientas para reforzar la resiliencia de los ecosistemas mediterráneos (BOTTERO et al., 2017; LUCAS-BORJA et al., 2021). Las intervenciones silvícolas pueden mejorar la disponibilidad de recursos hídricos al reducir la densidad de arbolado, incrementando así la resistencia y la capacidad de recuperación ante la escasez de agua (GAZOL et al., 2018). Sin embargo, la eficacia de estas medidas depende en gran medida de la estructura del bosque, su edad, las condiciones topográficas y otros factores locales que modulan la respuesta de cada rodal.

## 2. Objetivos

El presente estudio se enmarca en el proyecto SocialForest (S1/2.4/E0079), cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional a través del programa Interreg Sudoe 2021-2027. Uno de sus objetivos es desarrollar una estrategia forestal transnacional para incrementar la resiliencia de los bosques mediterráneos frente al cambio climático. En este contexto, el trabajo se centra en la cuantificación y comparación de la resiliencia a la sequía en dos sistemas forestales representativos de la Región de Murcia y Castilla-La Mancha —los pinares xerófilos de *Pinus halepensis* y las dehesas de quercíneas, respectivamente— empleando para ello sensores multiespectrales y metodologías de teledetección. Para alcanzarlo, se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. **Cuantificar la resiliencia** de estas masas forestales ante episodios de sequía, analizando la recuperación del dosel a partir de series temporales de NDVI.
2. **Determinar la influencia de factores topográficos** —típicamente estables en escalas temporales humanas, como la elevación, la pendiente y la orientación— en la capacidad de recuperación, con el fin de identificar aquellos rodales con mayor probabilidad de requerir intervenciones silvícolas que mejoren su respuesta ante condiciones hídricas limitantes.
3. **Evaluar el efecto global de la gestión forestal real desarrollada sobre el territorio en la resiliencia de los bosques mediterráneos**, poniendo en valor la intervención frente al abandono de la gestión y analizando la respuesta del dosel tras eventos de estrés hídrico.

## 3. Metodología

### 3.1. Definición de resiliencia

Ante la diversidad de aproximaciones conceptuales y metodológicas de la resiliencia (DAKOS et al., 2015; HODGSON et al., 2015; NIMMO et al., 2015; SLETTE et al., 2019), resulta esencial establecer un marco operativo claro. En este trabajo, la resiliencia se concibe como la **capacidad del dosel forestal para regresar a un estado funcional equivalente al anterior** tras un episodio de sequía (FOLKE et al., 2010; HODGSON et al., 2015).

Con el fin de lograr un indicador comparable y robusto de resiliencia, se adoptó un **enfoque de resiliencia a corto plazo**, considerando un periodo estandarizado de recuperación después de la perturbación. Este enfoque permite medir la capacidad del bosque de recobrar su funcionamiento en un horizonte temporal concreto. Para ello, se aplicó la siguiente ecuación (VAN MEERBEEK et al., 2021;



ORWIN & WARDLE, 2004):

$$\text{Resiliencia} = \frac{2 \times |S_R - S_0|}{|S_R - S_0| + |S_R - S_Y|} - 1$$

Donde:

- $S_R$  es el valor de la variable de estado (p. ej., NDVI) antes de la perturbación.
- $S_0$  corresponde a la desviación máxima respecto a  $S_R$  tras la perturbación.
- $S_Y$  es el valor de la variable de estado transcurrido el periodo estandarizado de recuperación (un año, en este caso).

La fórmula se encuentra acotada entre -1 y 1. Un valor de 1 indica una recuperación completa en el plazo establecido, mientras que un valor de 0 significa que el sistema permanece en el nivel de mayor desviación. Valores negativos reflejan cambios adicionales en dirección opuesta al estado de referencia.

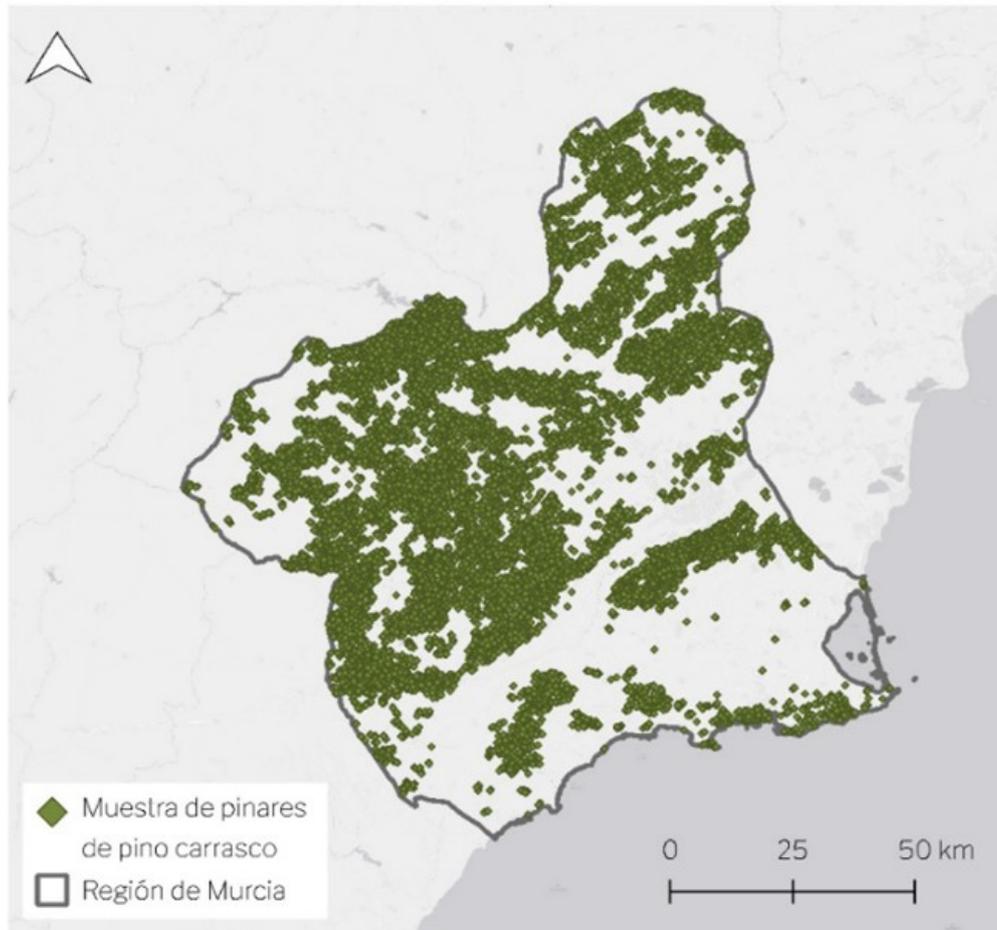
Para la estimación de esta métrica, se empleó el NDVI como variable indicadora del estado del dosel forestal. No obstante, se reconoce que la teledetección no permite valorar directamente ciertos procesos ecológicos (como reclutamiento o pérdida de especies), por lo que el diagnóstico aquí presentado se centra en cambios en la cobertura y condición del dosel (FOLKE et al., 2010).

### 3.2. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos **sistemas forestales representativos** de la Región de Murcia y Castilla-La Mancha:

- **Pinares de *Pinus halepensis*** (pino carrasco) en la Región de Murcia.
- **Dehesas de *Quercus*** en Castilla-La Mancha.

La delimitación de estas formaciones se efectuó a partir del **Mapa Forestal de España (MFE)** con escala 1:25.000, utilizando la última actualización disponible en cada región (diciembre de 2012 en Murcia y diciembre de 2022 en Castilla-La Mancha). A partir de esta distribución, se estableció un **muestreo sistemático** de puntos, generados sobre una cuadrícula de 500 m x 500 m, asegurando un barrido espacial homogéneo de ambas formaciones (Figura 1 y Figura 2). Este diseño reduce sesgos en la selección de sitios y aporta reproducibilidad a los resultados.



*Figura 1. Distribución de 12.800 puntos de muestreo en pinares de Pinus halepensis en la Región de Murcia mediante un diseño sistemático de 500 m x 500 m.*

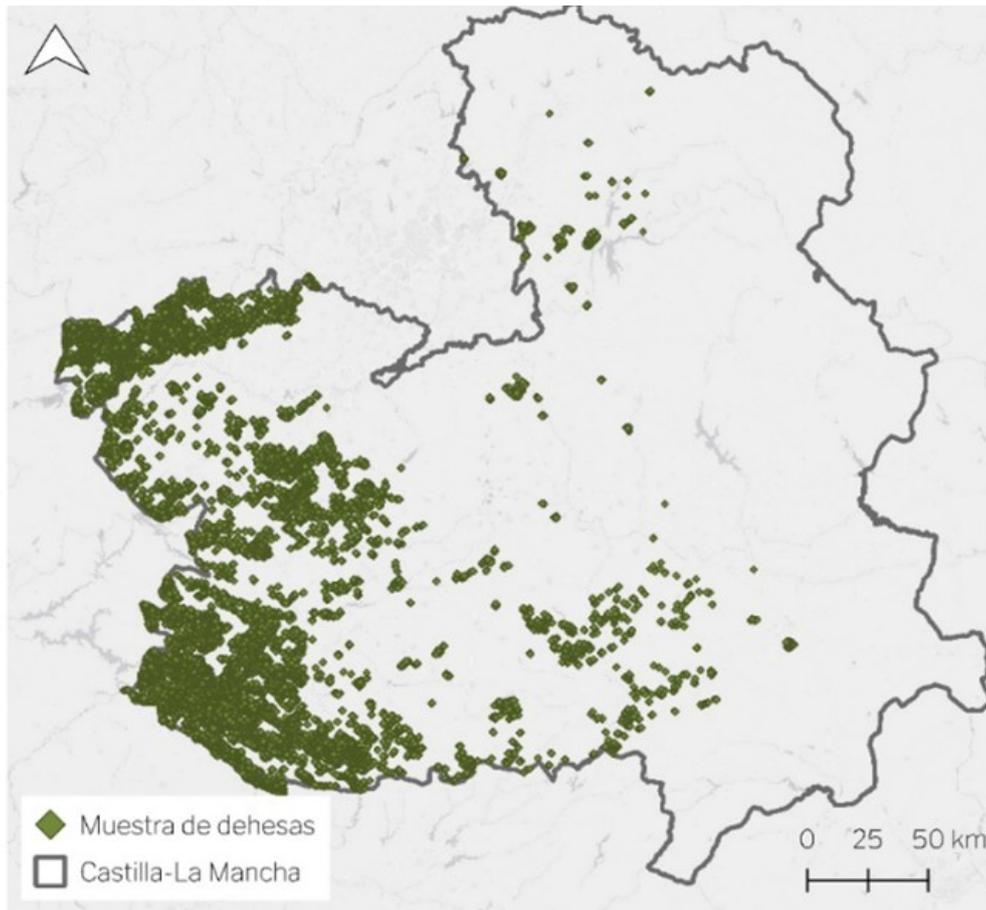


Figura 2. Distribución de 17.200 puntos de muestreo de las dehesas en Castilla-La Mancha mediante un diseño sistemático de 500 m x 500 m.

Además, se incluyó una **submuestra de parcelas** con datos de gestión forestal, seleccionadas mediante un **diseño de parcelas pareadas** (una gestionada y otra sin intervención). En la Región de Murcia, se eligieron **26 parcelas** (13 pares) de pinares, de las cuales una parcela de cada par había recibido **tratamientos de regeneración** (en pinares adultos) o **tratamientos de mejora** (en pinares jóvenes), mientras que su par correspondiente se mantenía como **control** (sin tratamientos). Por su parte, en **Castilla-La Mancha** se seleccionaron **20 parcelas** (10 pares) de dehesa, donde se aplicaron intervenciones diversas (diversificación estructural, forestaciones, mejoras de pastos, podas, etc.), contando cada par con una parcela de control equivalente. Este diseño pareado, basado en la similitud de condiciones biofísicas (pendiente, elevación, orientación, edad del arbolado y microclima), permite una comparación directa entre parcelas gestionadas y no gestionadas para aislar el efecto de la gestión sobre la resiliencia frente a la sequía.

### 3.3. Series temporales de índices de vegetación

La evaluación de la resiliencia se llevó a cabo a partir de series temporales de NDVI en el periodo 2000-2024, dada la eficacia de este índice para capturar variaciones en el verdor y la productividad del dosel (GAZOL et al., 2018). Se emplearon dos bases de datos de **reflectancia multiespectral**:

- **MODIS (producto MOD09A1 V6.1)**, con resolución espacial de 500 m y resolución temporal de 8 días.
- **Landsat (Colección 2 Nivel 2)**, con resolución espacial de 30 m y



resolución temporal de 16 días.

Ambas fuentes se procesaron para corregir efectos atmosféricos y enmascarar píxeles afectados por nubes, sombras o aerosoles, mediante los indicadores de calidad de cada producto en *Google Earth Engine*. Seguidamente, se calculó el NDVI a partir de las bandas del rojo visible e infrarrojo cercano, generando promedios mensuales para cada píxel.

El **objetivo principal** fue **combinar** la alta resolución espacial de Landsat con la **mayor continuidad temporal** de MODIS, de modo que se pudieran **generar imágenes mensuales** continuas y reducir al máximo los vacíos producidos por la cobertura nubosa o la menor frecuencia de adquisición de Landsat. Para ello, se llevaron a cabo los siguientes pasos en *R*:

- **Interpolación lineal:** Se aplicó a las series temporales de ambas bases de datos para rellenar valores faltantes debidos a nubes, sombras o aerosoles. La interpolación se efectuó en una ventana temporal de un mes, asegurando la coherencia de los datos en cada punto de la serie.
- **Ajuste de modelos de regresión:** Se establecieron modelos de regresión lineal donde Landsat actuó como variable dependiente y MODIS como variable predictora. Se buscó predecir valores faltantes o de baja calidad en Landsat, aprovechando la mayor frecuencia de observación de MODIS, y así generar de forma consistente imágenes mensuales a 30 m de resolución.
- **Eliminación de puntos de muestreo** con valores mensuales faltantes.
- **Detección y exclusión de anomalías:** Se empleó el paquete *DBEST* (JAMALI & TOMOV, 2017) para descartar píxeles con cambios abruptos no relacionados con la dinámica de la sequía. Fueron excluidos de los análisis posteriores, evitando que dichos eventos antrópicos o naturales alteraran la posterior estimación de resiliencia.
- **Suavizado temporal mediante el método Whittaker Smoother:** Finalmente, se aplicó este filtro para reducir el ruido residual. El resultado fue la LM-series-WS, una serie optimizada de NDVI sin lagunas temporales, que sirvió como base de los análisis posteriores.

### 3.4. Tendencias de reverdecimiento

Para comprender la evolución a largo plazo (2000-2024), se descompuso la serie suavizada (LM-series-WS) en **tendencia, estacionalidad y residuo** (VERBESSELT et al., 2010) utilizando el paquete *DBEST* en *R* (JAMALI & TOMOV, 2017). Con ello, se aislaron:

- **Cambios graduales** en el verdor del dosel (tendencia).
- **Patrones estacionales** ligados al clima anual (precipitaciones y temperatura).
- **Variaciones abruptas** detectadas como puntos de ruptura.

Además, *DBEST* identificó los puntos con cambios abruptos—es decir, puntos de variación súbdita, aquellos que no corresponden ni a cambios graduales (tendencias) ni a patrones estacionales— que fueron excluidos de los análisis posteriores. Estos cambios abruptos, relacionados principalmente con incendios forestales y actividades antrópicas, se consideran fuera del alcance de este estudio.



La componente de tendencia fue utilizada para generar modelos de regresión lineal y determinar la tendencia general de los últimos 25 años:

$$NDVI(t) = \beta_G + \alpha_G \times t + \varepsilon_G$$

Donde  $t$  representa el tiempo (1 a 300 meses),  $\alpha_G$  indica la tasa de cambio del NDVI y  $\beta_G$  el valor inicial. Los residuos ( $\varepsilon_G$ ) se asumieron con distribución normal. Mediante este análisis, se detectaron áreas con patrones de reverdecimiento o, en su defecto, de disminución del verdor a lo largo de los 25 años de estudio.

### 3.5. Análisis de puntos de ruptura para la estimación de la resiliencia

Para evaluar la resiliencia de los ecosistemas forestales frente a eventos de sequía, se realizó un análisis de puntos de ruptura en las series temporales de NDVI, siguiendo el enfoque de descomposición en los componentes de tendencia, estacionalidad y residuo descrito en el apartado 3.4. Este análisis permitió identificar momentos clave de alteración en la funcionalidad del dosel forestal asociados a los principales episodios de sequía registrados en España.

Los puntos de ruptura se definieron a partir de variaciones significativas en la componente de tendencia de las series desestacionalizadas. La descomposición, permitió aislar los cambios graduales asociados a la influencia de las sequías, eliminando previamente la estacionalidad para evitar interferencias relacionadas con variaciones cíclicas.

Las métricas de resiliencia se calcularon conforme a la ecuación de la resiliencia del apartado 3.1, en la que  $S$  es representada por el NDVI, considerando el estado del sistema antes, durante y después de la perturbación. Como se describe en el apartado 3.1, la resiliencia evaluada corresponde a la resiliencia a corto plazo. La elección de este enfoque responde, entre otros factores, a que nuevas perturbaciones pueden impedir la recuperación completa del sistema (YEUNG & RICHARDSON, 2016).

En climas estacionales, el periodo de referencia estándar para evaluar la recuperación tras una perturbación suele aproximarse a un año (DONOHUE et al., 2016). Por lo tanto, en este estudio se utilizó este periodo como referencia para la evaluación de la resiliencia. Por tanto, se excluyeron del análisis aquellas series temporales que mostraron nuevas perturbaciones significativas dentro de los 365 días posteriores al valor mínimo alcanzado durante la perturbación por sequía, asegurando así que los cálculos de resiliencia reflejaran exclusivamente la respuesta del sistema al evento de sequía inicial.

Con el objetivo de comprender los factores que explican la resiliencia, se modeló la métrica de resiliencia como una función de variables fisiográficas, tales como elevación, pendiente y orientación, las cuales fueron divididas en rangos. Para evaluar la diferencia de resiliencia entre estos rangos, se aplicó la prueba de Wilcoxon. Esta prueba permitió identificar diferencias significativas en las métricas mencionadas entre más de dos grupos (elevación, pendiente y

orientación). Los resultados se reportaron con sus respectivos p-valores para cada comparación, adoptando un nivel de significación de  $\alpha$  0.05. Cuando  $p \leq 0.05$  se considera que existen diferencias significativas en las métricas de resiliencia en función de las características del paisaje.

De la misma forma, se evaluó cualitativamente la efectividad de la gestión forestal en la resiliencia de los ecosistemas. Esta evaluación se basó en la comparación de parcelas gestionadas y no gestionadas, considerando su similitud biofísica inicial.

En el caso específico de la Región de Murcia, donde los tratamientos forestales se llevaron a cabo una única vez, el enfoque de análisis difiere del empleado para los periodos de sequía. Se identificó el punto de ruptura más significativo en cada par de parcelas tras la aplicación del tratamiento. Este procedimiento permitió evaluar los efectos inmediatos de las intervenciones de manejo sobre la dinámica del dosel forestal y comparar su impacto relativo con las parcelas no gestionadas.

## 4. Resultados

### 4.1. Tendencias generales

El análisis de las series temporales de NDVI evidencia un **incremento progresivo de la cobertura del dosel** en los pinares de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia (Figura 3), incluso bajo condiciones climáticas adversas. Esta tendencia se aprecia tanto en la **mediana de los valores** como en la **estabilización de los valores extremos**, lo que sugiere una mejora continua en el estado del dosel forestal a lo largo de dicho periodo.

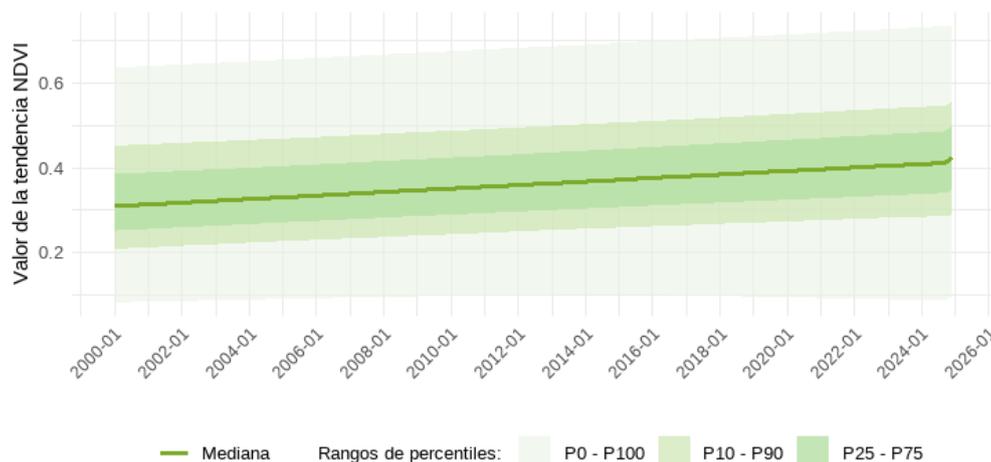


Figura 3. Tendencia del NDVI para los pinares de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia.

En las **dehesas de quercíneas**, por su parte, se constata igualmente una **tendencia general al alza** en el NDVI (Figura 4). Sin embargo, a partir de 2020, los **valores mínimos muestran una inclinación negativa**, lo que podría indicar una mayor vulnerabilidad de las dehesas en los últimos años, motivada por condiciones ambientales menos favorables.

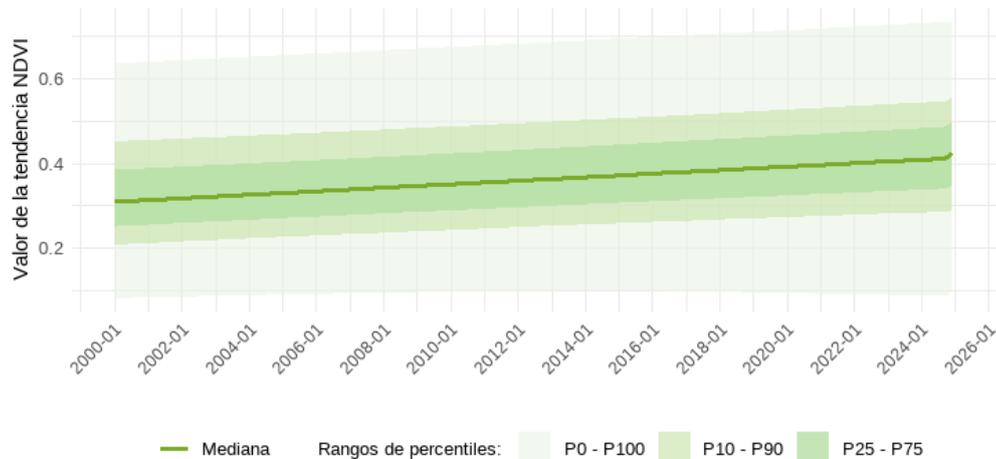


Figura 4. Tendencia del NDVI para las dehesas de quercíneas de Castilla-La Mancha.

#### 4.2. Relación entre el NDVI medio y la topografía

Los patrones observados en el **NDVI medio** de toda la serie temporal difieren entre pinares de *Pinus halepensis* y dehesas de quercíneas, reflejando la influencia de los factores topográficos en cada formación forestal.

- **Pinares de pino carrasco (Región de Murcia).** El **valor medio del NDVI** aumentó de forma significativa con la **elevación** (Figura 5a), mientras que las **laderas orientadas al norte** (noroeste y noreste) presentaron valores más altos que las orientaciones sur (sureste y suroeste) (Figura 5b). Del mismo modo, las zonas con **mayor pendiente** también mostraron valores NDVI superiores (Figura 5c), si bien este efecto se asocia en buena medida a la coincidencia de pendientes elevadas con áreas con orientación norte (Figura 6a) y mayor altitud (Figura 6b).

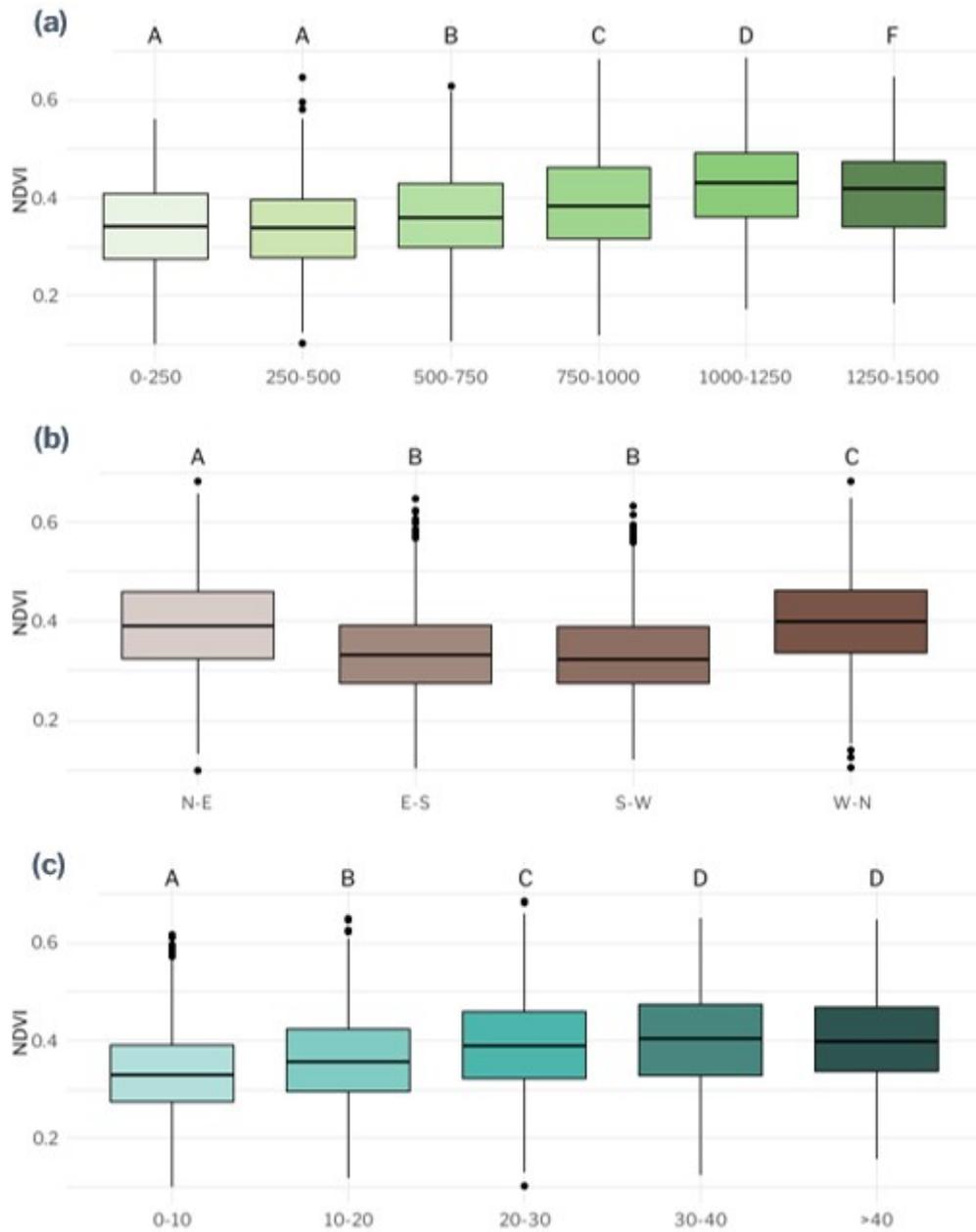


Figura 5. Comparación estadística del NDVI medio de los pinares de *Pinus halepensis* según (a) rangos de elevación (m), (b) orientación y (c) pendiente (%). Grupos con la misma letra no difieren significativamente ( $p$ -valor  $> 0.05$ ), mientras que letras distintas señalan diferencias significativas ( $p$ -valor  $\leq 0.05$ ).

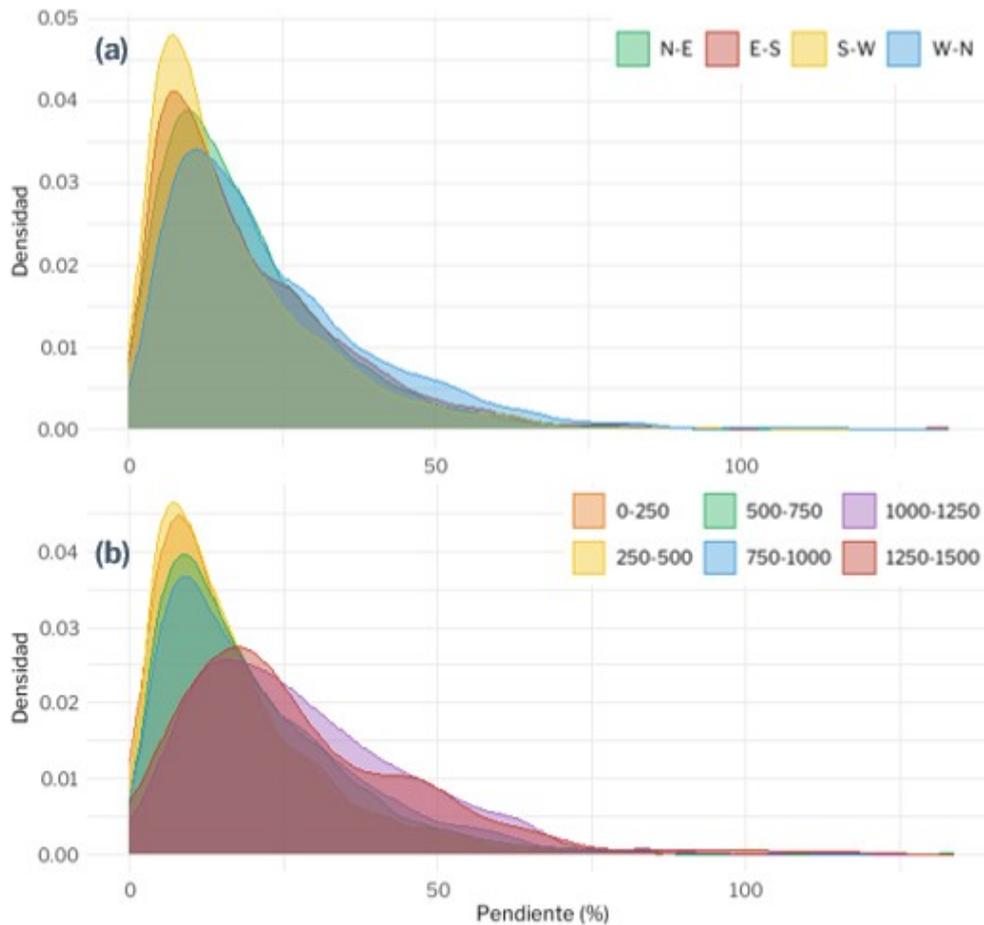


Figura 6. Distribución de pendientes (%) según rangos de (a) orientación y (b) elevación (m).

- **Dehesas de quercíneas (Castilla-La Mancha).** A diferencia de lo observado en los pinares, en estas formaciones el **NDVI medio** se redujo conforme aumentaba la **altitud** (Figura 7a). En cuanto a la **orientación** (Figura 7b), los valores medios del NDVI fueron mayores en las laderas con exposición **suroeste** y **noroeste**, frente a otras orientaciones que registraron valores más bajos, y creció hasta pendientes de alrededor del 40% (Figura 7c).

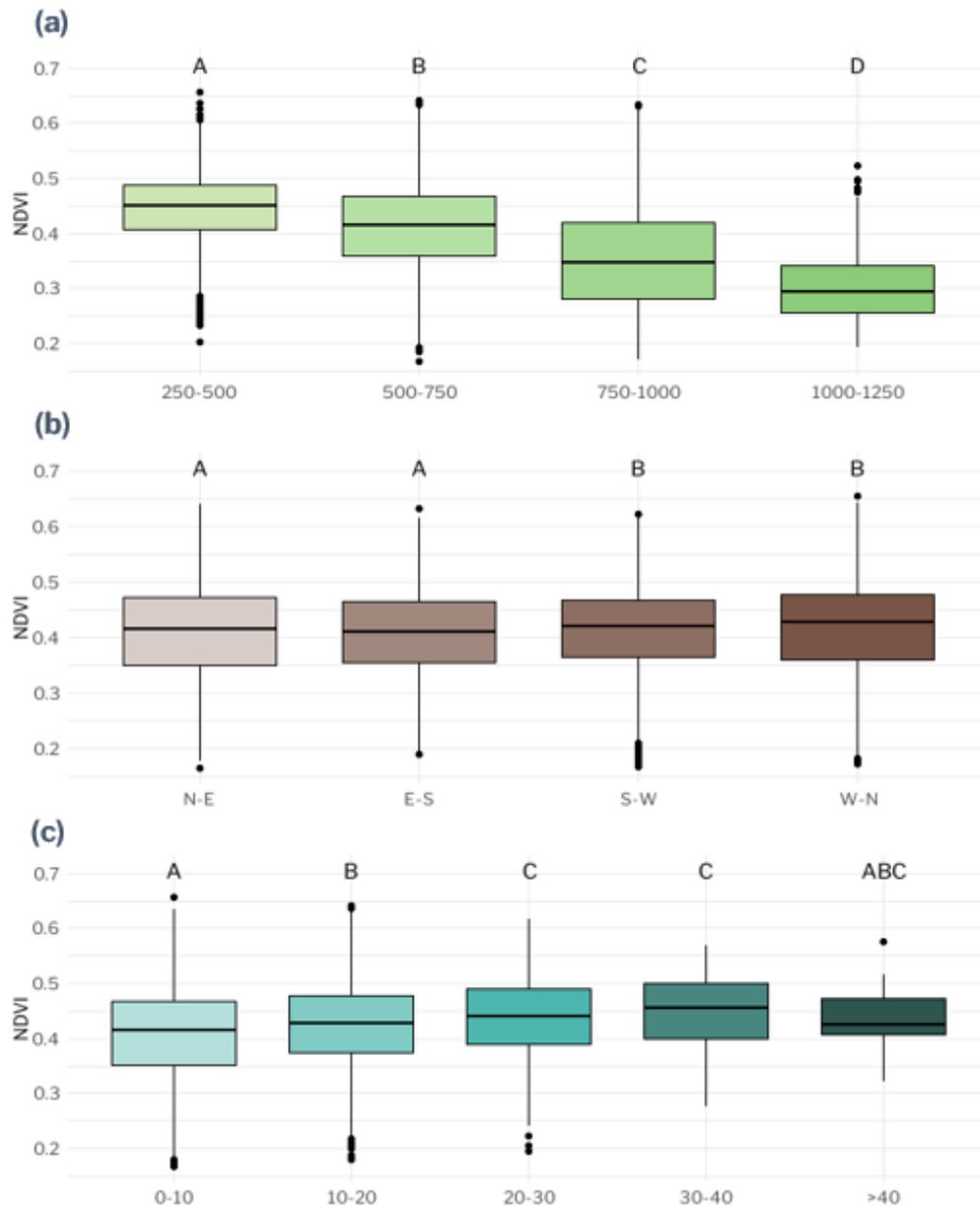


Figura 7. Comparación estadística del NDVI medio de las dehesas de *Quercus* según (a) rangos de elevación (m), (b) orientación y (c) pendiente (%). Grupos con la misma letra no difieren significativamente ( $p$ -valor  $> 0.05$ ), mientras que letras distintas señalan diferencias significativas ( $p$ -valor  $\leq 0.05$ ).

#### 4.3. Indicadores de resiliencia y los factores topográficos

Para **pino carrasco**, se analizaron 5.147 puntos de muestreo correspondientes a la sequía de 2012, tras excluir aquellos con periodos de recuperación inferiores a un año (según lo indicado en el apartado 3.5). Los resultados confirman la tendencia observada en el NDVI medio y evidencian que:

- **Altitud:** Se detectó un aumento significativo de la resiliencia a corto plazo en rangos de mayor altitud (Figura 8a), llegando a alcanzar valores máximos de 1, lo que indica una recuperación completa tras un año.
- **Orientación:** Las laderas orientadas al norte (noroeste y noreste) mostraron resiliencias superiores en comparación con las orientaciones sur (Figura 8b). Igual que ocurría con la elevación, en estas orientaciones

norte se alcanzaron valores máximos con valor de 1.

- **Pendiente:** La resiliencia incrementó conforme aumentaba la pendiente (Figura 8c), en buena medida debido a su coincidencia con las zonas de mayor altitud y orientaciones norte.

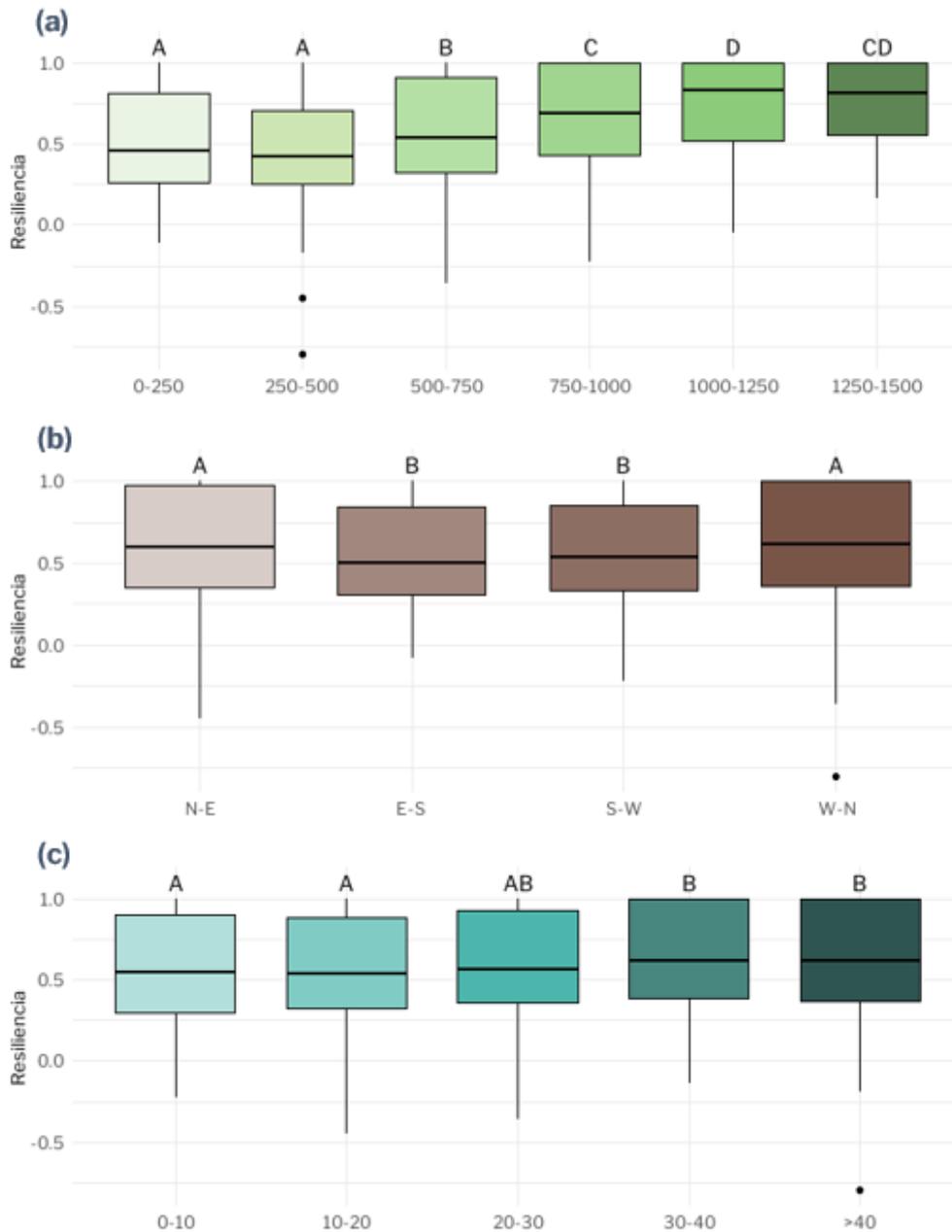


Figura 8. Comparación estadística de la resiliencia de los pinares de *Pinus halepensis* según (a) rangos de elevación (m), (b) orientación y (c) pendiente (%). Grupos con la misma letra no difieren significativamente ( $p$ -valor  $> 0.05$ ), mientras que letras distintas señalan diferencias significativas ( $p$ -valor  $\leq 0.05$ ).

Por su parte, para las **dehesas de quercíneas**, se analizaron un total de **10.283 puntos de muestreo** correspondientes a la sequía de 2005, tras excluir aquellas series temporales con periodos de recuperación inferiores a un año. Los resultados revelaron diferencias significativas únicamente en relación con la **altitud** (Figura 9a), mostrando que la **resiliencia disminuye a medida que aumenta la cota**, concretamente a partir de los 750 metros, replicando el comportamiento

observado previamente para el NDVI medio en estas formaciones.

Sin embargo, en el rango de mayor elevación (1000-1250 m), aunque visualmente los valores de resiliencia son considerablemente menores en comparación con los rangos inferiores, las pruebas estadísticas no detectaron diferencias significativas. Este resultado se atribuye, en gran medida, al reducido tamaño de muestra en dicho rango, donde solo **11 puntos presentaron rupturas significativas**, con una duración de recuperación igual o superior a un año, en contraste con los **146 puntos originales**. La limitación en el tamaño de la muestra afecta negativamente el **poder estadístico**, lo que disminuye la capacidad para identificar diferencias significativas incluso cuando estas son evidentes a nivel descriptivo, por lo tanto, este resultado no es concluyente.

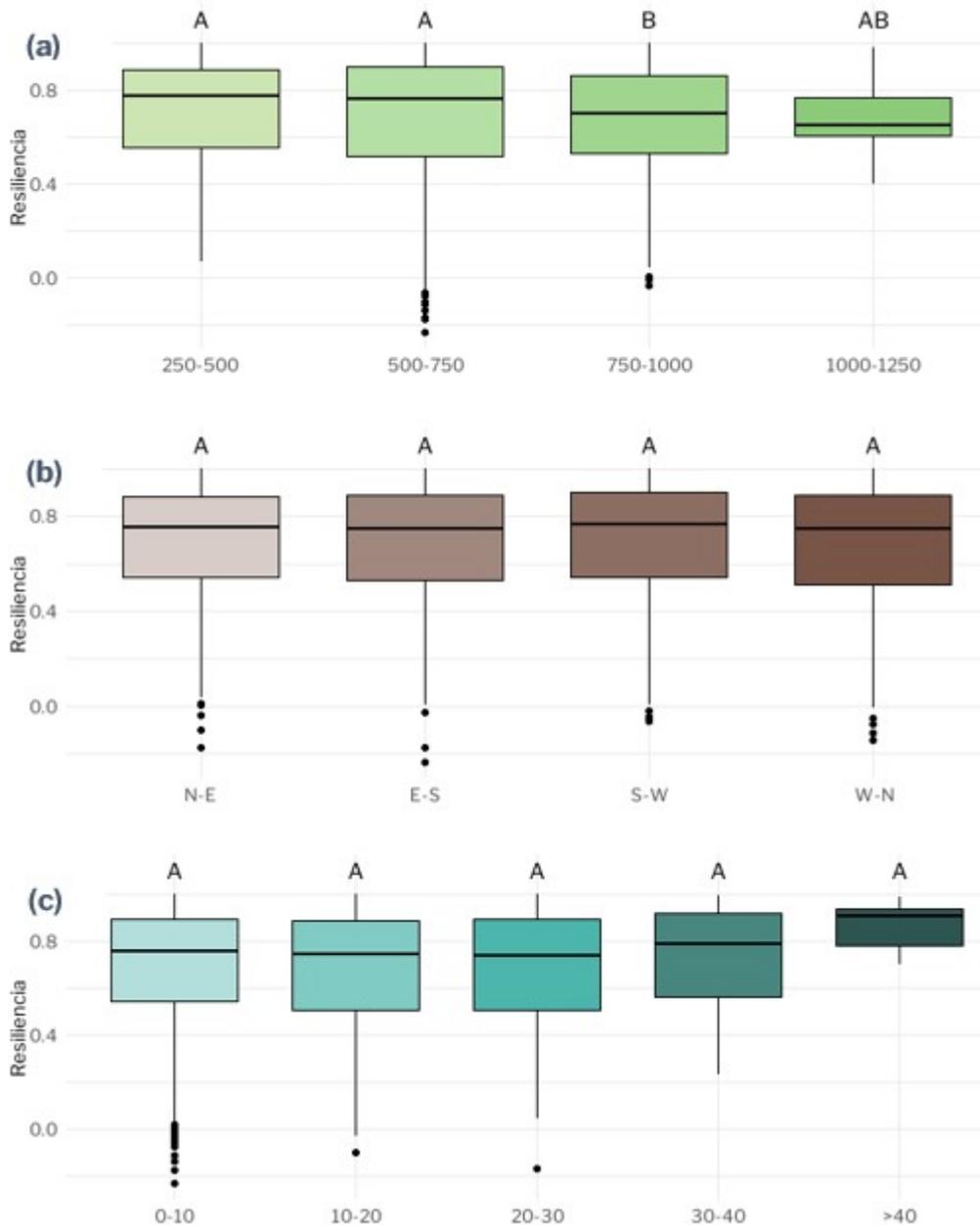


Figura 9. Comparación estadística de la resiliencia de las dehesas de *Quercus* según (a) rangos de elevación (m), (b) orientación y (c) pendiente (%). Grupos con la misma letra no difieren significativamente ( $p$ -valor  $> 0.05$ ), mientras que letras distintas



*señalan diferencias significativas ( $p$ -valor  $\leq 0.05$ ).*

#### **4.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia**

De acuerdo con la metodología descrita para las parcelas de la Región de Murcia, el análisis de parcelas gestionadas consideró los tratamientos implementados a partir de 2017 (Figura 10). Se identificaron los puntos de ruptura más significativos posteriores a dichos tratamientos y se calculó la resiliencia un año después del valor mínimo de NDVI asociado a cada ruptura.

Aunque a simple vista parecen experimentar una respuesta muy similar en términos de NDVI (Figura 10), los resultados del análisis de resiliencia mostraron que, tanto en los tratamientos de regeneración aplicados a pinares adultos como en los tratamientos de mejora realizados en pinares jóvenes (Figura 11), las parcelas tratadas presentaron una resiliencia mayor en comparación con las parcelas no tratadas bajo mismas calidades de estación. En la mayoría de los casos, las parcelas gestionadas alcanzaron un valor de resiliencia igual a 1 en el periodo de un año, lo que indica una recuperación completa o incluso una mejora en la condición del dosel forestal respecto al estado previo al punto de ruptura.

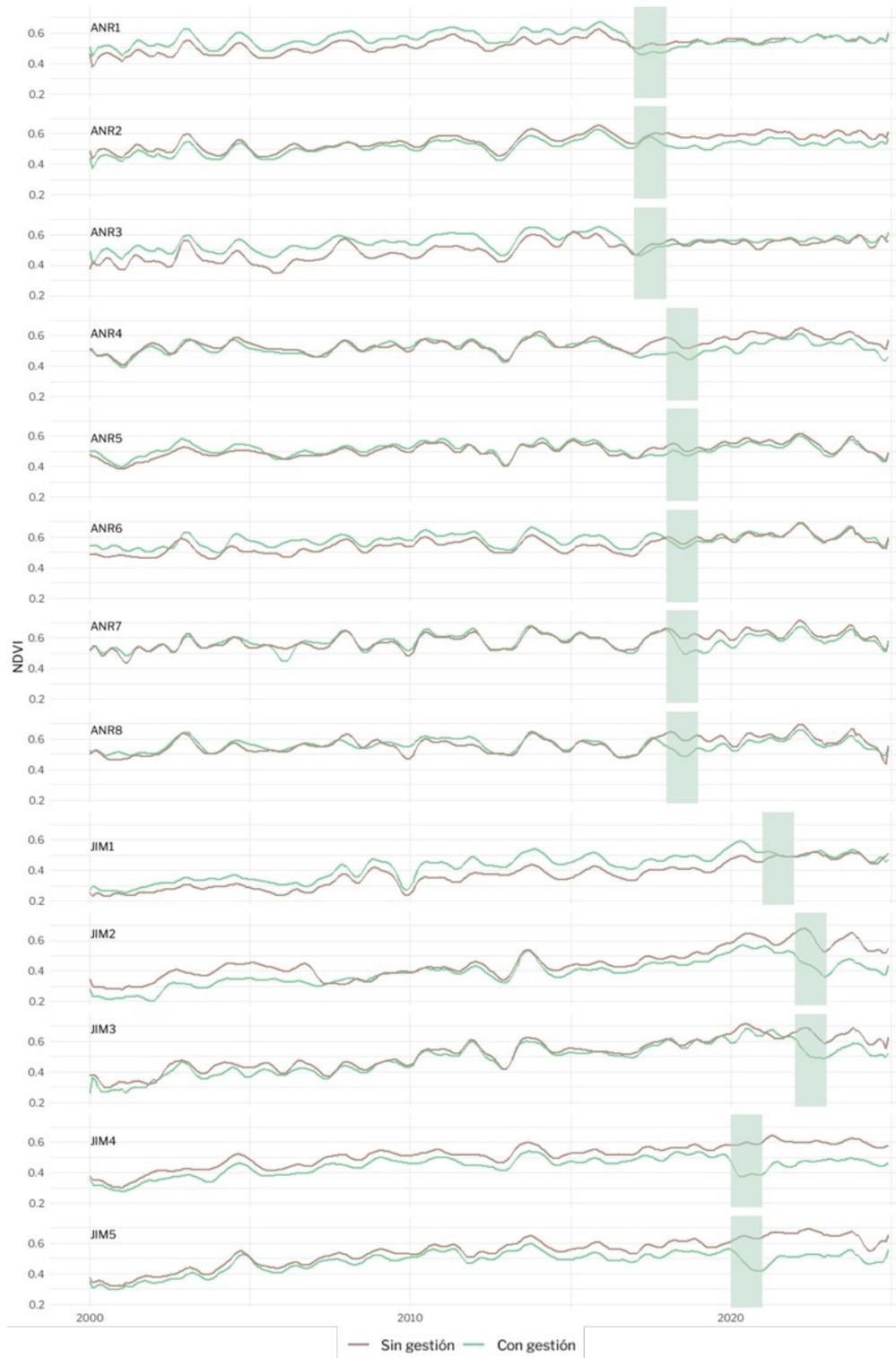


Figura 10. Evolución del NDVI desestacionalizado en rodales pareados con y sin gestión en pinares de *Pinus halepensis*. Los rodales ANR representan pinares adultos gestionados con tratamientos de regeneración, mientras que los rodales JIM corresponden a pinares jóvenes sometidos a tratamientos de mejora.

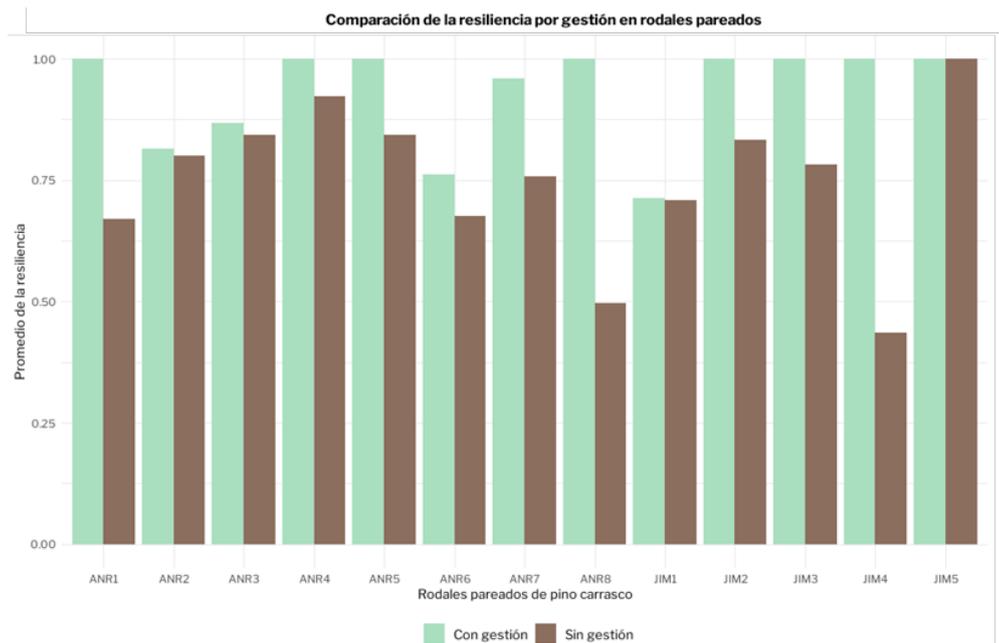


Figura 11. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en pinares de *Pinus halepensis*.

En las **dehesas de Castilla-La Mancha**, el análisis de parcelas gestionadas se centró en los años con mayor número de puntos de ruptura significativos (2005 y 2012). Tras identificar los cambios más relevantes posteriores a cada tratamiento, se calculó la resiliencia un año después de alcanzarse el valor mínimo de NDVI asociado a la perturbación.

En la sequía de 2005, la mayoría de los rodales —tanto gestionados como no gestionados— habían recuperado su estado inicial al cumplirse un año desde el mínimo de NDVI, con valores de resiliencia iguales 1. Únicamente los rodales sin gestión vinculada a la mejora de pastos y a la poda mostraron menores tasas de recuperación, aunque sus resiliencias seguían siendo elevadas y no demasiado distantes del valor máximo. Por otro lado, en el caso del rodal de forestación, no se detectaron caídas significativas durante la sequía de 2005, por lo que no figura en la correspondiente representación gráfica (Figura 13).

En la sequía de 2012, la resiliencia media general disminuyó ligeramente en comparación con 2005 (Figura 14), si bien la mayoría de los rodales acabaron regresando a niveles de NDVI semejantes a los previos a la perturbación. En rodales pareados como F1, G1, R1 y R2, aquellos sometidos a tratamientos evidenciaron resiliencias mayores que sus contrapartidas sin gestión.

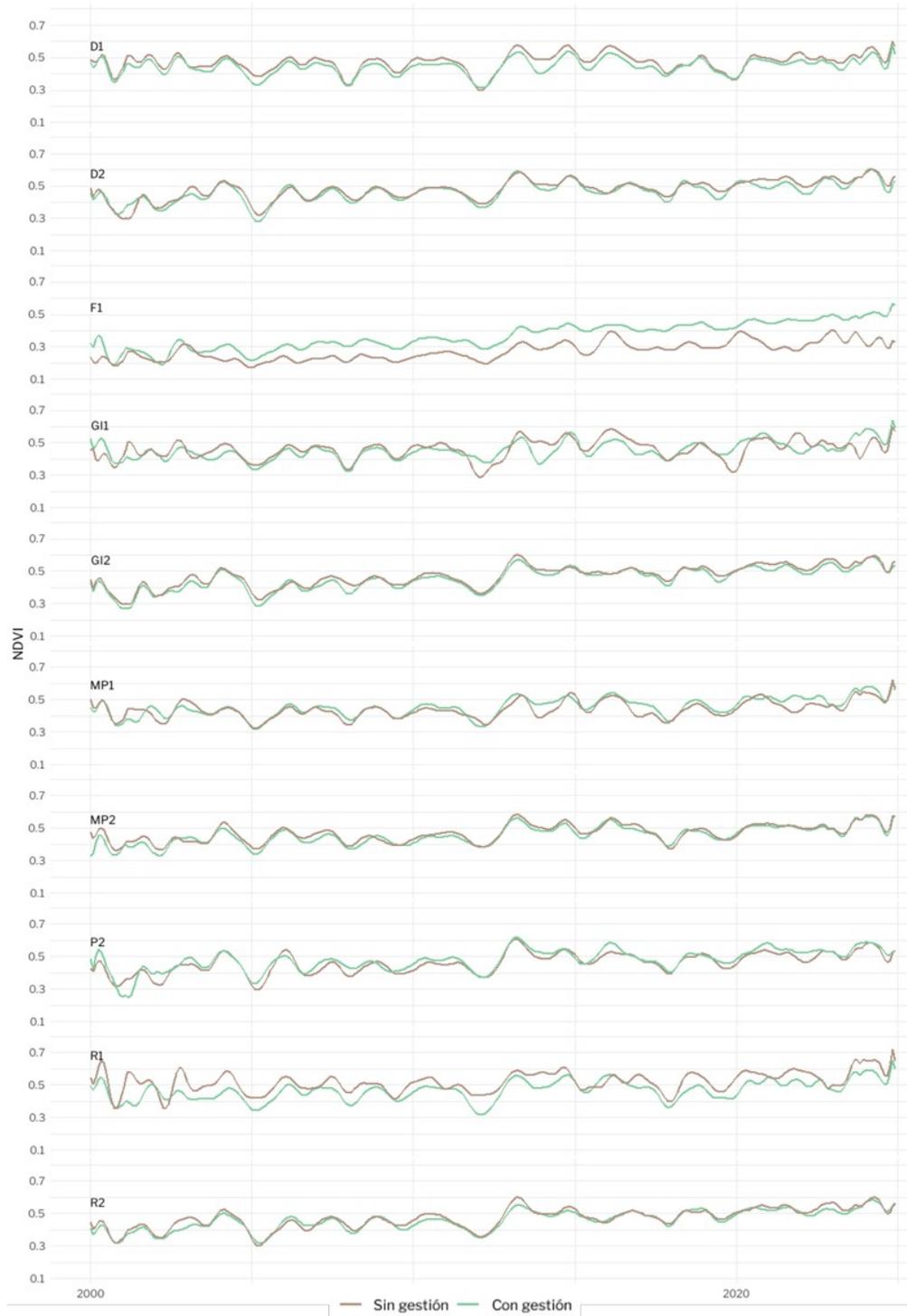


Figura 12. Evolución del NDVI desestacionalizado en rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus*. Los rodales D representan áreas manejadas con diversificación, F con forestación, GI con gestión integrada, MP con mejora de pastos, P con podas y R con regeneración.

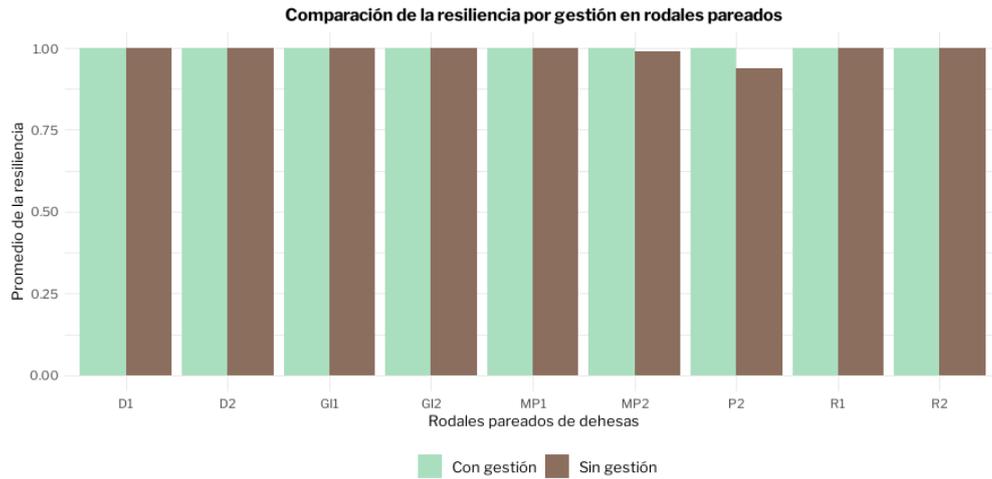


Figura 13. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus* para la sequía del 2005.

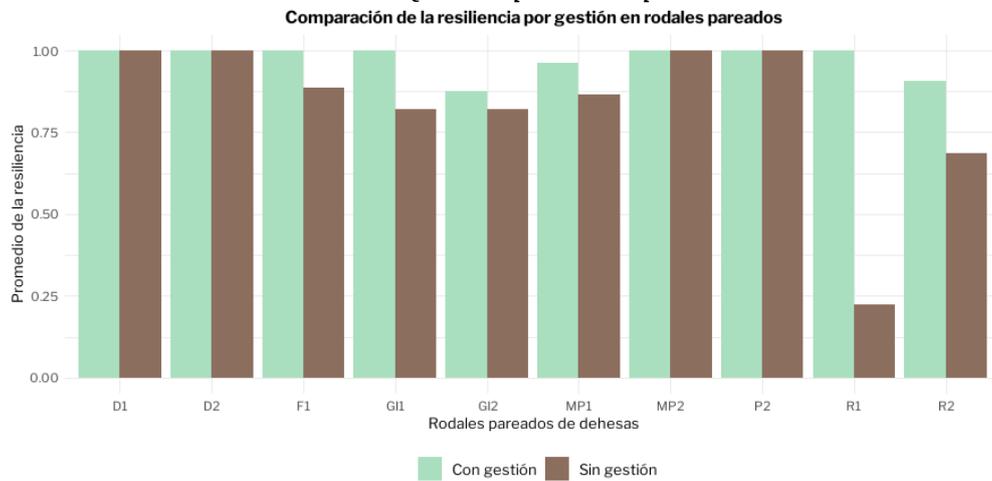


Figura 14. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus* para la sequía del 2012.

## 5. Discusión

Los resultados de este estudio ponen en evidencia la complejidad de los procesos de resiliencia de los ecosistemas forestales ante la sequía en la Región de Murcia y Castilla-La Mancha, concretamente en pinares de *Pinus halepensis* y dehesas de *Quercus*. A pesar de la tendencia al aumento de la aridez en España durante las últimas décadas, evidenciada por la disminución en el balance hídrico de 1.9 mm/año (KHOURY & COOMES, 2020) y el incremento paulatino de la temperatura (VICENTE-SERRANO et al., 2013), se ha constatado, en consonancia con diversos estudios (KHORCHANI et al., 2018; PEÑUELAS et al., 2017), una tendencia general de “reverdecimiento” en diversas zonas forestales. Entre los factores que podrían explicar estos patrones de recuperación se incluyen el aumento de la radiación (KHORCHANI et al., 2018), el cambio en el uso del suelo (GARCÍA-RUIZ & LANARENAULT, 2014; KHORCHANI et al., 2018) y el abandono de tierras de cultivo (CARNICER et al., 2014). Estas transformaciones han podido propiciar un incremento en la cobertura y el área basal de los bosques, favoreciendo su capacidad de recuperación tras situaciones de estrés hídrico.

### 5.1. Influencia de la topografía en la resiliencia



Los hallazgos a corto plazo muestran que la elevación y la orientación son variables determinantes en la respuesta de los rodales/montes de *Pinus halepensis* frente a la sequía. La Península Ibérica presenta una marcada heterogeneidad climática, abarcando desde regiones atlánticas húmedas en el noroeste y norte hasta zonas mediterráneas semiáridas en el este y sureste (MARTÍN y OLCINA, 2001). Como consecuencia, la respuesta de los bosques frente a la sequía varía de manera sustancial a lo largo del territorio. De hecho, algunos estudios realizados en España en áreas con condiciones pluviométricas distintas han documentado una menor resiliencia en cotas más altas (ROZAS et al., 2024). Sin embargo, en el presente trabajo —centrado en ambientes más áridos de la cuenca mediterránea— se observa que los pinares situados en zonas elevadas exhiben una recuperación más efectiva tras la sequía, previsiblemente debido a condiciones climáticas más benignas como mayor precipitación, temperaturas más bajas y, por ende, menor evapotranspiración (KHOURY & COOMES, 2020; VENNETIER et al., 2018; GAZOL et al., 2017). Siguiendo esta línea, las laderas orientadas al norte muestran una mayor resiliencia, fruto de una exposición solar reducida, menores temperaturas y mejor retención de humedad en el suelo.

Por otro lado, la pendiente se asocia de forma aparente con una mayor resiliencia en este estudio, lo que sugiere que, en contextos específicos, laderas empinadas pueden coincidir con altitudes elevadas y orientaciones norte, generando microclimas más húmedos o “sombras” orográficas que reducen la evapotranspiración. No obstante, conviene matizar que las pendientes pronunciadas suelen acelerar la escorrentía y la erosión hídrica (DUNNE, 1990; KIRKBY et al., 2002) disminuyendo la infiltración de agua y favoreciendo la pérdida de suelo fértil. Por tanto, es probable que esta aparente mayor resiliencia en laderas empinadas se explique, principalmente, por la coocurrencia de altitud y orientación favorables, más que por la propia inclinación del terreno (Figura 6). Este punto pone de relieve la necesidad de analizar la interacción de múltiples factores topográficos y no solo cada uno de ellos de manera aislada.

En las dehesas de *Quercus*, los resultados evidencian un patrón opuesto al de los pinares: la resiliencia decrece a medida que aumenta la elevación. Las especies mayoritarias, como la encina y el alcornoque, emplean estrategias de resistencia a la sequía fundamentadas en su capacidad de explorar capas profundas del suelo (DAVID et al., 2007; PIAYDA et al., 2014). Dicha estrategia implica una inversión de biomasa en el sistema radical, con raíces profundas, lo cual les permite mantener un aporte hídrico mínimo aún en condiciones de estrés (BESSION et al., 2014; CHIATANTE et al., 2005). De hecho, estudios específicos en encinas han evidenciado que, bajo sequías prolongadas, se alteran de manera marcada tanto la longitud total de las raíces como el número de ápices radiculares y la proporción de biomasa aérea vs. subterránea, observándose una importante mortalidad de raíces finas (CHIATANTE et al., 2005).

En Castilla-La Mancha, las zonas de menor elevación coinciden frecuentemente con valles caracterizados por una mayor deposición aluvial. Esta dinámica genera suelos profundos y con mayor retención de humedad, lo que permite a las quercíneas —especialmente a través de sus raíces pivotantes— acceder de forma



más efectiva a las reservas hídricas. En consecuencia, estas formaciones aluviales proporcionan condiciones más favorables para la supervivencia y recuperación frente a la sequía, justificando la mayor resiliencia observada en los enclaves situados en cotas más bajas y contrastando con la limitada disponibilidad de agua subterránea en zonas elevadas.

## 5.2. Efectos de la gestión forestal

El impacto positivo de las intervenciones silvícolas resulta evidente al comparar parcelas gestionadas con parcelas sin intervención. Tanto en pinares adultos como en jóvenes, los tratamientos de regeneración y mejora han mostrado un incremento significativo de la resiliencia respecto a las parcelas control. Estos resultados coinciden con estudios previos que señalan la eficacia de las intervenciones silvícolas a la hora de reducir la competencia por los recursos y mejorar la disponibilidad hídrica, lo que deriva en una menor vulnerabilidad ante la sequía (MANRIQUE-ALBA et al., 2020; LUCAS-BORJA et al., 2021; MANRIQUE-ALBA et al., 2022).

Asimismo, en las dehesas de *Quercus*, las actuaciones de gestión enfocadas a la mejora de pastos, la poda y, en menor medida, la regeneración, también han mostrado una mayor capacidad de recuperación tras eventos de sequía frente a sus contrapartidas de no gestión. Estos resultados coinciden con estudios previos que señalan que las prácticas de gestión del suelo pueden influir de manera importante en las respuestas de crecimiento de especies como la encina frente al calentamiento climático (GEA-IZQUIERDO et al., 2011). En este sentido, junto con condiciones más cálidas y secas, las prácticas de uso del suelo desempeñan un papel crucial en las dinámicas de los ecosistemas forestales, al modular las relaciones entre crecimiento arbóreo y clima (SANGÜESA-BARREDA et al., 2015; GENTILESCA et al., 2017; JUMP et al., 2017; ALFARO-SÁNCHEZ et al., 2019).

Con todo, es necesario profundizar en la idoneidad de cada tipo de tratamiento en función de la estructura y la edad de la masa forestal, así como de las condiciones climáticas y edáficas concretas. Un ejemplo ilustrativo lo aportan los pinares de *Pinus pinaster* que han demostrado que aclareos o cortas uniformes pensados para maximizar el crecimiento o la resinación del arbolado adulto reducen drásticamente la instalación de plántulas al suprimir la cobertura protectora y alterar el balance hídrico superficial (VERGARECHEA, 2020). Además de los factores topográficos y de gestión forestal, la variabilidad en la resiliencia observada sugiere la posible incidencia de otras variables no contempladas en el presente estudio. Por ejemplo, diferencias en la profundidad y estructura del suelo, o en la diversidad específica, podrían influir en la capacidad de las masas de *Pinus halepensis* y las dehesas de *Quercus* para soportar períodos de estrés hídrico. Asimismo, la interacción entre eventos de perturbación sucesivos (p.ej., sequías repetidas o incendios previos) y el estado fisiológico de los rodales puede condicionar su potencial de recuperación. Un análisis histórico de mayor amplitud temporal y la incorporación de indicadores de fragmentación del paisaje o de genética de poblaciones permitirían discernir si la resiliencia observada obedece a dinámicas coyunturales o forma parte de un proceso más estable de adaptación.



### 5.3. Limitaciones y perspectivas de futuro

Este estudio, basado en la teledetección con NDVI y el análisis de variables topográficas, ofrece una visión amplia de la resiliencia forestal a escala regional. Sin embargo, lograr una comprensión más profunda de los procesos ecológicos que sustentan dicha resiliencia exige la integración de diversos tipos de información cuantitativa y cualitativa. En primer lugar, la incorporación de mediciones de campo, como la caracterización estructural de la masa forestal (densidad, edad y diversidad de especies), posibilitaría un mejor entendimiento de los mecanismos funcionales que determinan la respuesta a la sequía. Del mismo modo, los datos de suelo (p.ej., contenido de materia orgánica, capacidad de retención de agua, textura y profundidad) serían esenciales para explicar por qué, incluso bajo condiciones climáticas similares, algunas parcelas presentan una mayor capacidad de recuperación que otras.

En segundo lugar, debe considerarse la limitación intrínseca asociada a la resolución espacial del producto NDVI empleado (30m×30m). En el mosaico de dehesas abiertas, cada píxel representa una mezcla espectral en la que coexisten el dosel arbóreo y la capa herbáceo-pascícola. La desestacionalización elimina el componente armónico medio anual de la señal integrada, pero no separa las contribuciones individuales de las encinas adultas, del pastizal subyacente ni de los rebrotes de cepa que pueden proliferar tras episodios de mortalidad o clareos. En zonas donde la presencia de monte bajo rebrotado es relativamente mayor, este estrato puede incrementar la señal NDVI sin reflejar necesariamente una mayor resiliencia del arbolado. Por tanto, las trayectorias de recuperación y los índices derivados pueden variar sustancialmente entre píxeles con distinta densidad de copa y diferente tipología estructural, modulando la magnitud de los valores absolutos obtenidos y aconsejando prudencia al interpretar el aparente gradiente altitudinal de resiliencia. Esta limitación advierte de la necesidad de combinar índices espectrales con metodologías de separación de mezclas, cartografía de coberturas de alta resolución o campañas de campo dirigidas, a fin de desagregar las respuestas fenológicas y mejorar la interpretación de los patrones de resiliencia bajo diferentes configuraciones estructurales del arbolado.

Además, la inclusión de variables climáticas de mayor resolución temporal (por ejemplo, registros de precipitación y temperatura a escala mensual o quincenal) y la utilización de modelos de balance hídrico contribuirían a identificar períodos críticos de déficit de humedad y su correlación con la dinámica del dosel forestal. Esta aproximación permitiría desentrañar con mayor precisión cómo se comportan las poblaciones de *Pinus halepensis* y las dehesas de *Quercus* en escenarios de sequía de distinta intensidad y duración, así como cuantificar los umbrales a partir de los cuales el estrés hídrico provoca daños irreversibles.

Por último, el enfoque multiescalar que combine la teledetección con mediciones de campo e información climática y edáfica ofrecería una base más sólida para el diseño de estrategias de gestión adaptativa. Un análisis integrado permitiría detectar con antelación zonas con mayor vulnerabilidad, optimizando la priorización de intervenciones silvícolas y facilitando la toma de decisiones en la conservación y restauración de estos ecosistemas. Estas líneas de investigación



futuras son fundamentales, especialmente en un contexto de cambio climático que intensifica las perturbaciones y exige políticas de manejo forestal sostenibles e informadas.

## 6. Conclusiones

Este estudio ha revelado la complejidad de los procesos de resiliencia ante la sequía en los pinares de *Pinus halepensis* y las dehesas de quercíneas. En los **pinares**, la resiliencia en la **Región de Murcia** aumenta con la altitud y laderas norte, donde condiciones más benignas —mayor precipitación y menor evaporación— favorecen la recuperación tras la sequía. Este comportamiento se atribuye, en parte, a la estrategia isohídrica del *Pinus halepensis*, que le permite aprovechar eficientemente la disponibilidad de agua en la capa superficial del suelo. Además, la gestión forestal incrementa significativamente la resiliencia en comparación con parcelas no gestionadas. Por otro lado, en las **dehesas de Castilla-La Mancha**, se ha observado que la resiliencia decrece conforme aumenta la altitud, lo que contrasta con los pinares. Las especies predominantes en estas dehesas, la encina y el alcornoque, emplean estrategias radiculares profundas que les permiten acceder a reservas hídricas en suelos profundos, típicas de fondos de valle. A pesar de la elevada resiliencia observada en las parcelas estudiadas, las parcelas gestionadas han mostrado una resiliencia media ligeramente mayor que las no gestionadas.

La **gestión forestal** resulta herramienta fundamental para **fortalecer la resiliencia** de los bosques mediterráneos ante las sequías cada vez más intensas y recurrentes. La implementación de intervenciones silvícolas bien diseñadas, que consideren las características locales como la estructura del bosque, la edad del arbolado y las condiciones edáficas y climáticas específicas, puede optimizar la capacidad de recuperación de los ecosistemas forestales. Además, enfoques multiescalares que combinen teledetección, mediciones de campo y modelos climáticos permitirán identificar zonas vulnerables, optimizar intervenciones y garantizar la persistencia de estos ecosistemas y sus servicios frente a desafíos climáticos futuros.

## 7. Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por el proyecto SocialForest (S1/2.4/E0079), cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través de Interreg Sudoe 2021-2027, y también se enmarca en el proyecto “Fomento del empleo verde y bioeconomía forestal de la Región de Murcia para la transformación a sistemas resilientes (GREEN BOOST)”, financiado por la Fundación Biodiversidad en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia – Financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU. Asimismo, esta investigación fue posible gracias a la colaboración de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, mediante su Consejería de Medio Ambiente y Mar Menor y la Dirección General de Patrimonio Natural y Acción Climática, y de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, por medio de la Consejería de Desarrollo Sostenible y la Dirección General de Medio Natural y Biodiversidad, que facilitaron parcelas gestionadas y no gestionadas, indispensables para este trabajo.

## 8. Bibliografía



ALFARO-SÁNCHEZ, R.; JUMP, A. S.; PINO, J., Díez-NOGALES, O.; ESPELTA, J. M.; 2019. Land use legacies drive higher growth, lower wood density and enhanced climatic sensitivity in recently established forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 276-277, 107630. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107630>

ALLEN, C. D.; MACALADY, A. K.; CHENCHOUNI, H.; BACHELET, D.; MCDOWELL, N.; VENNETIER, M.; KITZBERGER, T.; RIGLING, A.; BRESHEARS, D. D.; HOGG, E. H.; GONZALEZ, P.; FENSHAM, R.; ZHANG, Z.; CASTRO, J.; DEMIDOVA, N.; LIM, J.-H.; ALLARD, G.; RUNNING, S. W.; SEMERCI, A.; COBB, N.; 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660-684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>

BARBETA, A.; OGAYA, R.; PEÑUELAS, J.; 2013. Dampening effects of long-term experimental drought on growth and mortality rates of a Holm oak forest. *Global Change Biology*, 19(10), 3133-3144. <https://doi.org/10.1111/gcb.12269>

BEISNER, B.; HAYDON, D.; CUDDINGTON, K.; 2003. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 376-382. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0376:ASSIE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0376:ASSIE]2.0.CO;2)

BESSON, C. K.; LOBO-DO-VALE, R.; RODRIGUES, M. L.; ALMEIDA, P.; HERD, A.; GRANT, O. M.; DAVID, T. S.; SCHMIDT, M.; OTIENO, D.; KEENAN, T. F.; GOUVEIA, C.; MÉRIAUX, C.; CHAVES, M. M.; PEREIRA, J. S.; 2014. Cork oak physiological responses to manipulated water availability in a Mediterranean woodland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 184, 230-242. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.10.004>

BOTTERO, A.; D'AMATO, A. W.; PALIK, B. J.; BRADFORD, J. B.; FRAVER, S.; BATTAGLIA, M. A.; ASHERIN, L. A.; 2017. Density-dependent vulnerability of forest ecosystems to drought. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1605-1614. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12847>

BRIENEN, R. J. W.; PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. R.; GLOOR, E.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; MALHI, Y.; LEWIS, S. L.; VÁSQUEZ MARTINEZ, R.; ALEXIADES, M.; ÁLVAREZ DÁVILA, E.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; ARETS, E. J. M. M.; ARROYO, L.; ... ZAGT, R. J.; 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519(7543), 344-348. <https://doi.org/10.1038/nature14283>

CAMARERO, J. J.; GAZOL, A.; SANGÜESA-BARREDA, G.; OLIVA, J.; VICENTE-SERRANO, S. M.; 2015. To die or not to die: Early warnings of tree dieback in response to a severe drought. *Journal of Ecology*, 103(1), 44-57. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12295>

CARNICER, J.; COLL, M.; PONS, X.; NINYEROLA, M.; VAYREDA, J.; PEÑUELAS, J.; 2014. Large-scale recruitment limitation in Mediterranean pines: The role of *Quercus ilex* and forest successional advance as key regional drivers. *Global Ecology and Biogeography*, 23(3), 371-384. <https://doi.org/10.1111/geb.12111>

CHIATANTE, D.; DI IORIO, A.; SCIPPA, G. S.; 2005. Root responses of *Quercus ilex* L. seedlings to drought and fire. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 139(2), 198-208. <https://doi.org/10.1080/11263500500160591>

DAKOS, V.; CARPENTER, S. R.; VAN NES, E. H.; SCHEFFER, M.; 2015. Resilience indicators: Prospects and limitations for early warnings of regime shifts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1659),



20130263. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0263>

DAVID, T. S.; HENRIQUES, M. O.; KURZ-BESSON, C.; NUNES, J.; VALENTE, F.; VAZ, M.; PEREIRA, J. S.; SIEGWOLF, R.; CHAVES, M. M.; GAZARINI, L. C.; DAVID, J. S.; 2007. Water-use strategies in two co-occurring Mediterranean evergreen oaks: Surviving the summer drought. *Tree Physiology*, 27(6), 793-803. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.6.793>

DOAK, D. F.; MORRIS, W. F.; 2010. Demographic compensation and tipping points in climate-induced range shifts. *Nature*, 467(7318), 959-962. <https://doi.org/10.1038/nature09439>

DONOHUE, I.; HILLEBRAND, H.; MONTOYA, J. M.; PETCHEY, O. L.; PIMM, S. L.; FOWLER, M. S.; HEALY, K.; JACKSON, A. L.; LURGI, M.; MCCLEAN, D.; O'CONNOR, N. E.; O'GORMAN, E. J.; YANG, Q.; 2016. Navigating the complexity of ecological stability. *Ecology Letters*, 19(9), 1172-1185. <https://doi.org/10.1111/ele.12648>

DORMAN, M.; PEREVOLOTSKY, A.; SARRIS, D.; SVORAY, T.; 2015. The effect of rainfall and competition intensity on forest response to drought: Lessons learned from a dry extreme. *Oecologia*, 177, 1025-1038. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3229-2>

DUNNE, T.; 1990. The Role of Subsurface Water in Earth-Surface Processes and Landforms. Geological Society of America. 1-28. <https://doi.org/10.1130/SPE252-p1>

FALK, D. A.; VAN MANTGEM, P. J.; KEELEY, J. E.; GREGG, R. M.; GUITERMAN, C. H.; TEPLEY, A. J.; YOUNG, D. J. N.; MARSHALL, L. A.; 2022. Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management*, 512, 120129. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120129>

FLOYD, M. L.; CLIFFORD, M.; COBB, N. S.; HANNA, D.; DELPH, R.; FORD, P.; TURNER, D.; 2009. Relationship of stand characteristics to drought-induced mortality in three Southwestern piñon-juniper woodlands. *Ecological Applications*, 19(5), 1223-1230. <https://doi.org/10.1890/08-1265.1>

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; CHAPIN, T.; ROCKSTRÖM, J.; 2010. Resilience Thinking: Integrating Resilience, Adaptability and Transformability. *Ecology and Society*, 15(4), 20. <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art20/>

GARCÍA-RUIZ, J. M.; LANA-RENAULT, N.; 2014. Una revisión de los efectos hidrológicos y erosivos del abandono de tierra en España. *Geographicalia*, 59-60, 125-135. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geoph/geoph.201159-60827](https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.201159-60827)

GAZOL, A.; CAMARERO, J. J.; VICENTE-SERRANO, S. M.; SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; GUTIÉRREZ, E.; DE LUIS, M.; SANGÜESA-BARRERA, G.; NOVAK, K.; ROZAS, V.; TÍSCAR, P. A.; LINARES, J. C.; MARTÍN-HERNÁNDEZ, N.; MARTÍNEZ DEL CASTILLO, E.; RIBAS, M.; GARCÍA-GONZÁLEZ, I.; SILLA, F.; CAMISÓN, A.; GÉNOVA, M.; OLANO, J. M.; ... GALVÁN, J. D.; 2018. Forest resilience to drought varies across biomes. *Global Change Biology*, 24(5), 2143-2158. <https://doi.org/10.1111/gcb.14082>

GAZOL, A.; RIBAS, M.; GUTIÉRREZ, E.; CAMARERO, J. J.; 2017. Aleppo pine forests from across Spain show drought-induced growth decline and partial recovery. *Agricultural and Forest Meteorology*, 232, 186-194. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.014>

GEA-IZQUIERDO, G.; CHERUBINI, P.; CAÑELLAS, I.; 2011. Tree-rings reflect the impact of climate change on *Quercus ilex* L. along a temperature gradient in Spain



over the last 100 years. *Forest Ecology and Management*, 262(9), 1807-1816. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.025>

GENTILESCA, T.; CAMARERO, J. J.; COLANGELO, M.; NOLÈ, A.; RIPULLONE, F.; 2017. Drought-induced oak decline in the western mediterranean region: An overview on current evidences, mechanisms and management options to improve forest resilience. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 10(5), 796-806. <https://doi.org/10.3832/ifor2317-010>

GIL-PELEGRÍN, E.; SAZ, M. Á.; CUADRAT, J. M.; PEGUERO-PINA, J. J.; SANCHO-KNAPIK, D.; 2017. Oaks Physiological Ecology. Exploring the Functional Diversity of Genus *Quercus* L. Springer Nature. 137–193. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-69099-5\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-69099-5_5)

GIMENO, T. E.; PÍAS, B.; LEMOS-FILHO, J. P.; VALLADARES, F.; 2009. Plasticity and stress tolerance override local adaptation in the responses of Mediterranean holm oak seedlings to drought and cold. *Tree Physiology*, 29(1), 87-98. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpn007>

GUIOT, J.; CRAMER, W.; 2016. Climate change: The 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science*, 354(6311), 465-468. <https://doi.org/10.1126/science.aah5015>

HEREŞ, A.-M.; KAYE, M. W.; GRANDA, E.; BENAVIDES, R.; LÁZARO-NOGAL, A.; RUBIO-CASAL, A. E.; VALLADARES, F.; CUIEL YUSTE, J.; 2018. Tree vigour influences secondary growth but not responsiveness to climatic variability in Holm oak. *Dendrochronologia*, 49, 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2018.03.004>

HERRERO, A.; CASTRO, J.; ZAMORA, R.; DELGADO-HUERTAS, A.; QUEREJETA, J. I.; 2013. Growth and stable isotope signals associated with drought-related mortality in saplings of two coexisting pine species. *Oecologia*, 173, 1613-1624. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2707-7>

HERRERO, A., ZAMORA, R.; 2014. Plant Responses to Extreme Climatic Events: A Field Test of Resilience Capacity at the Southern Range Edge. *PLoS One*, 9(1), e87842 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087842>

HODGSON, D.; MCDONALD, J. L.; HOSKEN, D. J.; 2015. What do you mean, 'resilient'? *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9), 503-506. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.010>

ISELL, F.; CRAVEN, D.; CONNOLLY, J.; LOREAU, M.; SCHMID, B.; BEIERKUHNLEIN, C.; BEZEMER, T. M.; BONIN, C.; BRUELHEIDE, H.; DE LUCA, E.; EBELING, A.; GRIFFIN, J. N.; GUO, Q.; HAUTIER, Y.; HECTOR, A.; JENTSCH, A.; KREYLING, J.; LANTA, V.; MANNING, P.; ... EISENHAEUER, N.; 2015. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*, 526(7574), 574-577. <https://doi.org/10.1038/nature15374>

JAMALI, S.; TOMOV, H.; 2017. *DBEST: Detecting Breakpoints and Estimating Segments in Trend* (Versión 1.8) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/DBEST/index.html>

JUMP, A. S.; RUIZ-BENITO, P.; GREENWOOD, S.; ALLEN, C. D.; KITZBERGER, T.; FENSHAM, R.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; LLORET, F.; 2017. Structural overshoot of tree growth with climate variability and the global spectrum of drought-induced forest dieback. *Global Change Biology*, 23(9), 3742-3757. <https://doi.org/10.1111/gcb.13636>



KAHN, T.; BOSCH, J.; LEVITT, M. F.; GOLDSTEIN, M. H.; 1975. Effect of sodium nitrate loading on electrolyte transport by the renal tubule. *The American Journal of Physiology*, 229(3), 746-753. <https://doi.org/10.1152/ajplegacy.1975.229.3.746>

KHORCHANI, M.; MARTIN-HERNANDEZ, N.; VICENTE-SERRANO, S. M.; AZORIN-MOLINA, C.; GARCIA, M.; DOMÍNGUEZ-DURAN, M. A. A.; REIG, F.; PEÑA-GALLARDO, M.; DOMÍNGUEZ-CASTRO, F.; 2018. Average annual and seasonal land surface temperature, spanish peninsular. *Journal of Maps*, 14(2), 465-475. Scopus. <https://doi.org/10.1080/17445647.2018.1500316>

KHOURY, S.; COOMES, D. A.; 2020. Resilience of Spanish forests to recent droughts and climate change. *Global Change Biology*, 26(12), 7079-7098. <https://doi.org/10.1111/gcb.15268>

KIRKBY, M.; BRACKEN, L.; REANEY, S.; 2002. The influence of land use, soils and topography on the delivery of hillslope runoff to channels in SE Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(13), 1459-1473. <https://doi.org/10.1002/esp.441>

KITZBERGER, T.; PERRY, G.; PARITSIS, J.; GOWDA, J.; TEPLEY, A.; HOLZ, A.; VEBLEN, T.; 2016. Fire-vegetation feedbacks and alternative states: Common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 54(2), 247-272. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1151903>

KOEPKE, D. F.; KOLB, T. E.; ADAMS, H. D.; 2010. Variation in woody plant mortality and dieback from severe drought among soils, plant groups, and species within a northern Arizona ecotone. *Oecologia*, 163, 1079-1090. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1671->

LLORET, F.; ESCUDERO, A.; IRIONDO, J. M.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; VALLADARES, F.; 2012. Extreme climatic events and vegetation: The role of stabilizing processes. *Global Change Biology*, 18(3), 797-805. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02624.x>

LUCAS-BORJA, M. E.; ANDIVIA, E.; CANDEL-PÉREZ, D.; LINARES, J. C.; CAMARERO, J. J.; 2021. Long term forest management drives drought resilience in Mediterranean black pine forest. *Trees*, 35(5), 1651-1662. <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02143-6>

MADRIGAL-GONZÁLEZ, J.; ZAVALA, M. A.; 2014. Competition and tree age modulated last century pine growth responses to high frequency of dry years in a water limited forest ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, 192-193, 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.02.011>

MANRIQUE-ALBA, À.; BEGUERÍA, S.; CAMARERO, J. J.; 2022. Long-term effects of forest management on post-drought growth resilience: An analytical framework. *Science of The Total Environment*, 810, 152374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152374>

MANRIQUE-ALBA, À.; BEGUERÍA, S.; MOLINA, A. J.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; TOMÀS-BURGUERA, M.; DEL CAMPO, A. D.; COLANGELO, M.; CAMARERO, J. J.; 2020. Long-term thinning effects on tree growth, drought response and water use efficiency at two Aleppo pine plantations in Spain. *Science of The Total Environment*, 728, 138536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138536>

MARTÍN, J.; OLCINA, J.; 2001. Climas y tiempos de España. Alianza Editorial.

MARTÍN-ALCÓN, S.; COLL, L.; SALEKIN, S.; 2015. Stand-level drivers of tree-species diversification in Mediterranean pine forests after abandonment of traditional



practices. *Forest Ecology and Management*, 353, 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.022>

MARTÍNEZ-VILALTA, J.; LÓPEZ, B. C.; LOEPFE, L.; LLORET, F.; 2011. Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia*, 168, 877-888. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2132-8>

MATÍAS, L.; GONZÁLEZ-DÍAZ, P.; JUMP, A. S.; 2014. Larger investment in roots in southern range-edge populations of Scots pine is associated with increased growth and seedling resistance to extreme drought in response to simulated climate change. *Environmental and Experimental Botany*, 105, 32-38. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.04.003>

MATÍAS, L.; ZAMORA, R.; CASTRO, J.; 2012. Sporadic rainy events are more critical than increasing of drought intensity for woody species recruitment in a Mediterranean community. *Oecologia*, 169, 833-844. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2234-3>

MENDOZA, I.; GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; MATÍAS, L.; 2009. Recruitment limitation of forest communities in a degraded Mediterranean landscape. *Journal of Vegetation Science*, 20(2), 367-376. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05705.x>

MILLAR, C. I.; STEPHENSON, N. L.; STEPHENS, S. L.; 2007. Climate Change and Forests of the Future: Managing in the Face of Uncertainty. *Ecological Applications*, 17(8), 2145-2151. <https://doi.org/10.1890/06-1715.1>

MORCILLO, L.; MUÑOZ-RENGIFO, J. C.; TORRES-RUIZ, J. M.; DELZON, S.; MOUTAHIR, H.; VILAGROSA, A.; 2022. Post-drought conditions and hydraulic dysfunction determine tree resilience and mortality across Mediterranean *Aleppo pine* (*Pinus halepensis*) populations after an extreme drought event. *Tree Physiology*, 42(7), 1364-1376. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpac001>

NATALINI, F.; ALEJANO, R.; VÁZQUEZ-PIQUÉ, J.; CAÑELLAS, I.; GEA-IZQUIERDO, G.; 2016. The role of climate change in the widespread mortality of *holm oak* (*Quercus ilex*) in open woodlands of Southwestern Spain. *Dendrochronologia*, 38, 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.03.003>

NAVARRO-CERRILLO, R. M.; SARMOUM, M.; GAZOL, A.; ABDOUN, F.; CAMARERO, J. J.; 2019. The decline of Algerian *Cedrus atlantica* forests is driven by a climate shift towards drier conditions. *Dendrochronologia*, 55, 60-70. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.04.003>

NIMMO, D. G.; NALLY, R. M.; CUNNINGHAM, S. C.; HASLEM, A.; BENNETT, A. F.; 2015. Vive la résistance: Reviving resistance for 21st century conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9), 516-523. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.07.008>

ORWIN, K. H.; WARDLE, D. A.; 2004. New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(11), 1907-1912. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.036>

PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; FILELLA, I.; ESTIARTE, M.; LLUSIÀ, J.; OGAYA, R.; CARNICER, J.; BATRONS, M.; RIVAS-UBACH, A.; GRAU, O.; PEGUERO, G.; MARGALEF, O.; PLA-RABÉS, S.; STEFANESCU, C.; ASENSIO, D.; PREECE, C.; LIU, L.; VERGER, A.; BARBETA, A.; ... TERRADAS, J.; 2017. Impacts of Global Change on Mediterranean Forests and Their Services. *Forests*, 8(12), 463. <https://doi.org/10.3390/f8120463>

PLAYDA, A.; DUBBERT, M.; REBMANN, C.; KOLLE, O.; COSTA E SILVA, F.; CORREIA,



A.; PEREIRA, J. S.; WERNER, C.; CUNTZ, M.; 2014. Drought impact on carbon and water cycling in a Mediterranean *Quercus suber* L. woodland during the extreme drought event in 2012. *Biogeosciences*, 11(24), 7159-7178. <https://doi.org/10.5194/bg-11-7159-2014>

ROZAS, V.; OLANO, J. M.; GAZOL, A.; ALONSO-PONCE, R.; CUENDE-ARRIBAS, S.; RODRÍGUEZ-PUERTA, F.; 2024. Elevation and local climate variation control changes in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) growth responses to hydroclimate and drought in semi-arid Spain. *Regional Environmental Change*, 24(2), 87. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02256-x>

SANGÜESA-BARREDA, G.; CAMARERO, J. J.; OLIVA, J.; MONTES, F.; GAZOL, A.; 2015. Past logging, drought and pathogens interact and contribute to forest dieback. *Agricultural and Forest Meteorology*, 208, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.04.011>

SERRA-MALUQUER, X.; MENCUCCINI, M.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; 2018. Changes in tree resistance, recovery and resilience across three successive extreme droughts in the northeast Iberian Peninsula. *Oecologia*, 187, 343-354. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4118-2>

SLETTE, I. J.; POST, A. K.; AWAD, M.; EVEN, T.; PUNZALAN, A.; WILLIAMS, S.; SMITH, M. D.; KNAPP, A. K.; 2019. How ecologists define drought, and why we should do better. *Global Change Biology*, 25(10), 3193-3200. <https://doi.org/10.1111/gcb.14747>

VAN DER PLAS, F.; RATCLIFFE, S.; RUIZ-BENITO, P.; SCHERER-LORENZEN, M.; VERHEYEN, K.; WIRTH, C.; ZAVALA, M. A.; AMPOORTER, E.; BAETEN, L.; BARBARO, L.; BASTIAS, C. C.; BAUHUS, J.; BENAVIDES, R.; BENNETTER, A.; BONAL, D.; BOURIAUD, O.; BRUELHEIDE, H.; BUSSOTTI, F.; CARNOL, M.; ... ALLAN, E.; 2018. Continental mapping of forest ecosystem functions reveals a high but unrealised potential for forest multifunctionality. *Ecology Letters*, 21(1), 31-42. <https://doi.org/10.1111/ele.12868>

VAN MEERBEEK, K.; JUCKER, T.; SVENNING, J.; 2021. Unifying the concepts of stability and resilience in ecology. *Journal of Ecology*, 109(9), 3114-3132. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13651>

VENNETIER, M.; RIPERT, C.; RATHGEBER, C.; 2018. Autecology and growth of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.): A comprehensive study in France. *Forest Ecology and Management*, 413, 32-47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.028>

VERBESSELT, J., HYNDMAN, R., ZEILEIS, A., & CULVENOR, D.; 2010. Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2970-2980. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.08.003>

VERGARECHEA, M.; 2020. *Dynamics of P. pinea and P. pinaster forests: Implications for adaptive management in a climate change context*. Universidad de Valladolid.

VICENTE-SERRANO, S. M.; AZORIN-MOLINA, C.; SANCHEZ-LORENZO, A.; MORÁN-TEJEDA, E.; LORENZO-LACRUZ, J.; REVUELTO, J.; LÓPEZ-MORENO, J. I.; ESPEJO, F.; 2013. Temporal evolution of surface humidity in Spain: Recent trends and possible physical mechanisms. *Climate Dynamics*, 42, 2655-2674. <https://doi.org/10.1007/s00382-013-1885-7>

WALKER, B.; HOLLING, C. S.; CARPENTER, S.; KINZIG, A.; 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecology and*



*Society*, 9(2), 5 <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>

WILLIAMSON, G. B.; LAURANCE, W. F.; OLIVEIRA, A. A.; DELAMÔNICA, P.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; POHL, L.; 2000. Amazonian tree mortality during the 1997 El Niño drought. *Conservation Biology*, 14(5), 1538-1542. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99298.x>

YEUNG, A. C. Y.; RICHARDSON, J. S.; 2016. Some Conceptual and Operational Considerations when Measuring 'Resilience': A Response to Hodgson *et al.* *Trends in Ecology & Evolution*, 31(1), 2-3. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.10.005>