

SocialForest

*Lucha integral contra el impacto del cambio climático
en áreas forestales del espacio SUDOE*

GT1. Desarrollo de una estrategia forestal
transnacional

Entregable 1.1.1.

Diagnóstico temporal de la
evolución y cambios en
la resiliencia de masas
forestales tipo en SUDOE



Versión 2

Información del documento

Código del proyecto: S1/2.4/E0079

Título del proyecto: Lucha integral contra el impacto del cambio climático en áreas forestales del espacio SUDOE

Acónimo del proyecto: SocialForest

Tipo: Entregable

Título del entregable: Diagnóstico temporal de la evolución y cambios en la resiliencia de masas forestales tipo en SUDOE

Fecha de realización: 28/03/2025

Versión: v2

Beneficiario responsable: Universitat Politècnica de València. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.

Autores: Laura Arnal Roig¹, Ana María Atienza Pérez², Roque Pérez Palazón², Rafael López López³, Mónica Espinosa Rincón³, Filipe Silva⁴, Miguel Riveiro⁴, Jose Ruivo⁵, Débora Moraes⁵, Claudia Antoniotti⁶, Pedro Agustín Medrano Ceña⁷, Antonio Dámaso del Campo García¹

Afiliación de los autores:

¹Universitat Politècnica de València. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

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

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

⁴Associaçao para o Estudo e Defesa do Património Natural e Cultural do Concelho de Mértola

⁵EDIA-Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva, SA

⁶Xylofutur

⁷Asociación Forestal de Soria

Sugerencia de citación: Arnal-Roig, L., Atienza-Pérez, A. M., Pérez-Palazón, R., López-López, R., Espinosa-Rincón, M., Silva, F., Riveiro, M., Ruivo, J., Moraes, D., Antoniotti, C., Medrano-Ceña, P. A., & del Campo, A.D. (2025). *Diagnóstico temporal de la evolución y cambios en la resiliencia de masas forestales tipo en SUDOE* (v2) [Informe técnico]. Universitat Politècnica de València, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Proyecto SocialForest: Lucha integral contra el impacto del cambio climático en áreas forestales del espacio SUDOE (Código: S1/2.4/E0079).

2

Índice

Resumen.....	10
1. Introducción.....	10
2. Metodología.....	13
2.1. Definición de resiliencia	13
2.2. Series temporales de índices de vegetación.....	14
2.3. Tendencias de reverdecimiento.....	15
2.4. Análisis de puntos de ruptura para la estimación de la resiliencia	15
3. Región de Murcia (NUTS II).....	17
3.1. Localización, delimitación y contexto administrativo.....	17
3.2. Climatología.....	19
3.3. Geología, geomorfología y edafología	20
3.4. Vegetación	21
3.5. Evolución y cambios en la resiliencia.....	22
3.5.1. Contexto y definición de la problemática.....	24
3.5.2. Tendencias actuales	26
3.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos	32
3.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia	35
3.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos	38
4. Castilla-La Mancha (NUTS II).....	41
4.1. Localización, delimitación y contexto administrativo.....	41
4.2. Climatología.....	44
4.3. Geología, geomorfología y edafología	46
4.4. Vegetación	47
4.5. Evolución y cambios en la resiliencia.....	49
4.5.1. Contexto y definición de la problemática.....	50
4.5.2. Tendencias actuales	53
4.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos	59
4.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia	62

5. Soria (NUTS III).....	67
5.1. Localización, delimitación y contexto administrativo.....	67
5.2. Climatología.....	68
5.3. Geología, geomorfología y edafología	70
5.4. Vegetación	71
5.5. Evolución y cambios en la resiliencia.....	72
5.5.1. Contexto y definición de la problemática.....	73
5.5.2. Tendencias actuales	76
5.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos	79
5.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia	82
5.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos	83
6. Alentejo (NUTS II).....	84
6.1. Localización, delimitación y contexto administrativo.....	84
6.2. Climatología.....	84
6.3. Geología, geomorfología, fisiografía y suelo.....	86
6.4. Vegetación	87
6.5. Evolución y cambios en la resiliencia.....	88
6.5.1. Contexto y definición de la problemática.....	89
6.5.2. Tendencias actuales	91
6.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos	95
6.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia	97
6.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos	100
7. Nueva Aquitania (NUTS II).....	101
7.1. Localización, delimitación y contexto administrativo.....	101
7.2. Climatología.....	102
7.3. Geología, geomorfología, fisiografía y suelo.....	104
7.4. Vegetación	105
7.5. Evolución y cambios en la resiliencia.....	107
7.5.1. Contexto y definición de la problemática.....	108

7.5.2. Tendencias actuales	110
7.5.3. Indicadores de resiliencia	116
7.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia	117
7.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos	118
8. Bibliografía.....	120

Índice de figuras

Figura 1. Localización de la Región de Murcia en el espacio SUDOE.....	17
Figura 2. Distribución de 12.800 puntos de muestreo en pinares de <i>Pinus halepensis</i> (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) en la Región de Murcia.....	23
Figura 3. Evolución de la tendencia del NDVI de los pinares de <i>Pinus halepensis</i> la Región de Murcia.....	26
Figura 4. Tendencias del NDVI desde 2020 hasta el 2024 en el hábitat 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogeaños endémicos) en la Región de Murcia.....	27
Figura 5. Resumen integrado de los resultados de las entrevistas sobre la importancia, vocación, retorno económico actual y potencial, y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogeaños endémicos) en la Región de Murcia.....	28
Figura 6. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en la Región de Murcia (Beguería, 2022).....	33
Figura 7. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de los pinares de <i>Pinus halepensis</i> (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) en la Región de Murcia durante el periodo 2012-2020, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p -valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p -valor ≤ 0.05).	33
Figura 8. Resiliencia de los pinares de <i>Pinus halepensis</i> (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) en la Región de Murcia durante el periodo 2012-2020.....	34
Figura 9. Resistencia de los pinares de <i>Pinus halepensis</i> (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) en la Región de Murcia durante el periodo 2012-2020.....	35
Figura 10. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en pinares de <i>Pinus halepensis</i> de la Región de Murcia. Los rodales ANR representan pinares adultos manejados	

con tratamientos de regeneración, mientras que los rodales JIM corresponden a pinares jóvenes sometidos a tratamientos de mejora.....36

Figura 11. Evolución del NDVI desestacionalizado en rodales pareados con y sin gestión en pinares de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia. Los rodales ANR representan pinares adultos manejados con tratamientos de regeneración, mientras que los rodales JIM corresponden a pinares jóvenes sometidos a tratamientos de mejora.....37

Figura 12. Localización de Castilla-La Mancha en el espacio SUDOE.....41

Figura 13. Captura de pantalla del Portal Cartográfico de Castilla-La Mancha. Densidad de población por municipios (2023).....42

Figura 14. Captura de pantalla del Portal Cartográfico de Castilla-La Mancha. Variación de la población entre 2003 y 2023.....43

Figura 15. Captura de pantalla del Portal Cartográfico de Castilla-La Mancha. Zonificación del despoblamiento en Castilla-La Mancha.....44

Figura 16. Distribución de 17.200 puntos de muestreo en dehesas de *Quercus* spp. en Castilla-La Mancha.....49

Figura 17. Evolución de la tendencia del NDVI de las dehesas de *Quercus* spp. la Castilla-La Mancha.....53

Figura 18. Tendencias del NDVI desde 2020 hasta el 2024 en el hábitat 6310 (dehesas perennifolias de *Quercus* spp) en Castilla-La Mancha.....54

Figura 19. Resumen integrado de los resultados de las entrevistas sobre la importancia, vocación, retorno económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 6310 (Dehesas perennifolias de *Quercus* spp.) en Castilla-La Mancha.....55

Figura 20. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en Castilla-La Mancha (Beguería, 2022).....60

Figura 21. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2014-2018, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p-valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p-valor ≤ 0.05).....60

Figura 22. Resiliencia de las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2014-2018.....61

Figura 23. Resistencia de las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2014-2018.....62

Figura 24. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de <i>Quercus</i> spp de Castilla-La Mancha para la sequía del 2005. Los rodales D representan áreas gestionadas con tratamientos de diversificación de especies, GI con gestión integrada, MP con mejora de pastos, P con podas y R con regeneración.	63
Figura 25. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de <i>Quercus</i> spp de Castilla-La Mancha para la sequía del 2012. Los rodales D representan áreas gestionadas con tratamientos de diversificación de especies, F con forestación, GI con gestión integrada, MP con mejora de pastos, P con podas y R con regeneración.	63
Figura 26. Evolución del NDVI desestacionalizado en rodales pareados con y sin gestión en dehesas de <i>Quercus</i> spp. de Castilla-La Mancha. Los rodales D representan áreas gestionadas con tratamientos de diversificación de especies, F con forestación, GI con gestión integrada, MP con mejora de pastos, P con podas y R con regeneración.	64
Figura 27. Localización de Soria (Castilla y León) en el espacio SUDOE.....	67
Figura 28. Distribución de 1.433 puntos de muestreo en sabinares y enebrales en Soria.	72
Figura 29. Evolución de la tendencia del NDVI de los sabinares de Soria.	76
Figura 30. Resumen integrado de la importancia, vocación, retorno económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 9560 (bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp.) en la provincia de Soria.	77
Figura 31. Tendencias del NDVI desde 2020 hasta el 2024 en el hábitat 9540 (bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp.) en la provincia de Soria.....	79
Figura 32. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en Soria (Beguería, 2022).	79
Figura 33. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de los bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp. (Hábitat 9560, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Soria durante el periodo 2022-2023, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p-valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p-valor ≤ 0.05).	80
Figura 34. Resiliencia de los bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp. (Hábitat 9560, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2022-2023.	81
Figura 35. Resistencia de los bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp. (Hábitat 9560, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2022-2023.	81
Figura 36. Comparación de la resiliencia y resistencia entre rodales pareados con y sin pastoreo en sabinares de Soria para la sequía del 2022/2023.....	82
Figura 37. Localización de Alentejo en el espacio SUDOE.....	84

Figura 38. Distribución de 15.756 puntos de muestreo en dehesas de <i>Quercus</i> spp. en Alentejo.....	88
Figura 39. Evolución de la tendencia del NDVI en las dehesas de <i>Quercus</i> spp. do Alentejo.....	91
Figura 40. Tendencias del NDVI en las dehesas de Alentejo (2020-2024).....	92
Figura 41. Resumen integrado de la importancia, vocación, retorno económico actual y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 6310 (dehesas perennifolias de <i>Quercus</i> spp.) en Alentejo.	93
Figura 42. Resumen integrado de la importancia, vocación, potencial económico futuro y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 6310 (dehesas perennifolias de <i>Quercus</i> spp.) en Alentejo.	94
Figura 43. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en Alentejo (Beguería, 2022).....	96
Figura 44. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de las dehesas perennifolias de <i>Quercus</i> spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en el Alentejo para el periodo 2017-2024, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p-valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p-valor ≤ 0.05).	96
Figura 45. Comparación de la resiliencia y resistencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de <i>Quercus</i> spp de Alentejo para la sequía del 2005. Cada letra del eje X (A - J) representa un par de parcelas, donde se compara un rodal gestionado y otro sin gestión.	98
Figura 46. Comparación de la resiliencia y resistencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de <i>Quercus</i> spp de Alentejo para la sequía del 2017. Cada letra del eje X (A - J) representa un par de parcelas, donde se compara un rodal gestionado y otro sin gestión.	100
Figura 47. Localización de Nueva Aquitania en el espacio SUDOE.	102
Figura 48. Distribución de 20.459 puntos de muestreo en el hábitat 2270 en Nueva Aquitania.	107
Figura 49. Evolución de la tendencia del NDVI en las dunas con bosques de <i>Pinus pinea</i> y/o <i>Pinus pinaster</i> de Nueva Aquitania.	110
Figura 50. Resumen integrado de la importancia, vocación, retorno económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 2270 (Dunas con bosques de <i>Pinus pinea</i> y/o <i>Pinus pinaster</i>) en Nueva Aquitania.	113
Figura 51. Resumen integrado de la importancia, vocación, potencial económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 2270 (Dunas con bosques de <i>Pinus pinea</i> y/o <i>Pinus pinaster</i>) en Nueva Aquitania.	113

Figura 52. Tendencias del NDVI en los pinares dunares de Nueva Aquitania (I).....	114
Figura 53. Tendencias del NDVI en los pinares dunares de Nueva Aquitania (II).....	115
Figura 54. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en la franja litoral de Nueva Aquitania (Beguería, 2022).....	116
Figura 55. Resistencia y resiliencia para diferentes periodos asociados con sequías severas para las dunas con bosques de <i>Pinus pinea</i> y/o <i>Pinus pinaster</i> (hábitat 2270) en Nueva Aquitania...	116
Figura 56. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados de gestión intensiva y gestión extensiva en el hábitat 2270 de Nueva Aquitania durante la sequía del 2022/2023.....	118

Índice de tablas

Tabla 1. Indicadores demográficos básicos de la Región de Murcia.....	18
Tabla 2. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogeános endémicos) en la Región de Murcia.....	24
Tabla 3. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 6310 (Dehesas de <i>Quercus</i> spp.) en Castilla-La Mancha.....	50
Tabla 4. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 9560 (Bosques endémicos de <i>Juniperus</i> spp.) en la provincia de Soria.....	73
Tabla 5. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 6310 (Dehesas perennifolias de <i>Quercus</i> spp.) en Alentejo.....	89
Tabla 6. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 2270 (dunas con bosques de <i>Pinus pinea</i> y/o <i>Pinus pinaster</i>) en Nueva Aquitania.	108

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 informe 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, 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 una estrategia de raíces superficiales y condiciones climáticas más favorables, como mayor precipitación y 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 adaptativa para fortalecer la resiliencia de los bosques mediterráneos ante sequías más intensas y recurrentes.

Comentado [LAR1]: Esto es el resumen del congreso. Lo tengo que adaptar para incluir todos los territorios.

1. Introducción

Los bosques desempeñan un papel fundamental en la regulación climática e hidrológica, así como en la provisión de otros servicios ecosistémicos de gran relevancia, 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 está cada vez más amenazada por la intensificación de los efectos del cambio climático, particularmente las sequías prolongadas, el aumento de la temperatura y la alteración en los regímenes de precipitación (Bonfils et al., 2020; Trumbore et al., 2015).

En el suroeste de Europa, que abarca desde zonas con un marcado carácter mediterráneo hasta regiones atlánticas como Nueva Aquitania, se proyectan incrementos en la temperatura media anual de entre 3 y 8°C para finales de siglo, según el escenario de emisiones (IPCC, 2021). Paralelamente, se espera un aumento en la frecuencia, duración e intensidad de eventos climáticos extremos, incluidas olas de calor, lo que puede generar impactos profundos en el funcionamiento de los ecosistemas (Seidl et al., 2017). Estos fenómenos 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). Las proyecciones indican, además, que estos efectos se intensificarán en el futuro, sobre todo en escenarios climáticos más pesimistas (Morán-Ordóñez et al., 2021), lo cual suscita

10

una creciente preocupación tanto en el ámbito científico como en el de la gestión (MedECC, 2020).

Dentro de este ámbito geográfico heterogéneo, destacan hábitats característicos de regiones tradicionalmente mediterráneas –por ejemplo, las coníferas como el pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.), el pino piñonero (*Pinus pinea* L.) o el pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.), así como las quercíneas (*Quercus ilex* L., *Quercus suber* L.) y distintas especies de *Juniperus*– que, pese a su alta tolerancia a la aridez, evidencian episodios de crecimiento reducido y dieback ante sequías cada vez más intensas (Camarero et al., 2015; Dorman et al., 2015; Morcillo et al., 2022; Moreno-Fernández et al., 2021; Nicoletti et al., 2024). Por otro lado, en zonas atlánticas o de transición, como Nueva Aquitania, también se han observado episodios de estrés hídrico y mortalidad ligados al aumento de temperaturas y a la irregularidad de las precipitaciones (Verkerk et al., 2019; Altieri et al., 2015). Esta diversidad de situaciones ilustra la complejidad de los retos a los que se enfrentan los bosques del suroeste europeo.

En este contexto, el concepto de resiliencia adquiere 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 foco de atención en investigación ecológica y estrategias de conservación (Millar et al., 2007; Folke et al., 2010; Falk et al., 2022). Tanto en zonas con un marcado carácter mediterráneo como en áreas atlánticas con episodios de sequía, los bosques deben mantener o recuperar su funcionalidad bajo el riesgo recurrente de fenómenos extremos, agravados por el cambio climático. A su vez, se han reportado incrementos de otros disturbios (incendios, plagas, patógenos), que se estima han aumentado en severidad desde la década de 1950 (Patacca et al., 2022; Senf & Seidl, 2021), comprometiendo la estabilidad y perpetuación de estas formaciones (Forzieri et al., 2021; Grünig et al., 2023; Seidl & Turner, 2022).

Tradicionalmente, la evaluación de la resiliencia forestal frente a este tipo de eventos se ha basado en aproximaciones dendrocronológicas y mediciones de campo, analizándose la resistencia y la recuperación de los árboles a partir del crecimiento radial (Gazol et al., 2017; Serra-Malquer et al., 2018). Estos métodos han permitido comprender la vulnerabilidad de las masas forestales a la sequía y valorar la efectividad de distintas prácticas de gestión forestal. Sin embargo, los avances en teledetección han abierto nuevas vías para el monitoreo continuo y a gran escala. En particular, el uso 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, correlacionándose de manera significativa con indicadores de crecimiento (Gazol et al., 2018).

En el conjunto del suroeste europeo, la conjunción de factores climáticos (por ejemplo, la intensificación de sequías y altas temperaturas) con cambios en el uso del suelo (incluyendo abandono agrícola y sucesión ecológica) ha configurado escenarios diversos. Por un lado, se describen episodios de degradación y retroceso en áreas más vulnerables; por otro, ciertas zonas

11

muestran procesos de “reverdecimiento” o expansión de la masa forestal (Carnicer et al., 2014; Martín-Alcón & Salekin, 2015). Este aparente contraste puede obedecer a factores como la liberación de competencia tras eventos de mortalidad, la regeneración favorecida por precipitaciones puntuales o la diversificación de estructuras forestales que incrementan la estabilidad del sistema.

Ante la incertidumbre climática futura, la gestión forestal adaptativa emerge como una herramienta clave para reforzar la resiliencia de los ecosistemas del suroeste europeo (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, aumentando así la resistencia y la capacidad de recuperación frente a la escasez de agua (Gazol et al., 2018). Sin embargo, su eficacia depende de la estructura del bosque, la edad, las condiciones topográficas y otros factores locales que modulan la respuesta de cada rodal; existe evidencia creciente de que la combinación de antiguas prácticas silvícolas y la falta de gestión actual están intensificando los impactos de las perturbaciones en Europa (Patacca et al., 2022; Vilà-Cabrera et al., 2023).

En este contexto, el presente informe tiene como objetivo **cuantificar y comparar la resiliencia a la sequía de diversos ecosistemas forestales representativos en el espacio SUDOE**. Para ello, se estudiarán los siguientes hábitats:

- 2270: Dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster*, en Nueva Aquitania.
- 6310: Dehesas perennifolias de *Quercus* spp., en Castilla-La Mancha y Alentejo.
- 9540: Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos, en la Región de Murcia, Alentejo, Nueva Aquitania y Occitania.
- 9560: Bosques endémicos de *Juniperus* spp., en Soria.

Para alcanzar este objetivo general, se establecen los siguientes objetivos específicos:

- **Cuantificar la resiliencia de estas masas forestales ante episodios de sequía**, analizando la recuperación del dosel a partir de series temporales de NDVI.
- **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, de forma sencilla, aquellos rodales con mayor probabilidad de requerir intervenciones silvícolas que mejoren su respuesta ante condiciones hídricas limitantes.
- **Evaluar el efecto global de la gestión forestal en la resiliencia** de los bosques tipo del espacio SUDOE, poniendo en valor la intervención frente al abandono de la gestión y analizando la respuesta del dosel tras eventos de estrés hídrico.

2. Metodología

2.1. 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):

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

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 SR tras la perturbación.
- S_Y es el valor de la variable de estado transcurrido el periodo estandarizado de recuperación.

13

Debido al régimen actual de sequías y al reducido periodo disponible para la recuperación del sistema antes de que ocurra una nueva sequía en la región SUDOE, se estableció como periodo de referencia (Y) un año después del momento de máxima desviación (0).

La ecuación 1 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 comprender la resiliencia en su totalidad, resulta esencial abordar también el concepto de resistencia. De acuerdo con Justus (2007), la resistencia se define como la capacidad de un sistema para oponerse a cambios en sus variables tras una perturbación, siendo inversamente proporcional a la magnitud de dichos cambios. En otras palabras, cuanto menor sea la alteración registrada después de una perturbación, mayor es la resistencia del sistema. Para ello, se aplicó la siguiente ecuación (Van Meerbeek et al., 2021; Orwin & Wardle, 2004):

$$\text{Resistencia} = \frac{2 \times |S_R - S_0|}{S_R + |S_R - S_0|}$$

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.

Al igual que la ecuación (1), esta métrica está acotada entre -1 y 1. Un valor de 1 denota la ausencia de cambio (resistencia máxima), mientras que un valor de 0 implica un cambio relativo de $\pm 100\%$ (Orwin & Wardle, 2004). Valores negativos pueden ocurrir cuando el valor después de la perturbación S_0 supera $2 \times S_R$.

Para la estimación de ambas métricas (resiliencia y resistencia), 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 el reclutamiento o la pérdida de especies). Por ello, el diagnóstico aquí presentado se centra en los cambios relativos en la cobertura y la condición del dosel (Folke et al., 2010).

2.2. 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 llenar 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

14

frecuencia de observación de MODIS, y así generar de forma consistente imágenes mensuales a 30 m de resolución.

- Detección y exclusión de anomalías: Se empleó el paquete *DBEST* (Jamaili & 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.

2.3. 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 (Jamaili & Tomov, 2017). Con ello, se aislaron:

- Cambios graduales en el verdor del dosel (tendencia).
- Patrones estacionales ligados al clima anual (precipitaciones y temperatura), permitiendo así, minimizar el efecto de la variación anual de los pastos (si estos forman parte de la fenología estacional y emergen de forma consistente cada año).
- Variaciones abruptas detectadas como puntos de ruptura.

Además, DBEST identificó los puntos con cambios abruptos que fueron excluidos posteriormente para la relación entre la resiliencia y los factores topográficos. 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 5 años:

$$NDVI(t) = \beta_G + \alpha_G \times t + \varepsilon_G \quad (2)$$

Donde t representa el tiempo (1 a 60 meses), α_G indica la tasa de cambio del NDVI y β_G el valor inicial. Los residuos (ε_G) se asumieron con distribución normal. Mediante este análisis, se detectaron áreas que experimentan actualmente un fenómeno de decaimiento.

2.4. 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

15

apartado anterior. 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, realizada con el paquete DBEST en R (Jamaili & Tomov, 2017), 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 las ecuaciones 1 y 2, considerando el estado del sistema antes, durante y después de la perturbación. Como se describe en el apartado 2.1, 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), situación especialmente común en el contexto geográfico y temporal actual, donde es habitual que una nueva sequía suceda apenas transcurrido un año desde la perturbación anterior.

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.

Con el objetivo de comprender los factores que impulsan la resiliencia, se modeló las métricas de resiliencia y resistencia 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 significancia de $\alpha = 0.05$. Las comparaciones con $p \leq 0.05$ fueron consideradas estadísticamente significativas, indicando diferencias claras 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 períodos 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.

3. Región de Murcia (NUTS II)

3.1. Localización, delimitación y contexto administrativo

La Región de Murcia es una comunidad uniprovincial situada en el sureste de la península ibérica, con litoral en el mar Mediterráneo. Abarca cerca de 1.100.000 hectáreas (unos 11.317 km²), que representan alrededor del 2,24 % de la superficie total de España. Se extiende entre los 38° 45' y 37° 23' de latitud norte, y entre los 0° 42' y 2° 20' de longitud oeste. Limita al este con la provincia de Alicante, al oeste con Granada y Almería, al norte con Albacete y al sur con el mar Mediterráneo.

La comunidad se compone de 45 municipios, destacando por su extensión Lorca (1.675,27 km²), Jumilla (969,66 km²) y Moratalla (952,94 km²). La capital y principal centro administrativo es Murcia, que con sus 885,11 km² ejerce como eje político y económico.

Según datos de 2024 del Centro Regional de Estadística de Murcia (CREM), la densidad de población varía significativamente entre municipios. Se observan valores muy bajos en Moratalla (8 hab./km²) y Ojós (11,7 hab./km²), frente a concentraciones elevadas en Alcantarilla (2.680,8 hab./km²) y Archena (1.279,4 hab./km²). Esta marcada diferencia refleja la coexistencia de áreas rurales con baja densidad y núcleos urbanos o periurbanos más populosos.

En cuanto al crecimiento poblacional reciente (2024), se aprecian disparidades claras:

- **Crecimientos positivos destacados:** Los Alcázares (4,88%), Villanueva del Río Segura (4,62%) y Fuente Álamo (3,64%) exhiben los mayores incrementos anuales, lo que sugiere una notable expansión demográfica.
- **Crecimientos negativos:** Ricote (-2,10%), Ojós (-1,68%) y Aledo (-1,33%) registran tasas de descenso, indicando una pérdida neta de habitantes posiblemente relacionada con la migración o el envejecimiento de la población.

El análisis a largo plazo muestra que Villanueva del Río Segura lidera el crecimiento anual medio con un 3,78%, reflejando una tendencia de desarrollo sostenido. Otros municipios, como Librilla (1,63%) y Ceutí (1,57%), también han experimentado incrementos poblacionales notables. Por el contrario, Ricote (-1,46%), Cehegín (-0,75%) y Moratalla (-0,70%) mantienen tasas negativas, evidenciando un declive demográfico persistente.



17

Figura 1. Localización de la Región de Murcia en el espacio SUDOE.

Respecto a la tasa de envejecimiento –relación entre la población mayor de 65 años y la menor de 15–, se observa un índice especialmente elevado en Ojós (221,5), Ricote (212), Abanilla (161,9), Moratalla (155,5), Aledo (154,2), Ulea (132,2) y Cehegín (116,6), donde la población de mayor edad supera ampliamente a las generaciones más jóvenes. En contraste, Torre-Pacheco (46,1) y Ceutí (51,1) muestran valores más bajos, lo que indica una menor presión demográfica asociada al envejecimiento.

Tabla 1. Indicadores demográficos básicos de la Región de Murcia.

Municipio	Densidad de población (Habitantes / km ²)	Tasa de crecimiento anual (2023-2024)	Tasa de crecimiento anual media (2009-2024)	Índice de envejecimiento
Región de Murcia	138.9	1.24%	0.55%	73.9
Abanilla	26.3	-0.38%	-0.41%	161.9
Abarán	113.1	0.27%	0.01%	86.3
Águilas	148.6	1.50%	0.54%	86
Albudeite	82.3	0.73%	0.18%	99.3
Alcantarilla	2680.8	1.16%	0.39%	66.8
Los Alcázares	984.2	4.88%	1.53%	70.6
Aledo	22.3	-1.33%	0.32%	154.2
Alguazas	429.8	-0.14%	0.86%	55.5
Alhama de Murcia	75.7	1.34%	1.16%	69.7
Archena	1279.4	4.30%	0.96%	70.4
Beniel	1146.8	0.30%	0.36%	56.8
Blanca	78.2	1.03%	0.46%	89.4
Bullas	143.5	1.06%	-0.38%	101.4
Calasparra	55.6	1.09%	-0.30%	105.1
Campos del Río	45.5	0.44%	-0.16%	101.9
Caravaca de la Cruz	30.2	0.67%	-0.11%	92.4
Cartagena	393.8	0.79%	0.24%	81.2
Cehegín	48.4	0.00%	-0.75%	116.6
Ceutí	1253.1	1.38%	1.57%	51.1
Cieza	96.3	0.21%	0.03%	80.1
Fortuna	74.9	0.81%	1.05%	68.9
Fuente Álamo	68.4	3.64%	1.55%	57.9
Jumilla	28.1	1.81%	0.40%	67.9
Librilla	102.3	0.89%	1.63%	73.1
Lorca	58.7	-0.17%	0.45%	66.9
Lorquí	493.3	0.84%	0.71%	63.5
Mazarrón	110.1	1.85%	0.02%	106.3
Molina de Segura	457.2	1.87%	1.28%	57.5

Municipio	Densidad de población (Habitantes / km ²)	Tasa de crecimiento anual (2023-2024)	Tasa de crecimiento anual media (2009-2024)	Índice de envejecimiento
Moratalla	8	1.27%	-0.70%	155.5
Mula	27.7	1.09%	0.25%	75.6
Murcia	535.7	1.15%	0.56%	76
Ojós	11.7	-1.68%	-0.58%	221.5
Pliego	134.7	0.67%	-0.11%	95.3
Puerto Lumbreras	123.1	2.75%	1.66%	67.6
Ricote	14	-2.10%	-1.46%	212
San Javier	477.7	1.79%	0.89%	65.5
San Pedro del Pinatar	1283.2	3.67%	1.28%	64.9
Santomera	369.3	0.46%	0.43%	56.6
Torre-Pacheco	211.6	2.67%	1.62%	46.1
Las Torres de Cotillas	577.7	1.00%	0.41%	63.3
Totana	116.5	1.57%	0.95%	62.6
Ulea	22.3	2.29%	-0.31%	132.2
La Unión	853.2	1.23%	1.18%	54.9
Villanueva del Río Segura	299.2	4.62%	3.78%	59.1
Yecla	59.4	1.19%	0.18%	76.9

19

3.2. Climatología

La Región de Murcia presenta un clima mediterráneo semiárido, con temperaturas suaves en invierno y muy calurosas en verano. La pluviometría anual ronda los 300-350 mm, lo que la convierte en una de las zonas más secas de Europa y la comunidad autónoma peninsular con menores registros de lluvia. El régimen de precipitaciones se caracteriza por su irregularidad, con máximos en otoño –a menudo asociados a las denominadas “gotas frías” o Depresiones Aisladas en Niveles Altos (DANAS)– y un repunte secundario en primavera, mientras que el verano registra una intensa sequía. Estos episodios otoñales pueden descargar, en muy poco tiempo, el volumen de agua equivalente a varios meses o incluso a la media anual (Garrido Abenza et al., 2013).

Un estudio de Ruiz Álvarez et al. (2018), basado en el análisis de 41 series climáticas homogeneizadas entre 1947 y 2016, revela una evolución reciente significativa de la precipitación en la región. A escala estacional, se observa en verano una reducción general de las lluvias – asociada principalmente al descenso de convección diurna–, mientras que en otoño se mantiene la frecuencia de eventos torrenciales ligados a gotas frías y aumenta la incidencia de lluvias moderadas. Por el contrario, invierno y primavera muestran una notable disminución de precipitaciones abundantes de origen atlántico. Estas tendencias se acentúan en áreas

montañosas del norte y noroeste, reduciendo tanto la recarga de acuíferos como la escorrentía superficial.

Los factores geográficos explican en gran medida esta aridez. La orografía local (sierras murcianas) y circundante (Cordillera Penibética, Sistema Ibérico) actúa como barrera frente a las borrascas atlánticas, que llegan debilitadas a la región. La cercanía al Mediterráneo ejerce un efecto termorregulador, elevando la humedad en el litoral y reduciendo la amplitud térmica diaria. Así, en la costa, los valores de humedad relativa suelen situarse por encima del 70%, con noches tropicales (mínimas $\geq 20^{\circ}\text{C}$) que pueden superar las 80 anuales en el litoral sur. En cambio, en el interior, las temperaturas máximas superan con frecuencia los 40°C –alcanzando incluso los 48°C en el entorno de Murcia y Fortuna–, mientras que la humedad desciende de forma notable. Además, la latitud próxima a 38°N favorece la influencia de anticlones subtropicales, prolongando los períodos de estabilidad y reduciendo la frecuencia de lluvias regulares (Garrido Abenza et al., 2013).

Las diferencias térmicas y pluviométricas dentro de la región son considerables. En zonas montañosas como Moratalla, la precipitación anual puede superar 450 mm, frente a los 200 mm de media registrados en áreas costeras como Águilas. En el Noroeste, las temperaturas medias anuales pueden situarse por debajo de 13°C , mientras que, en el sur, particularmente en la franja costera, oscilan entre $18\text{--}20^{\circ}\text{C}$. A ello se suma un elevado número de horas de sol (más de 3.000 anuales), que incrementa la evapotranspiración y agudiza el déficit hídrico (Garrido Abenza et al., 2013). En conjunto, estos rasgos configuran un clima árido y con marcada variabilidad interanual de las precipitaciones, en el que las temperaturas extremas y los episodios de lluvia torrencial, capaces de generar inundaciones locales, se añaden a la escasez general de recursos hídricos, condicionando la gestión del agua y la dinámica ecológica regional (Garrido Abenza et al., 2013).

Por último, en un contexto de cambio climático, se proyecta un agravamiento de estos rasgos áridos, con mayor riesgo de desertificación y un desplazamiento parcial del máximo pluviométrico primaveral hacia el otoño (Ruiz Álvarez et al., 2018). Las proyecciones para el siglo XXI indican, además, una posible reducción de 5-10 días de lluvia anuales y un incremento de 5-15 días en la duración de los períodos secos, enfatizando la necesidad de optimizar la gestión de los recursos hídricos y adoptar estrategias de adaptación ante escenarios futuros de mayor aridez.

20

3.3. Geología, geomorfología y edafología

La Región de Murcia se sitúa dentro del ámbito de las Cordilleras Béticas, resultado del plegamiento alpino que ha dado lugar a una gran complejidad tectónica y a una diversidad litológica notable. El territorio abarca tanto zonas externas, como la Prebética y la Subbética, dominadas por materiales carbonatados del Cretácico superior y estructuras jurásicas triásicas, como la Zona Interna Bética, donde prevalecen rocas metamórficas pérmicas y triásicas (Rodríguez Estrella, 2006). En este contexto, la región muestra una activa neotectónica que, desde el Mioceno superior, ha impuesto un régimen compresivo, generando fallas estructurales significativas y

provocando la formación de cuencas postorogénicas, depósitos aluviales y episodios sísmicos recurrentes (Rodríguez-Estrella, 1986; Rodríguez Estrella, 2006).

El relieve murciano es el reflejo directo de esta complejidad geológica y tectónica, combinada con un clima semiárido que moldea sus formas. Destacan sierras litorales y prelitorales de altitud moderada, sierras interiores y altiplanos que pueden superar los 2.000 m s.n.m., y numerosas depresiones y cuencas interiores que responden a la acción de fallas y a la sedimentación neógena y cuaternaria (Conesa-García, 2006). Los procesos morfogenéticos han dado origen a formas kársticas en rocas calcáreas, escalonamientos fluviales, abanicos aluviales, glacis y paisajes de badlands en sectores con margas y yesos, todos ellos configurados por episodios de intensa erosión y poca cobertura vegetal (Conesa-García, 2006).

La aridez y la litología calcárea condicionan la pedogénesis regional, dando lugar a suelos predominantemente poco profundos y calcáreos, como los Xerosoles, Litosoles y Regosoles, con horizontes superficiales A ócricos, horizontes acumulativos cárnicos o gíspicos y baja fertilidad, que limitan la retención de agua y nutrientes (Martínez-Sánchez et al., 2006). En las vegas de ríos como el Segura y el Guadalentín se desarrollan Fluvisoles aluviales, más fértiles y propicios para la agricultura, mientras que áreas más elevadas y expuestas presentan Rendzinas, Cambisoles y otros suelos ligados a regímenes hídricos ligeramente superiores (Martínez-Sánchez et al., 2006). La presencia de suelos salinos (Solonchaks) en zonas depresionarias y afloramientos yesíferos refleja la influencia de procesos de salinización en determinados microambientes.

Este complejo entramado geológico, geomorfológico y edafológico establece las bases para comprender la dinámica y resiliencia de la vegetación en la Región de Murcia. La inestabilidad tectónica y la actividad sísmica influyen en la degradación del suelo y en la hidrología subterránea, mientras que la escasez de suelos profundos y fértiles, junto con procesos erosivos intensos asociados a la aridez, la topografía abrupta y la composición litológica, condicionan la regeneración y sostenibilidad de las masas forestales. Las áreas con suelos más desarrollados y recursos hídricos moderados, como aquellos con Cambisoles o Fluvisoles, pueden albergar vegetación más densa y resistente, en contraste con entornos caracterizados por suelos someros o salinos, donde el estrés ambiental puede incrementar la vulnerabilidad de la vegetación.

3.4. Vegetación

La cubierta vegetal de la Región de Murcia está profundamente influenciada por las condiciones climáticas semiáridas y la diversidad geomorfológica descritas en apartados anteriores (Garrido Abenza et al., 2013; Conesa-García, 2006). Según los datos recopilados en el Cuarto inventario Forestal Nacional (IFN4, 2012), esta influencia se refleja en el predominio de formaciones forestales adaptadas a la aridez, entre las que destacan las coníferas autóctonas como elemento dominante. Los pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) representan cerca del 80% de la superficie forestal arbolada de la región, consolidándose como la formación más extendida. Estas

21

masas suelen presentar densidades moderadas en su fase adulta y se distribuyen principalmente entre los 200 y 1.000 m s.n.m., con una mayor concentración entre los 600 y 800 m s.n.m.

Además de estos pinares monoespecíficos, el IFN4 documenta otras formaciones forestales que aportan diversidad al paisaje vegetal de la región. Entre ellas, destacan las masas mixtas de coníferas y frondosas autóctonas, donde predominan la encina (*Quercus ilex* L.) y el pino carrasco, que ocupan aproximadamente el 5 % de la superficie forestal. Estas se localizan, principalmente, en el centro y oeste de la región. Por otro lado, las mezclas de coníferas autóctonas, compuestas mayoritariamente por *P. halepensis* y pino pinaster (*Pinus pinaster* Ait.), se encuentran concentradas sobre todo a altitudes superiores a 800 m s.n.m. Asimismo, los sabinares de *Juniperus phoenicea* L., que en ocasiones incluyen presencia de sabina albar (*J. thurifera* L.), ocupan aproximadamente un 3 % de la superficie forestal, distribuyéndose en áreas situadas por encima de los 1.000 m s.n.m.

En las sierras más elevadas del noroeste, según el IFN4, se encuentran los pinares de pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold), ligados a altitudes superiores a 1.200 m s.n.m., preferentemente en exposiciones de umbría. Estas formaciones se localizan en las Sierras de Moratalla y el Macizo de Revolcadores, donde las condiciones climáticas, con mayor humedad relativa y pluviometría, favorecen su desarrollo (Garrido Abenza et al., 2013). De forma paralela, los pinares de pino marítimo, que representan algo menos del 2 % de la superficie forestal, se encuentran en la franja norte de Moratalla. Por su parte, los encinares abarcan en torno al 2 % de la superficie, distribuidos principalmente en la mitad occidental de la región. Estas formaciones se concentran entre los 1.200 y 1.400 m s.n.m., en exposiciones de umbría, y se caracterizan por la abundancia de pies jóvenes y de pequeño diámetro.

Por último, una proporción significativa de la superficie forestal, tanto arbolada como desarbolada, está ocupada por formaciones arbustivas adaptadas a la aridez extrema de la región. Entre ellas predominan las comunidades de matorrales hiperxerófilos y tomillares, con especies características como el romero (*Rosmarinus officinalis*) y los tomillos (*Thymus* spp.). También son relevantes los matorrales gipsófilos, halófilos y espartales, que son especialmente frecuentes en la zona norte. Además, en el subpiso de ciertas formaciones arbóreas se desarrollan coscojares puros (*Quercus coccifera* L.), que se concentran principalmente en áreas centrales de la región. En conjunto, estas formaciones vegetales reflejan una notable adaptación a las condiciones ambientales extremas que caracterizan a la Región de Murcia.

3.5. Evolución y cambios en la resiliencia

Para evaluar la resiliencia en la Región de Murcia, se seleccionaron los pinares de pino carrasco (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) como formación de referencia. Esta elección obedece a que dicho tipo de pinar ocupa, como se ha expuesto anteriormente, cerca del 80 % de la superficie forestal arbolada regional y desempeña una función clave en la prestación

de servicios ecosistémicos como la regulación del ciclo hidrológico, la protección frente a la erosión y la mitigación del cambio climático.

La delimitación de su distribución se llevó a cabo a partir del Mapa Forestal de España (MFE) a escala 1:25.000, empleando la última actualización disponible (diciembre de 2012). Con esta distribución cartográfica, se diseñó un muestreo sistemático de puntos sobre una cuadrícula de 500 m x 500 m, lo que resultó en un total de 12.800 puntos de muestreo (véase Figura 2).

Adicionalmente, se estableció una submuestra de parcelas con datos de gestión forestal siguiendo un diseño de parcelas pareadas (una gestionada y otra sin intervenciones). En total, se seleccionaron 26 parcelas (13 pares) de pinares de pino carrasco, en las cuales una de cada par había sido sometida a tratamientos de regeneración (en pinares adultos) o de mejora (en pinares jóvenes), mientras que su par correspondiente se mantenía como control (sin tratamientos). El diseño pareado garantiza que ambas parcelas del par comparten características biofísicas equivalentes, como pendiente, elevación, orientación, edad del arbolado y microclima. Esto minimiza la influencia de factores externos no relacionados con los tratamientos forestales, permitiendo que las diferencias observadas entre las parcelas gestionadas y no gestionadas puedan atribuirse directamente a las intervenciones realizadas.

La metodología empleada para la evaluación de la resiliencia se detalla en el apartado 2. Metodología. Además, para profundizar en la realidad de la gestión de este hábitat y complementar la información biofísica obtenida mediante teledetección, se realizaron 25 entrevistas con actores locales relacionados con la gestión de pinares de carrasco, **siguiendo la metodología empleada en el ENTREGABLE DE ESTE PROYECTO**. Estos actores pertenecen a cuatro sectores clave: **gobierno, academia, sociedad civil e industria** (véase Tabla 2), seleccionados con base en los principios de gobernanza participativa establecidos en el modelo de la Cuádruple Hélice (Carayannis & Campbell, 2009).

A través de estas entrevistas, se identificaron desafíos y amenazas que afectan a la gestión y al cumplimiento de objetivos (entre otros, la provisión de servicios ecosistémicos) del hábitat 9540 en la Región de Murcia, así como oportunidades para el desarrollo económico dentro del sector.

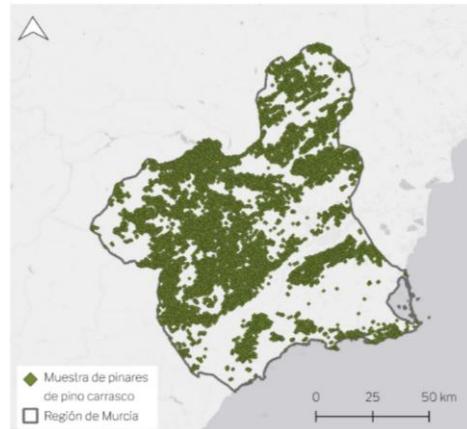


Tabla 2. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogeaños endémicos) en la Región de Murcia.

Sector	Tipo	Nº entrevistados
Academia	Centros i+D en el territorio	5
	Grupos de investigación de universidades del territorio	1
Ciudadanos	Asociaciones de propietarios forestales	1
	Propietario privado de finca forestal	4
Gobierno	Jefatura de Servicio de administración	1
	Técnico de administración forestal	9
Industria	Empresa de explotación (Aprovechamientos forestales)	2
	Industrias de primera transformación	2
Total		25

3.5.1. Contexto y definición de la problemática

El pino carrasco, dominante en amplias zonas de la cuenca mediterránea, presenta una notable capacidad adaptativa ante condiciones climáticas extremas, caracterizadas por temperaturas elevadas y disponibilidad hídrica irregular (Pausas et al., 2004; del Campo et al., 2007). Entre sus mecanismos de respuesta a la sequía se incluyen la estrategia isohídrica –capaz de mantener potenciales hídricos foliares relativamente constantes mediante el cierre temprano de los estomas–, la plasticidad en la anatomía del xilema –que facilita el ajuste de la conductividad hidráulica– o la capacidad de ajustar la fenología de crecimiento a los períodos más favorables de disponibilidad de agua (Klein et al., 2013; Taibi et al., 2017; Vicente et al., 2018).

El pino carrasco (*Pinus halepensis*) es, además, una conífera clave en la cuenca mediterránea, ampliamente distribuida –ocupa alrededor de 3,5 millones de hectáreas– y dominante en ecosistemas semiáridos. Destaca por su gran plasticidad y tolerancia a la sequía, capaz de crecer en suelos pobres y pedregosos y colonizar ambientes extremos. Estas características lo han convertido en especie preferente en repoblaciones para proteger suelos y restaurar áreas degradadas.

No obstante, durante las últimas décadas se ha registrado un progresivo decaimiento y mortalidad en poblaciones de pino carrasco, asociado al incremento de las condiciones secas (García de la Serrana et al., 2015; Greenwood et al., 2017). Este proceso, frecuentemente descrito como *forest dieback*, se ve intensificado por la combinación de factores abióticos –sequías prolongadas y temperaturas anómalamente elevadas– y bióticos –ataques de insectos perforadores y patógenos fúngicos, entre otros (Benavides et al., 2013; Morcillo et al., 2019)–. En particular, la recurrencia de sequías más intensas y prolongadas puede desencadenar mecanismos de estrés hídrico severo, reduciendo la capacidad fotosintética y favoreciendo la cavitación del xilema, lo que aumenta la probabilidad de mortalidad (Klein et al., 2013).

La estrategia isohídrica de *P. halepensis*, si bien resulta efectiva frente a déficits hídricos moderados, puede resultar insuficiente bajo escenarios de sequía extrema. El cierre estomático

24

temprano y la reducción de la fase de crecimiento (*growing season length*, GSL) contribuyen a limitar la pérdida de agua y la embolia, pero a costa de una menor asimilación de carbono a largo plazo (Taïbi et al., 2017). Si la restricción hídrica coincide con fases críticas del ciclo vital, cuando el árbol ya ha comprometido parte de sus reservas, estos ajustes pueden tornarse ineficaces. Además, la menor resistencia a la cavitación de *P. halepensis* en comparación con otras especies mediterráneas más tolerantes (por ejemplo, *Quercus ilex*) incrementa la probabilidad de embolismos letales (Vicente et al., 2018).

A pesar de su reconocida resistencia, se han observado procesos de decaimiento alarmantes en distintos sectores del sureste ibérico, donde eventos extremos (como la sequía de 2014-2016) desencadenaron una mortalidad masiva de pinos carrascos (San-Eufrasio, 2021), situación que parece estar repitiéndose en episodios recientes con un patrón similar de afectación. En la Región de Murcia se documentó un episodio grave de decaimiento asociado a esa sequía, afectando aproximadamente 31.700 hectáreas –alrededor del 13 % de la superficie de *Pinus halepensis*– (Esteve Selma et al., 2018). Las condiciones de 2014, con lluvias mínimas y temperaturas que superaron en +3 °C la media, debilitaron los árboles; en consecuencia, plagas de insectos perforadores (escolítidos como *Tomicus destruens* y *Orthotomicus erosus*) proliferaron y remataron los pies ya debilitados, acelerando la mortalidad en masa (San-Eufrasio, 2021). Estos escarabajos barrenadores, junto con patógenos oportunistas, actúan como agentes bióticos que agravan el estrés hídrico previo.

En lo referente a respuestas fisiológicas, el pino carrasco despliega diversas estrategias para sobrellevar las condiciones áridas. Ante sequías severas, puede adoptar medidas drásticas como la pérdida de masa foliar (acículas) a fin de reducir la transpiración y el consumo de agua. En pinares de Murcia, se han observado árboles bajo un intenso estrés hídrico que sueltan gran parte de sus hojas, incrementando la hojarasca como último recurso antes de traspasar su umbral de resiliencia (Belmonte Serrato et al., 2008). Esta decidua parcial estacional constituye una estrategia elusiva típica de la vegetación mediterránea para evitar la desecación total en verano. Sin embargo, la capacidad de recuperación presenta límites: si la sequía es extrema o se prolonga, el sistema vascular puede colapsar. Estudios realizados tras la sequía de 2014 revelaron que la alta mortalidad se asoció a daños en el xilema, con pérdida de funcionalidad hidráulica y gran reducción en el transporte de agua desde las raíces a la copa (San-Eufrasio, 2021). Además, los árboles más afectados presentaban un crecimiento muy mermado, bajas reservas de carbohidratos y fuerte incidencia de plagas, factores que terminaron comprometiendo definitivamente su supervivencia (San-Eufrasio, 2021).

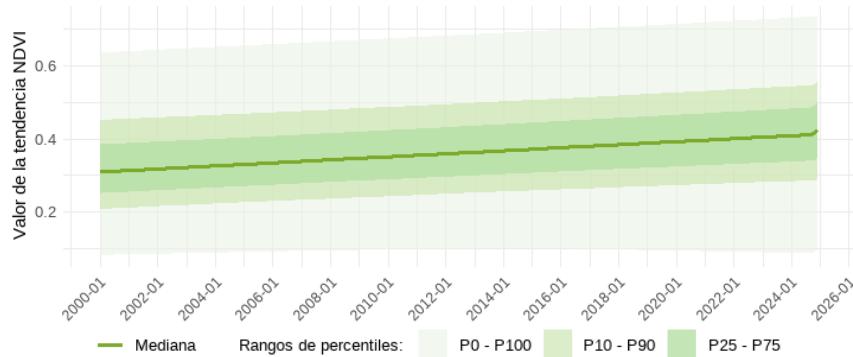
Dado el aumento previsto en la frecuencia e intensidad de las sequías en el contexto del cambio global, resulta prioritario promover estrategias de gestión adaptativa que fortalezcan la resiliencia de los pinares en entornos semiáridos, como el de la Región de Murcia. Sin embargo, la disponibilidad limitada de recursos económicos y de personal técnico dificulta la implementación masiva de actuaciones silvícolas en toda la superficie forestal. Por ello, resulta imprescindible

25

establecer prioridades de gestión mediante la identificación de las áreas más vulnerables al decaimiento, con el fin de optimizar las intervenciones y focalizar los esfuerzos en las formaciones con mayor necesidad de tratamiento.

3.5.2. Tendencias actuales

El análisis de las series temporales de NDVI (2000-2024) en los pinares de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia revela un incremento progresivo de la cobertura del dosel, incluso bajo condiciones climáticas adversas (Figura 3). Esta tendencia se constata tanto en la mediana de los valores de NDVI como en la estabilización de los valores extremos, lo cual sugiere una mejora continua en el estado del dosel forestal a lo largo de dicho periodo. Estos resultados coinciden con diversos estudios que, pese al aumento de la aridez en la Península Ibérica (disminución en el balance hídrico de 1,9 mm/año; Khoury & Coomes, 2020; incremento sostenido de la temperatura; Vicente-Serrano et al., 2013), han documentado un fenómeno de "reverdecimiento" en zonas forestales (Khorchani et al., 2018; Peñuelas et al., 2017). Dicho patrón se atribuye al aumento de la radiación (Khorchani et al., 2018), los cambios en el uso del suelo (García-Ruiz & Lana-Renault, 2014; Khorchani et al., 2018) y el abandono paulatino de tierras de cultivo (Carnicer et al., 2014), factores que favorecen la recuperación y expansión de la cubierta arbórea.



26

Figura 3. Evolución de la tendencia del NDVI de los pinares de *Pinus halepensis* la Región de Murcia.

No obstante, a partir de 2020 la situación se matiza con la irrupción de nuevas sequías severas en 2022-2023. Si bien el análisis de las series temporales a largo plazo de NDVI refleja en conjunto una tendencia de "reverdecimiento", a corto plazo en numerosos rodales comienzan a detectarse indicadores claros de decaimiento –ya sea por mortalidad de individuos o por la estrategia de defoliación (pérdida de masa foliar) que el pino carrasco adopta en condiciones muy severas de estrés hídrico. Este fenómeno no solo reduce el NDVI local en dichos rodales, sino que compromete la provisión de varios servicios ecosistémicos: menos cobertura arbórea implica menor protección del suelo, menor capacidad de almacenamiento de carbono y menor hábitat para la fauna.

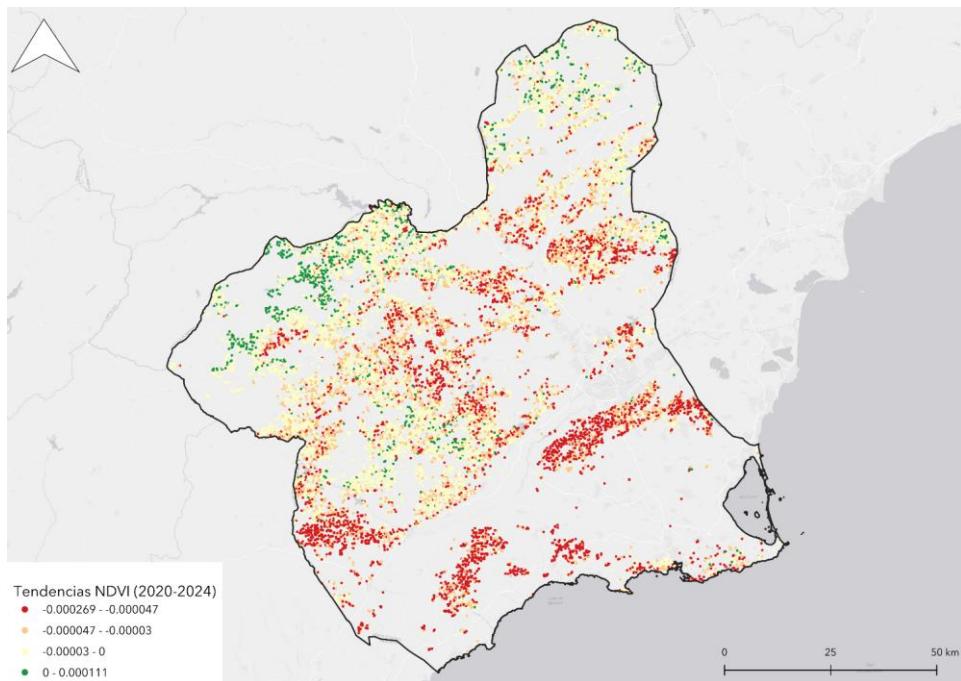


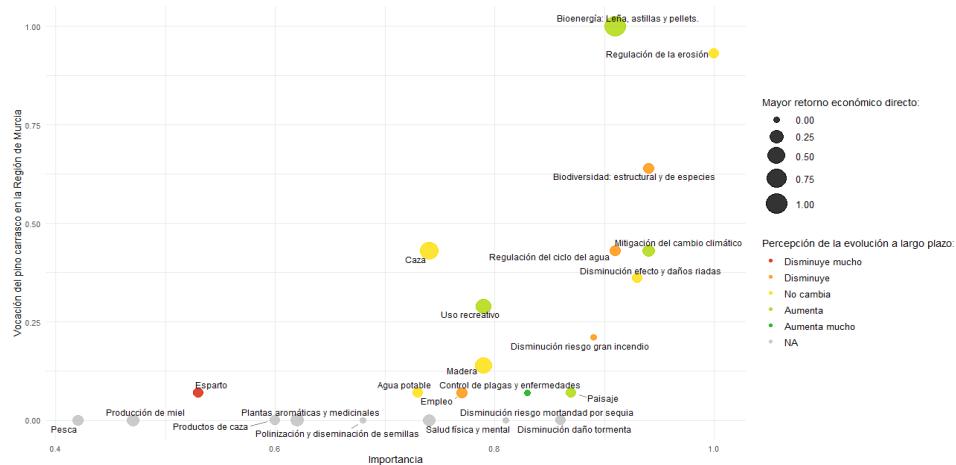
Figura 4. Tendencias del NDVI desde 2020 hasta el 2024 en el hábitat 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos) en la Región de Murcia.

Estos pinares proveían tradicionalmente numerosos **servicios ecosistémicos** (protección del suelo, regulación hídrica, sumidero de carbono, hábitat de biodiversidad, entre otros). Sin embargo, las tendencias recientes apuntan a un **deterioro de muchos de estos servicios**, consecuencia directa del decaimiento forestal observado y las presiones asociadas. Las entrevistas con actores locales implicados en la gestión de los montes (ver Tabla 2) confirman cambios notables en la provisión de servicios en las últimas décadas.

A continuación, se analiza la evolución de cada servicio percibidos por diferentes actores implicados en la gestión forestal de la Región de Murcia y las causas subyacentes, así como las principales amenazas:

- **Regulación de la erosión y protección del suelo:** Históricamente, los pinares actuaban como un escudo frente a la erosión en laderas áridas, reduciendo la escorrentía y fijando el suelo con sus raíces. Con la pérdida de vigor y cobertura vegetal, este servicio ha **disminuido**. La muerte regresiva de árboles deja claros y suelo desnudo expuesto a lluvias torrenciales típicas del Mediterráneo, favoreciendo la erosión. La menor cobertura de hojarasca y copa implica menos amortiguación del impacto de las gotas de lluvia y menor retención de suelo. Como resultado, aumentan los procesos de **desertificación** locales

(pérdida de suelo fértil y materia orgánica). La sequía y el calor persistentes elevan el riesgo de **pérdida de suelo** e incluso provocando *avances de la desertificación* en algunas áreas. La degradación del pinar, por tanto, merma su papel protector y puede iniciar un círculo vicioso de suelo empobrecido que dificulta la regeneración forestal.



28

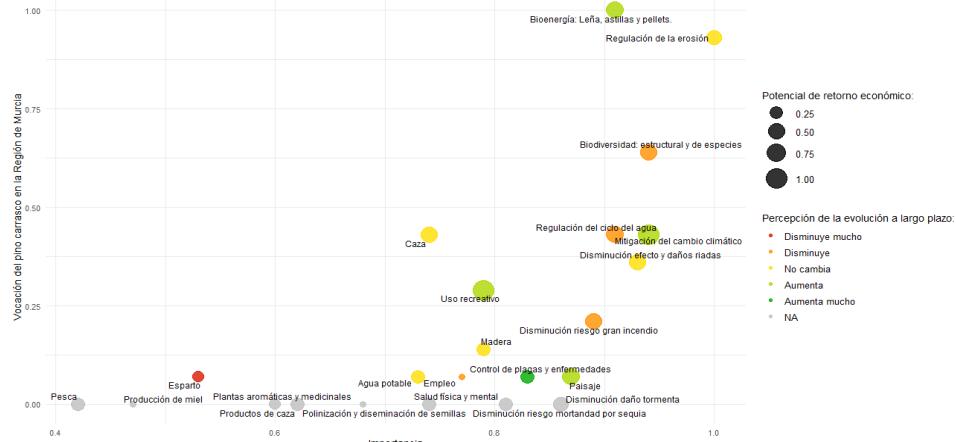


Figura 5. Resumen integrado de los resultados de las entrevistas sobre la importancia, vocación, retorno económico actual y potencial, y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 9540 (Pinares mediterráneos de pinos mesogeaños endémicos) en la Región de Murcia.

- Biodiversidad:** Los pinares de carrasco, aun siendo formaciones relativamente pobres en especies arbóreas (a menudo monoespecíficos), sustentan un **rico sotobosque mediterráneo** (jaras, tomillos, romero, esparto, etc.) y fauna variada adaptada a estos

hábitats (aves forestales, reptiles, micofauna del suelo y polinizadores). En las últimas décadas se observa una **pérdida de biodiversidad** ligada a zonas con decaimiento forestal. La mortandad de pinos y la falta de regeneración reducen la disponibilidad de hábitat para especies dependientes del estrato arbóreo (por ejemplo, aves que anidan en arbolado escasean si éste desaparece). A corto plazo, la apertura de claros puede favorecer puntualmente ciertas especies de matorral o fauna generalista, pero si progresa la degradación, **predomina la simplificación ecológica**: el ecosistema pasa de bosque aclarado a matorral degradado. Se han documentado desaparición local de taxones de flora sensibles y pérdida de hábitats para fauna especializada en zonas donde el pinar ha colapsado o ardido (García Rodríguez, 2023). Asimismo, las plagas asociadas al estrés del pino (p.ej. procesionaria, escolítidos) pueden indirectamente afectar a otras especies (defoliación por orugas disminuye alimentos para herbívoros, la alteración del estrato arbóreo cambia las condiciones microclimáticas del sotobosque, etc.). Sin embargo, los entrevistados perciben a largo plazo un incremento global en esta diversidad estructural y de especies.

- **Mitigación del cambio climático (sumidero de carbono):** Los bosques mediterráneos son modestos sumideros de CO₂, pero los pinares de carrasco en buen estado realizan fotosíntesis activa y acumulan carbono en biomasa y suelo, contribuyendo a mitigar el cambio climático. La tendencia general percibida por los *stakeholders* apunta a un incremento en este servicio ecosistémico, ligado a la aparición de mercados de carbono. Sin embargo, este servicio ecosistémico puede peligrar, el estrés hídrico crónico **ralentiza el crecimiento** de estos pinos; proyecciones científicas indican que, bajo escenarios de calentamiento, el crecimiento anual de los pinares costeros mediterráneos podría reducirse hasta en un 75% hacia finales de siglo. En Murcia ya se aprecia esa ralentización en aquellos rodales más afectados, e incluso la inversión del balance de carbono: rodales afectados pasan de secuestrar CO₂ a emitirlo (por descomposición acelerada de árboles muertos y suelos erosionados). La **mortalidad arbórea masiva** libera el carbono almacenado de golpe (al descomponerse la madera muerta o arder en incendios), eliminando décadas de acumulación. Esta tendencia compromete los compromisos climáticos, aunque también abre la puerta a mecanismos de compensación (créditos de carbono) si se restauran y gestionan adecuadamente (como veremos más adelante).
- **Bioenergía y aprovechamientos madereros:** La **producción de madera** en pinares de carrasco de Murcia ha sido tradicionalmente baja en rentabilidad y limitado a rodales de mayor calidad. El pino carrasco crece lentamente en secano, dando troncos de diámetro modesto y madera de menor calidad estructural, usada principalmente para tablones menores, embalajes o leña. En décadas pasadas muchas masas no se gestionaron activamente por su escaso valor comercial, llevando a **sobredensidad** de arbolado joven y acumulación de biomasa muerta. En la actualidad, con la crisis sanitaria del pinar, ha surgido interés en el **aprovechamiento de biomasa** (leña, astillas) como fuente de

bioenergía, tanto para reducir combustible en monte (prevención de incendios) como para obtener algún rendimiento. Sin embargo, la **rentabilidad actual es reducida**: los costes de extracción en terrenos abruptos y el bajo precio de la biomasa dificultan su viabilidad económica. Apenas existe industria local que demande madera de *Pinus halepensis* en grandes volúmenes, y esto se refleja en un **descenso considerable del empleo forestal** regional. Aun así, se están explorando oportunidades: proyectos piloto (como el Grupo Operativo SmartForestry) evalúan la **disponibilidad de biomasa forestal** para empresas en Murcia, buscando tecnologías e incentivos que hagan rentable su uso energético. El manejo de los bosques decaídos (cortas sanitaria de pies secos, aclarados) podría abastecer materia prima para pellets o centrales de biomasa, simultáneamente restaurando la vitalidad del bosque. En resumen, **madera y biomasa** son servicios de aprovisionamiento con tendencia reciente **al alza**, pero aún con rentabilidad limitada sin apoyos externos o innovación.

- **Ciclo del agua:** Los pinares influyen en la **regulación hídrica** de cuencas semiáridas. Un pinar sano mejora la infiltración de agua de lluvia al suelo y modera la escorrentía superficial, actuando como esponja y protegiendo acuíferos, aunque también consume agua por evapotranspiración. En Murcia la pérdida o degradación del pinar tiene **efectos mixtos** en el ciclo hídrico. Por un lado, una menor densidad de árboles podría reducir la evapotranspiración total, dejando más agua disponible en suelo y acuíferos a corto plazo; pero, por otro lado, si la cubierta forestal cae por debajo de un umbral, la lluvia que antes captaba el bosque podría escurrir rápidamente, **aumentando riadas y disminuyendo la recarga**. La ausencia de cubierta vegetal también eleva la evaporación directa desde el suelo. En suma, la **capacidad reguladora se ve comprometida**: hay indicios de cambios en caudales y escorrentías en zonas afectadas (por ejemplo, manantiales que tenían aportes estables desde el bosque ahora muestran mayor irregularidad). Además, la pérdida de árboles en cabeceras puede agravar fenómenos extremos – inundaciones repentinas en lluvias intensas o sequía hidrológica en ausencia de lluvias – por la falta de amortiguación que proveía el bosque. Esta tendencia está directamente relacionada con el cambio climático (precipitaciones más erráticas) y la menor cobertura arbórea para modularlas, siendo una **amenaza para la seguridad hídrica** regional en el largo plazo.
- **Recreación y uso público:** Los pinares de carrasco, muchos integrados en espacios naturales de Murcia (sierras litorales, cuencas interiores), proporcionan importantes **servicios culturales**: paisaje escénico, áreas de esparcimiento, senderismo, educación ambiental, etc. En las últimas décadas, algunos sitios han visto aumentar la afluencia de visitantes por el auge del ecoturismo y deportes de naturaleza. Sin embargo, el **deterioro del bosque** amenaza estos valores recreativos. Bosques enfermos, con arbolado seco y riesgo de incendios o caídas, son menos atractivos y seguros para el público. La experiencia estética también se resiente: allí donde antes había un pinar frondoso ahora el paisaje puede lucir ralo y amarillento, afectando el turismo rural. Adicionalmente, las

30

restricciones por riesgo de incendio en veranos secos limitan el acceso en épocas cruciales. La tendencia reciente combina una **concienciación al alza** sobre la necesidad de conservar estos bosques para disfrute futuro, con una **merma real** en la calidad del servicio recreativo debido a su degradación. La amenaza principal es que, de no frenarse el decaimiento, se pierda parte del patrimonio natural que atrae a visitantes y brinda identidad al territorio murciano. A pesar de ello, según los entrevistados, tras la cuarentena del 2020, el uso público aumenta en estos espacios forestales.

- **Caza y recursos cinegéticos:** Estos montes albergan fauna cinegética menor (conejo, perdiz) y mayor (jabalí, arrui en algunas sierras), siendo un recurso tradicional para **caza deportiva** y de subsistencia. La disponibilidad de esta fauna está vinculada a la estructura del hábitat - un pinar con matorral denso sirve de refugio al jabalí y conejo, por ejemplo. Las tendencias apuntan a **cambios en las poblaciones de caza** a causa de la alteración del hábitat: en áreas donde el sotobosque ha proliferado tras clareos por muerte de pinos, ciertas especies (como el conejo) podrían haber aumentado localmente, pero la pérdida de arbolado también significa menos bellotas de encinas acompañantes o menos piñones para aves y roedores, afectando cadenas tróficas. En general, la **gestión cinegética se ha complicado**: con bosques en decaimiento, plagas (como la procesionaria) que también pueden afectar a la fauna, y un clima más seco que reduce la disponibilidad de pastos y agua, las especies cinegéticas enfrentan mayor estrés. Los cazadores han notado en entrevistas que deben esforzarse más en gestionar puntos de agua y alimento suplementario debido a que el monte ya no lo provee como antes. Por otro lado, la menor cubierta vegetal puede facilitar la caza en algunos casos (menos escondites), pero esta ventaja es efímera si las poblaciones de fauna disminuyen por falta de hábitat de calidad. Así, el **valor cinegético** del pinar de carrasco presenta opiniones diversas entre los entrevistados, mientras algunos mantienen que incrementa dado el creciente interés, otros mantienen una estabilidad o reducción debido a la situación contraria. La **principal amenaza** es la misma degradación ecológica: si el monte pierde su capacidad de sostener fauna, se pierde también el recurso de caza, que además representa ingresos para cotos locales. Además, los entrevistados han señalado una amenaza adicional: la "romantización" de la naturaleza por parte de personas provenientes de entornos urbanos, quienes suelen percibir la caza como una actividad negativa sin considerar su papel tradicional en la gestión y conservación de los montes mediterráneos. Esto puede generar tensiones sociales y presiones sobre la gestión cinegética tradicional. Así, el valor cinegético del pinar de carrasco presenta opiniones diversas; mientras algunos entrevistados sostienen que este valor aumenta debido al creciente interés por parte de nuevos cazadores, otros perciben estabilidad o incluso reducción debido a la degradación ecológica y estas nuevas percepciones sociales. La principal amenaza sigue siendo, en definitiva, la degradación del ecosistema: si el monte pierde su capacidad para sostener fauna, inevitablemente se

perderá también este recurso cinegético, lo cual afectaría a los ingresos y actividades asociadas a los cotos locales.

- **Otros servicios ecosistémicos:** Adicionalmente, los pinares proporcionan **servicios de soporte y culturales** difíciles de cuantificar, pero muy importantes. Por ejemplo, contribuyen al **paisaje y identidad cultural** de Murcia (el pino carrasco es emblemático en sierras y ramblas), sirven como espacios educativos para colegios y científicos, y sostienen procesos ecológicos como la **polinización** (al albergar insectos) y el control biológico de plagas agrícolas (muchos depredadores de plagas viven en el monte). La tendencia general al deterioro implica una **pérdida en la calidad de todos estos servicios**. Comunidades locales reportan una menor disponibilidad de plantas silvestres aprovechables (setas, esparto, miel de romero, etc.) conforme el ecosistema se desequilibra. La **miel**, por ejemplo, es un producto asociado: las abejas forrajean en el tomillo y romero del sotobosque; en pinares muy degradados o incendiados, los apicultores deben mover sus colmenas a otras zonas por falta de floraciones. En síntesis, **muchos servicios ecosistémicos han sufrido algún grado de declive** en los pinares de carrasco murcianos, principalmente a causa del binomio **sequía prolongada y temperaturas extremas**, agravado por **incendios recurrentes**, plagas y décadas de escasa gestión forestal. Las **amenazas principales** identificadas por técnicos y gestores incluyen el cambio climático (como fuerza motriz de sequías, calor y eventos extremos), las plagas y enfermedades forestales (favorecidas por debilidad de los árboles), la alta densidad y uniformidad de las masas (que las hace menos resistentes) y la falta de renovación generacional del arbolado. También se señala el abandono rural y falta de gestión activa en el pasado, lo que dejó al pinar “en la encrucijada” justo cuando más necesitaría intervención adaptativa. Sin cambios en la gestión, estas tendencias negativas podrían acentuarse, comprometiendo la provisión futura de beneficios ecológicos y sociales.

32

3.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos

Se analizaron los 12.800 puntos de muestreo para evaluar el decaimiento relativo a la sequía que prácticamente inició en 2012 y finalizó en 2020 (ver Figura 6), excluyendo de los análisis topográficos aquellos asociados a incendios forestales. Los resultados evidenciaron patrones claros entre la resiliencia y los factores topográficos.



Figura 6. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en la Región de Murcia (Beguería, 2022).

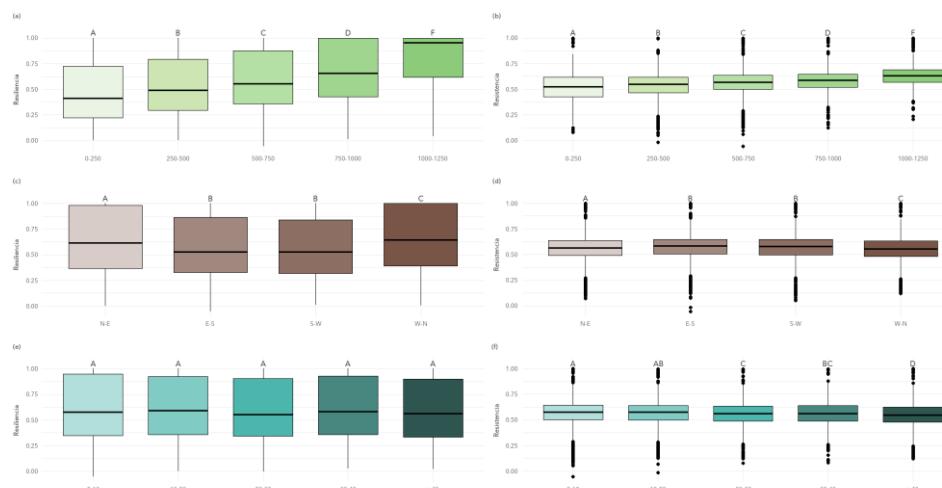


Figura 7. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de los pinares de *Pinus halepensis* (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) en la Región de Murcia durante el periodo 2012-2020, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p -valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p -valor ≤ 0.05).

En relación con la altitud, se observó un incremento significativo de la resistencia y resiliencia a corto plazo en zonas elevadas, alcanzándose valores máximos de resiliencia igual a 1 a partir de los 750 m (Figura 7a y 7b), indicando una recuperación completa tras un año. Este comportamiento contrasta con estudios previos realizados en la Península Ibérica (PI) bajo condiciones pluviométricas diferentes, donde las áreas más altas mostraron menor resiliencia (Rozas et al., 2024). La heterogeneidad climática de la PI, que abarca desde regiones húmedas atlánticas en el noroeste hasta zonas semiáridas mediterráneas en el este y sureste (Martín Vide &

Olcina Cantos, 2001), explica en parte estos contrastes. En la Región de Murcia, los pinares en cotas elevadas presentaron un menor impacto y una recuperación más eficaz, atribuible a condiciones climáticas más favorables, como mayores precipitaciones, temperaturas moderadas y una menor evapotranspiración (Khoury & Coomes, 2020; Vennetier et al., 2018; Gazol et al., 2017).

Siguiendo esta misma lógica, la orientación también influye en la resiliencia de manera similar. Las laderas orientadas al norte (noroeste y noreste) mostraron valores superiores de resiliencia frente a las orientaciones sur (Figura 7c), alcanzando igualmente valores máximos de 1, pero por el contrario, mostraron una resistencia media ligeramente menor (Figura 7d). Esta mayor resiliencia puede atribuirse a factores climáticos y microambientales comunes con las zonas elevadas: una menor exposición solar, temperaturas más bajas y una mayor retención de humedad en el suelo. Estas características generan microclimas que favorecen una recuperación más efectiva de los ecosistemas tras eventos de sequía.

En cuanto a la pendiente, no se evidenciaron diferencias significativas en cuanto a la resiliencia (Figura 7e), sin embargo, se observó una resistencia menor en pendientes mayores al 40%. Esto podría deberse a que las pendientes pronunciadas también favorecen la escorrentía y la erosión hídrica, reduciendo la infiltración de agua y contribuyendo a la pérdida de suelo fértil (Dunne, 1990; Kirkby et al., 2002), lo que podría agravar el impacto de la sequía.

34

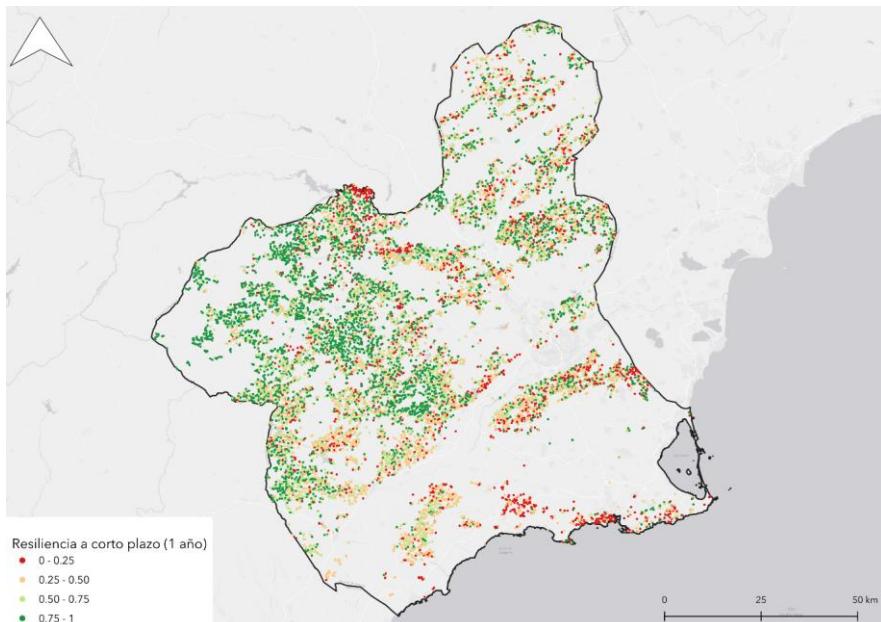


Figura 8. Resiliencia de los pinares de *Pinus halepensis* (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) en la Región de Murcia durante el periodo 2012-2020.

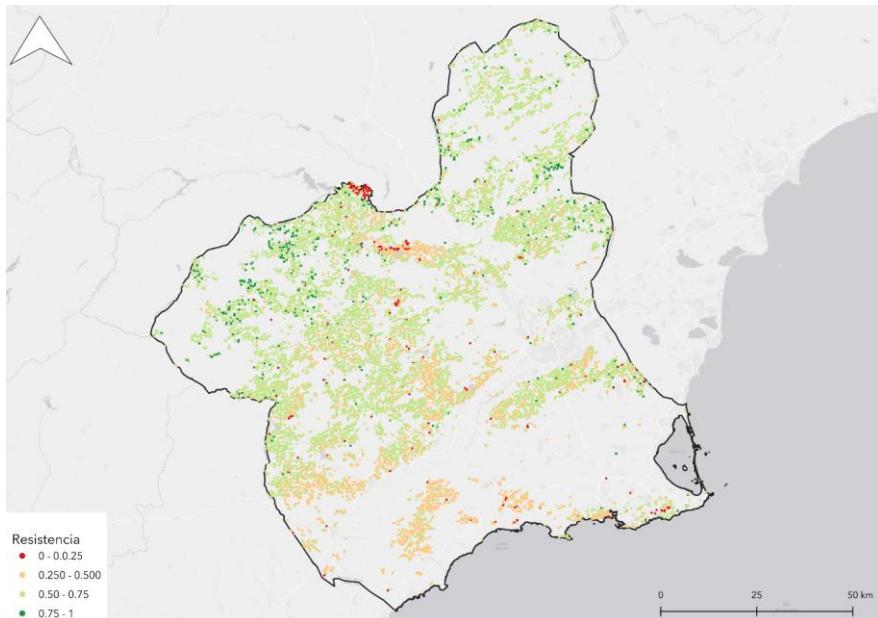


Figura 9. Resistencia de los pinares de *Pinus halepensis* (subtipo 42.841 del Hábitat 9540, Anexo I de la Directiva Hábitats) en la Región de Murcia durante el periodo 2012-2020.

Al observar los resultados representados en el mapa (Figuras 8 y 9), se aprecia una clara tendencia hacia el sureste, en dirección al litoral, donde los pinares presentan niveles inferiores de resistencia y resiliencia, coincidiendo con zonas de menor altitud, similar a lo observado en las tendencias actuales (Figura 4). Estos resultados subrayan la importancia de considerar las interacciones entre múltiples factores topográficos para comprender las respuestas de los ecosistemas forestales a las sequías en regiones semiáridas y con una gran diversidad orográfica como la Región de Murcia.

3.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia

De acuerdo con la metodología descrita para las parcelas de la Región de Murcia, 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.

A pesar de que visualmente las parcelas gestionadas y no gestionadas parecen experimentar respuestas similares (Figura 7), el análisis de resiliencia evidenció diferencias notables. Tanto en los tratamientos de regeneración aplicados a pinares adultos como en los de mejora realizados en pinares jóvenes (Figura 6), las parcelas sometidas a manejo presentaron una resiliencia superior en comparación con las parcelas control bajo condiciones similares de calidad de estación. En la mayoría de los casos, las parcelas gestionadas alcanzaron un valor de resiliencia igual a 1 dentro

35

del periodo de un año, lo que refleja una recuperación completa o incluso una mejora en la condición del dosel forestal respecto al estado previo al punto de ruptura.

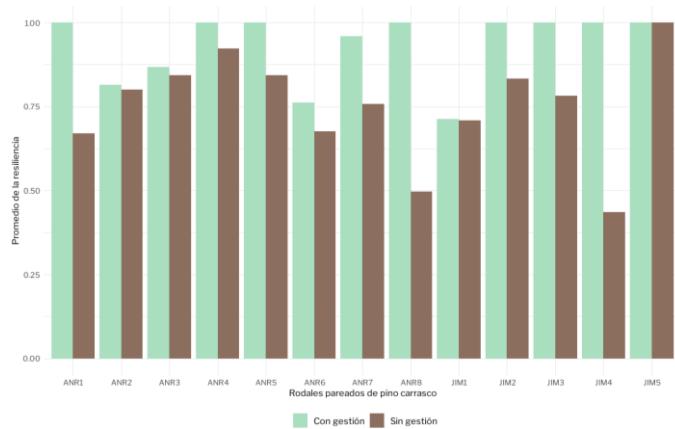
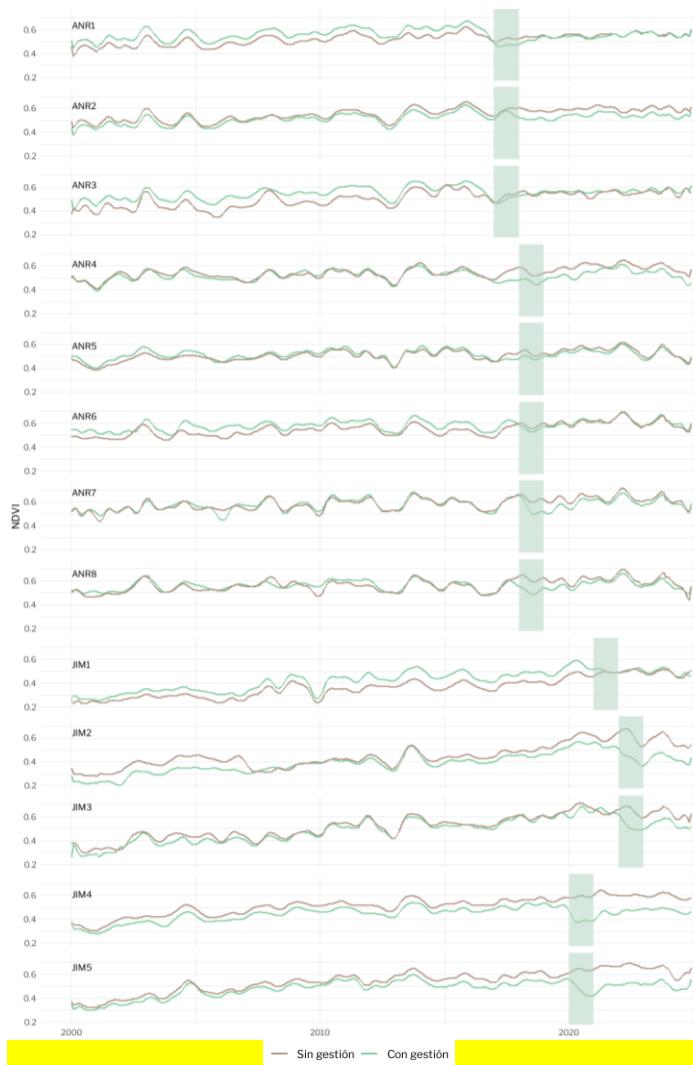


Figura 10. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en pinares de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia. Los rodales ANR representan pinares adultos manejados con tratamientos de regeneración, mientras que los rodales JIM corresponden a pinares jóvenes sometidos a tratamientos de mejora.



37

Figura 11. Evolución del NDVI desestacionalizado en rodales pareados con y sin gestión en pinares de *Pinus halepensis* de la Región de Murcia. Los rodales ANR representan pinares adultos manejados con tratamientos de regeneración, mientras que los rodales JIM corresponden a pinares jóvenes sometidos a tratamientos de mejora.

El impacto positivo de las intervenciones silvícolas es evidente al comparar parcelas gestionadas con aquellas sin intervención. Estos resultados son consistentes con estudios previos que destacan la eficacia de estas prácticas en la reducción de la competencia por recursos y la mejora de la disponibilidad hídrica, contribuyendo a una menor vulnerabilidad frente a eventos de sequía (Manrique-Alba et al., 2020; Lucas-Borja et al., 2021; Manrique-Alba et al., 2022).

En este contexto, y en concordancia con los patrones observados en el apartado anterior, se subraya la necesidad de priorizar las acciones de gestión en rodales ubicados a menor altitud y orientaciones sur, donde las limitaciones hídricas son más severas debido a una mayor exposición solar y tasas elevadas de evapotranspiración. En estas zonas, la implementación de estrategias orientadas a reducir la competencia por recursos, especialmente hídricos, se presenta como una medida clave para compensar su menor capacidad de recuperación natural. 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.

3.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos

Dada la crítica situación descrita, es válido preguntarse cuál es la **importancia económica actual** de los servicios que brindan los pinares de carrasco en Murcia y qué medidas podrían adoptarse para reforzar su viabilidad, de modo que la gestión no represente un gasto o inversión adicionales. Si bien los beneficios ecológicos son evidentes, históricamente muchos de estos servicios no se han traducido en **rentabilidad directa** para las comunidades locales, lo que ha contribuido al abandono de la gestión. A continuación, se evalúan los principales servicios de aprovisionamiento y las oportunidades para potenciar su valor económico, junto con estrategias que compatibilicen ingresos con resiliencia forestal:

- **Madera:** El aprovechamiento maderero de *Pinus halepensis* en Murcia ha sido tradicionalmente marginal en términos económicos. La madera de pino carrasco, de densidad media y con frecuentes nudos, ha tenido históricamente usos industriales limitados (embalajes, tableros de baja gama, postes) y su mercado es reducido comparado con otras coníferas. Actualmente, los ingresos por venta de madera son bajos y a menudo **no cubren los costes de aprovechamiento**, especialmente en montes poco accesibles. Esto explica que gran parte de los pinares no hayan sido gestionados para producción maderera intensiva, reservándose este aprovechamiento a las estaciones de mayor calidad, sino más por conservación y protección. **No obstante**, ante la mortandad de árboles por sequía, se están realizando cortas de saneamiento cuyo subproducto es madera muerta aprovechable. Esto presenta una oportunidad de **uso comercial** si se organiza adecuadamente: por ejemplo, transformarla en astillas o pellets para energía, o destinarla a industrias locales (carpinterías rurales, biomasa). Una gestión sostenible podría enfocarse en extraer selectivamente árboles secos o sobremaduros, generando un flujo modesto pero constante de madera. Para mejorar la rentabilidad, se sugiere fomentar la **certificación forestal** (FSC/PEFC) de los montes: esto añadiría valor reputacional a la madera murciana, facilitando su venta. De hecho, la Región está ampliando la superficie forestal certificada (hoy casi 25.000 ha públicas) e impulsando la certificación en montes privados, lo cual podría abrir nichos de mercado que paguen un sobreprecio por madera producida responsablemente. En resumen, aunque **hoy la madera de pino carrasco es poco rentable**, existen márgenes de mejora vía certificación, mecanización, y

aprovechamiento de la madera procedente de tratamientos silvícolas necesarios para la salud del bosque.

- **Bioenergía:** La bioenergía forestal (leña, astilla, pellets) es un campo con **potencial económico al alza** en Murcia. El considerable volumen de biomasa acumulada en pinares representa una fuente energética renovable aún infrautilizada. Actualmente, la rentabilidad es baja por los costos de recolección y la falta de una cadena logística consolidada. Sin embargo, iniciativas públicas y privadas están explorando su viabilidad. Por ejemplo, reuniones técnicas del sector han identificado oportunidades en la **movilización de biomasa forestal** para empresas energéticas locales, analizando tecnologías y ventajas ambientales de su uso. También se estudia la instalación de calderas de biomasa en edificios públicos rurales, que podrían ser abastecidas por los montes locales, creando un **mercado de proximidad**. La bioenergía podría así dar salida a restos de podas, clareos y árboles decaídos, generando ingresos que financien parte de las labores silvícolas. El **aprovechamiento de pino carrasco** puede ser viable cuando se combina con ayudas y planificación al agregarse en cooperativa (reduciendo costos unitarios). A futuro, impulsar contratos con plantas de biomasa cercanas o desarrollar microindustrias (pelletizadoras comunitarias, por ejemplo) serían pasos para hacer de la bioenergía un pilar económico local. Además de ingresos, este aprovechamiento reduce el combustible en el monte, disminuyendo riesgo de incendios, lo que es un beneficio añadido tangible en sistemas semiáridos.

- **Productos no maderables y diversificación:** Los pinares mediterráneos ofrecen otros productos aprovechables que podrían aumentar la viabilidad económica si se gestionan adecuadamente. Entre ellos están las **plantas aromáticas y medicinales** (romero, tomillo, esparto, albardín), la **apicultura** (miel, polen y otros productos de colmena gracias a la flora del sotobosque) y el **pastoreo extensivo** controlado. En la actualidad, muchas de estas actividades tienen un peso económico pequeño o subsisten a nivel tradicional. Por ejemplo, la recolección de esparto fue importante antaño y hoy podría revalorizarse para artesanía sostenible; la **miel de romero** es un producto de calidad ligado a los montes murcianos pero la falta de apoyo impide ampliar su producción. La **diversificación de usos** es clave: integrar ganado caprino u ovino bajo los pinares puede aportar ingresos (carne, queso ecológico) a la vez que reduce el matorral y el riesgo de incendios; explotar *micorrizas* o setas (en años húmedos) diversifica aún más. La Región de Murcia contempla en su estrategia forestal medidas de **diversificación de las formaciones arbóreas y de matorral**, incorporando distintas especies y aprovechamientos para fortalecer la economía rural. Esto incluye introducir **elementos de biodiversidad** más resilientes (p.ej. algarrobos, encinas, acebuches junto al pino) que además provean nuevos productos (frutos, aceites) y fomentar sistemas agroforestales. Un enfoque innovador es desarrollar **aceites esenciales** a partir de la biomasa de pino o aromáticas (destilación de hojas de pino para trementina, etc.), con certificación ecológica, dado el creciente mercado de productos

39

naturales. Si bien cada producto individualmente puede no ser muy rentable, el **conjunto de varios aprovechamientos** diversificados sí puede proporcionar ingresos constantes a las comunidades locales, reduciendo la dependencia de un solo recurso.

- **Pagos por servicios ambientales:** Dado que muchos servicios de los pinares (agua, carbono, biodiversidad) benefician a la sociedad en general más que al propietario, una vía prometedora es establecer **mecanismos de pago por servicios ecosistémicos (PSE)**. Esto significa compensar económicamente a los gestores del monte por mantener o mejorar servicios como la fijación de CO₂, la protección de cuencas o la conservación de hábitats. En Murcia ya hay pasos en esta dirección: se busca fomentar instrumentos de **valoración y pago de servicios ecosistémicos**, especialmente por el servicio de **sumidero de carbono**. De hecho, la Región ha certificado recientemente sus **primeros créditos de carbono forestal** gracias a mejoras de gestión en masas de pino carrasco. A través de proyectos de gestión forestal sostenible en 2020 (clareos, repoblaciones, etc. en ~1.500 ha), se estimó un secuestro de **53.400 toneladas de CO₂** a largo plazo, que han sido validadas y convertidas en créditos comercializables. Esos créditos de CO₂ se venden en mercados voluntarios a empresas que compensan su huella, generando ingresos para los dueños de los montes y premiando su labor climática. Este esquema pionero demuestra el **potencial económico del servicio climático**: con más superficie y continuidad, los PSE de carbono podrían aportar financiación significativa a la gestión de pinares (por ejemplo, reinvertiendo las ganancias en más trabajos selvícolas). Asimismo, se podrían articular PSE hídricos – que empresas de agua o regantes paguen por la conservación de bosques en cabeceras que regulan el suministro – o PSE de biodiversidad mediante proyectos europeos (Natura 2000) que indemnizan buenas prácticas. Aunque incipientes, estos mecanismos pueden **monetizar** lo que antes era intangible, haciendo rentable conservar.
- **Ecoturismo y empleo verde:** Otro eje de potencial es potenciar el **ecoturismo y la educación ambiental** en torno a los pinares. Si se invierte en infraestructuras blandas (rutas interpretativas, miradores) y se involucra a guías locales, el paisaje del pinar puede generar empleos en guianza, hostelería rural y actividades de naturaleza. Actualmente, varias zonas de Murcia con pinares (por ejemplo, Sierra Espuña y Sierra de la Pila) ya atraen visitantes, pero se podría aumentar la oferta de servicios (centros de visitantes, turismo activo) para alargar estancias y gastos en la zona. Una gestión sostenible busca **compatibilizar la conservación con la recreación de bajo impacto**, creando un círculo virtuoso: visitantes que pagan tasas o servicios, y esos ingresos financian la protección del monte. Iniciativas como la certificación de “**bosques terapéuticos**” o rutas de baño de bosque podrían dar un valor añadido innovador a estos pinares, diversificando las oportunidades económicas. Asimismo, la **caza sostenible** bien regulada puede seguir aportando ingresos vía licencias y permisos, siempre y cuando el hábitat se gestione para mantener poblaciones sanas. En conjunto, todas estas actividades forman parte de la llamada **economía verde** o bioeconomía rural. Actualmente, el empleo directo en silvicultura ha caído en Murcia, pero

40

el desarrollo de nuevos modelos de negocio ligados al bosque (energía, turismo, pagos ambientales) podría revitalizar el empleo en zonas rurales. La **participación comunitaria** y el asociancionismo de propietarios serán importantes: unir esfuerzos en cooperativas o asociaciones forestales puede hacer viables proyectos que individualmente no lo serían, compartiendo beneficios.

Estos pinares pese a atravesar una situación crítica por factores climáticos y bióticos, **siguen siendo ecosistemas de enorme importancia ecológica y con un significativo potencial socioeconómico** por explorar. Proporcionan servicios ambientales esenciales -desde la protección contra la erosión hasta la captura de carbono- cuyo valor real empieza a reconocerse más allá de lo puramente productivo. La **gestión sostenible y adaptativa** de estos bosques emerge como la estrategia central para el futuro: mediante técnicas silvícolas que mejoren su resiliencia (clareos selectivos, diversificación de especies, repoblaciones asistidas con genotipos resistentes), se puede frenar el decaimiento y restaurar la vitalidad del pinar. Ello, a su vez, permite **optimizar la provisión de servicios ecosistémicos** y generar nuevas formas de ingreso para las comunidades locales -ya sea vendiendo productos del bosque certificados, recibiendo pagos por conservar el paisaje y el carbono, o atrayendo un turismo de naturaleza de calidad.

4. Castilla-La Mancha (NUTS II)

4.1. Localización, delimitación y contexto administrativo

Castilla-La Mancha se ubica en la zona central de la península ibérica, abarcando gran parte de la submeseta sur. Limita al norte con Castilla y León y la Comunidad de Madrid, al este con Aragón y la Comunidad Valenciana, al sur con la Región de Murcia y Andalucía, y al oeste con Extremadura. Es la tercera comunidad autónoma más extensa de España (tras Castilla y León y Andalucía), con una superficie que oscila entre 79.400 y 79.460 km², aproximadamente el 15,7 % de la superficie peninsular. Consta de cinco provincias: Ciudad Real, Cuenca, Toledo, Albacete y Guadalajara.

La superficie media de los municipios de Castilla-La Mancha ronda los 87 km², superando la media española (alrededor de 63 km²). Destacan las provincias de Albacete y Ciudad Real, donde se encuentran municipios que superan los 1.000 km².

41



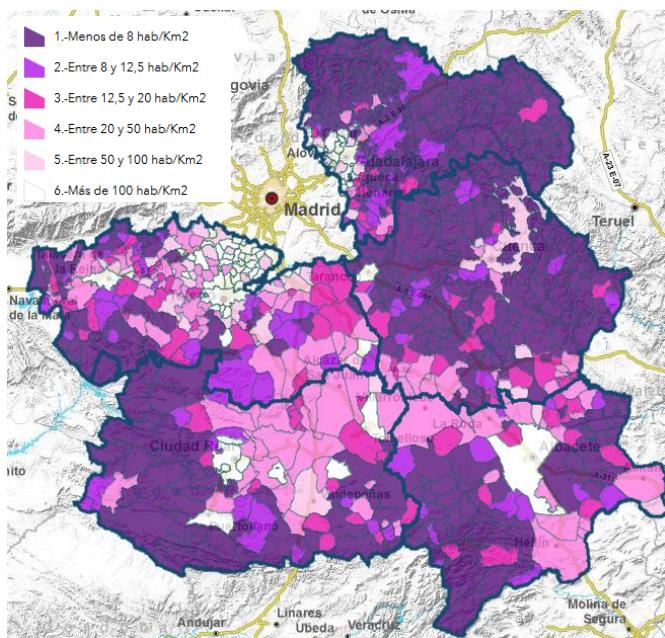
Figura 12. Localización de Castilla-La Mancha en el espacio SUDOE.

En total, la comunidad autónoma abarca cerca de 80.000 km² y se organiza en 919 municipios. Esta gran extensión territorial configura una de las regiones más extensas de España, con una notable diversidad paisajística que integra amplias llanuras agrícolas, sierras montañosas y destacadas áreas naturales protegidas. La población, estimada en torno a 2,1 millones de habitantes, se reparte de manera desigual por un territorio que presenta una densidad demográfica relativamente baja.

En el plano demográfico, los más de 2 millones de habitantes se concentran principalmente en las capitales de provincia y en áreas periurbanas cercanas a los principales corredores de comunicación.

A partir de la información cartográfica y estadística del Portal de Mapas de Castilla-La Mancha, se han identificado las principales tendencias y desafíos de la comunidad, atendiendo a la heterogeneidad municipal.

En la Figura 13, se muestra la distribución de la densidad de población a nivel municipal (2023). Se identifican municipios con densidades muy bajas (menos de 8 hab./km²), por lo general en zonas serranas o alejadas de los grandes ejes de comunicación, frente a otros con valores superiores a 50 o 100 hab./km², localizados sobre todo en torno a Albacete, Ciudad Real, Toledo, Guadalajara o Cuenca. En estos últimos, la influencia de la urbanización y la disponibilidad de servicios y empleo contribuyen a una mayor densidad demográfica.



42

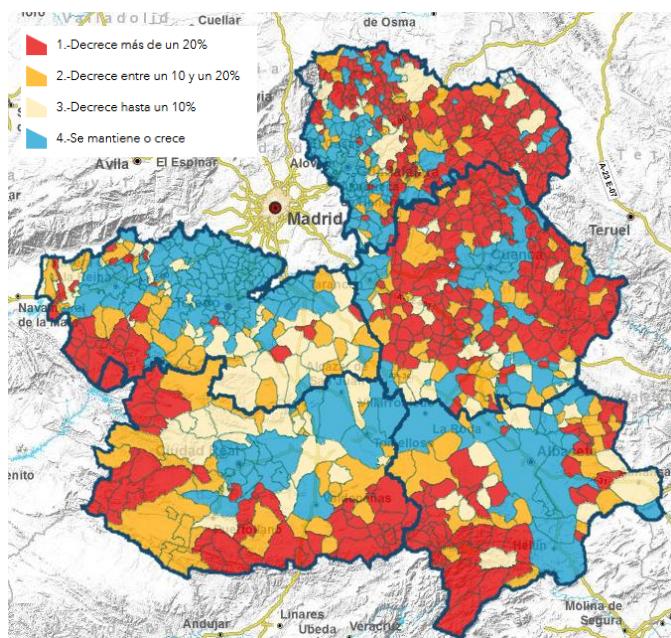
Figura 13. Captura de pantalla del Portal Cartográfico de Castilla-La Mancha. Densidad de población por municipios (2023).

La Figura 14 ilustra la evolución demográfica entre 2003 y 2023, destacando el predominio de tonos rojos y naranjas en buena parte de Cuenca, Guadalajara y amplias zonas de Toledo y Albacete, lo que indica una notable pérdida de población en numerosos municipios rurales. Este fenómeno se enmarca en la problemática de la “España vaciada”, donde la escasez de oportunidades laborales, la emigración de los jóvenes hacia áreas urbanas y el envejecimiento poblacional explican el progresivo abandono.

En contraposición, los tonos azules, aunque más dispersos, aparecen con mayor frecuencia en áreas limítrofes con la Comunidad de Madrid, así como en algunos municipios de Ciudad Real o en el corredor de Albacete, reflejando poblaciones estables o en crecimiento. Sus principales causas incluyen:

- Cercanía a ciudades o entornos periurbanos que ofrecen empleo y servicios.
- Buenas conexiones de transporte (autovías, ferrocarril).
- Diversificación económica (sector industrial, agroindustrial, turístico, comercial, etc.).

Por otro lado, las zonas con tonos amarillos presentan una disminución de población más moderada (hasta un 10%), lo que sugiere que, pese a no experimentar un crecimiento significativo, su ritmo de despoblamiento es menor. En algunos casos, iniciativas de desarrollo local o un tejido productivo incipiente podrían propiciar, a medio plazo, una estabilización demográfica.



43

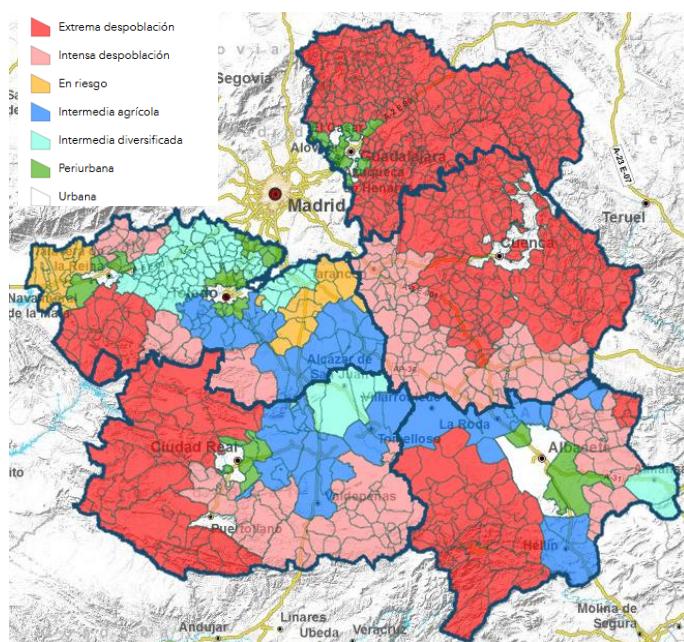
Figura 14. Captura de pantalla del Portal Cartográfico de Castilla-La Mancha. Variación de la población entre 2003 y 2023.

La Figura 15 muestra la zonificación del despoblamiento en Castilla-La Mancha, confirmando que un alto porcentaje de la superficie regional se clasifica como zona de despoblación extrema o intensa, acorde con tasas de crecimiento negativas y densidades inferiores a 12,5 hab./km².

Este escenario pone de manifiesto la complejidad del fenómeno demográfico en la región, donde coexisten:

- Áreas rurales en acusado retroceso poblacional y con escasas perspectivas de rejuvenecimiento,
- Núcleos urbanos y periurbanos más dinámicos, que actúan como polos de empleo, servicios e infraestructuras.

En consecuencia, la lucha contra la despoblación en Castilla-La Mancha exige una estrategia de desarrollo territorial que incluya, entre otros aspectos, la mejora de la conectividad, el fomento de la actividad económica local, la innovación en los sectores agrario e industrial y el refuerzo de los servicios públicos en las zonas rurales más afectadas por el declive demográfico.



44

Figura 15. Captura de pantalla del Portal Cartográfico de Castilla-La Mancha. Zonificación del despoblamiento en Castilla-La Mancha.

4.2. Climatología

Castilla-La Mancha, situada en el sector central de la Península Ibérica, presenta un clima marcadamente continentalizado, con inviernos fríos y veranos muy calurosos. Esta condición se ve

reforzada por la lejanía de influencias marinas y por la disposición de diferentes sistemas montañosos (Serranía de Cuenca, Montes de Toledo, Sierra de Alcaraz, etc.), que modulan tanto la temperatura como el reparto de las precipitaciones. Las temperaturas medias anuales oscilan, en muchas áreas, entre los 13-15 °C, aunque en comarcas más elevadas, como Molina de Aragón, pueden descender por debajo de 11-12 °C (Gómez Cantero, 2018).

La pluviometría media anual ronda los 350-400 mm en buena parte de las zonas llanas y submesetas, pudiendo superar los 600 mm en los relieves montañosos del norte y sureste (Serranía conquense, Sierra del Segura). Sin embargo, la irregularidad es muy elevada, alternándose períodos secos prolongados con episodios de lluvias torrenciales ligadas a tormentas convectivas. Esta aridez natural se ve exacerbada por la elevada evapotranspiración estival, superando a menudo los 1.200 mm anuales en las comarcas más cálidas (Gómez Cantero, 2018).

Un informe basado en estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) y la red SIAR, muestra tendencias claras de calentamiento en el periodo 1981-2016 (Gómez Cantero, 2018). A escala anual, la temperatura media se ha incrementado en torno a 1,4 °C, con una aceleración del alza térmica en los últimos 15-20 años. El año 2015 fue especialmente cálido, superando los 15 °C de media regional, mientras que 1984 destaca como uno de los más fríos (cerca de 13 °C).

A nivel estacional, el verano registra el mayor aumento de temperaturas, con subidas que pueden llegar a 2,0-2,5 °C en algunas provincias y un notable incremento de días con máximas por encima de 30 °C. La primavera también experimenta un calentamiento de entre 1,8-2,2 °C, asociado al adelantamiento de las temperaturas suaves y a episodios tempranos de calor. Por otro lado, otoño presenta subidas cercanas a 1,5-1,8 °C, mientras que invierno muestra un incremento más moderado (alrededor de 0,5-0,6 °C), aunque con episodios de variabilidad extrema donde años invernales muy fríos pueden alternarse con inviernos suaves y escasos días de helada (Gómez Cantero, 2018).

La precipitación se caracteriza por su gran irregularidad interanual. Aunque no todas las series de observación revelan un descenso significativo en el total anual, sí se constata una tendencia a la reducción de las lluvias estivales (sequías marcadas) y, en ciertas áreas del norte y este de la región, una disminución de las precipitaciones invernales y primaverales de origen atlántico. Por el contrario, el carácter convectivo de algunas tormentas de final del verano y otoño puede desencadenar episodios de precipitación torrencial concentrada en pocas horas, con riesgo de inundaciones locales (casos de Alcázar de San Juan en 2007 o Yebra/Almoguera en 1995).

Entre los fenómenos extremos, destacan el aumento de olas de calor, con veranos cada vez más prolongados y temperaturas máximas que pueden superar con cierta frecuencia los 40 °C en llanuras de La Mancha o en el valle del Guadiana (Valdepeñas, Ciudad Real). A su vez, el número de días con mínimas por debajo de 0 °C tiende a decrecer en la mayor parte de estaciones (López-Rey Lumbreras, 2018).

45

En un contexto de cambio climático, las proyecciones para mediados del siglo XXI (escenarios RCP4.5 y RCP8.5) apuntan a un incremento térmico adicional de 2-3 °C y una posible reducción del 10-20% en la precipitación anual, especialmente en verano (Sánchez Sánchez, 2018). Estas tendencias sugieren el agravamiento de la aridez intrínseca de la región, con mayor riesgo de sequías prolongadas y un aumento de episodios de precipitación intensa en períodos concretos. Ante este escenario, las estrategias de adaptación y la gestión sostenible de los recursos hídricos resultan fundamentales para mitigar los efectos de la creciente escasez de agua y la intensificación de los fenómenos extremos.

4.3. Geología, geomorfología y edafología

Castilla-La Mancha presenta una notable diversidad geológica, reflejo de la confluencia entre el Macizo Ibérico –o zócalo hercíniano– y las cordilleras alpinas (Ibérica y Bética), así como de los sucesivos episodios sedimentarios y volcánicos acaecidos durante el Mesozoico y Cenozoico (Carcavilla & Cova, 2009; Muñoz-Rojas et al., 2009; Pons Giner et al., 2011). El territorio abarca materiales muy antiguos, de edades precámbricas y paleozoicas, aflorando en sierras como las de Toledo o Almadenes, y amplias extensiones de calizas, dolomías, areniscas y margas mesozoicas en el Sistema Ibérico (Serranía de Cuenca, parameras de Molina) y en el sector prebético (Sierras de Alcaraz y Segura). Además, en las depresiones terciarias –por ejemplo, La Mancha o la cuenca del Tajo– se han acumulado potentes formaciones detríticas y depósitos lacustres, mientras que en la provincia de Ciudad Real el vulcanismo cuaternario de Campo de Calatrava añade rasgos singulares al subsuelo y al paisaje (Carcavilla & Cova, 2009).

En este contexto, la región muestra una compleja evolución tectónica que combina estructuras hercínianas, erosionadas y posteriormente rejuvenecidas por la orogenia alpina, con fallas y fosas neógenas que han condicionado la formación de cuencas interiores y la disposición de los relieves actuales (Muñoz-Rojas et al., 2009). Así, en los Montes de Toledo y Sierra Morena predominan materiales precámbricos y paleozoicos con relieves apalachenses –crestas cuarcíticas y valles pizarrosos–, mientras que en la Serranía de Cuenca o la Sierra de Alcaraz dominan los pliegues alpinos, abruptos escarpes y formas kársticas propias de los macizos calcáreos (Pons Giner et al., 2011). Por su parte, en la gran llanura manchega, las suaves ondulaciones obedecen a la sedimentación neógena y cuaternaria, con frecuentes afloramientos de margas, yesos y calizas lacustres.

El relieve castellanomanchego es el resultado directo de esta complejidad geológica y tectónica, combinada con un clima continental que acentúa la erosión en laderas y la formación de superficies de aplanamiento. Destacan, por un lado, los sistemas montañosos del Sistema Central (sector de la sierra de San Vicente), del Ibérico (Alto Tajo, parameras de Molina, Serranía conquense) y de la Bética (Sierras de Alcaraz y Segura); y por otro, las depresiones y cuencas como las de La Mancha, el valle del Tajo o el del Guadiana, llenas de depósitos terciarios y cuaternarios. En sectores volcánicos del Campo de Calatrava aún se conservan maares, conos y

46

diques que revelan la importante actividad volcánica reciente (Carcavilla & Cova, 2009). Los procesos morfogenéticos dominantes incluyen la intensa erosión fluvial en el Tajo, Guadiana, Júcar y Segura, el modelado kárstico en las calizas mesozoicas y la dinámica de ladera en las sierras de origen paleozoico y alpino (Muñoz-Rojas et al., 2009).

En cuanto a la pedogénesis, la diversidad litológica y climática da lugar a suelos con diferentes grados de evolución. En las zonas montañosas silíceas (Montes de Toledo, Sierra Morena) abundan los Litosoles y Regosoles poco profundos sobre pizarras y cuarcitas, con fertilidad limitada y alta susceptibilidad a la erosión. En los relieve calcáreos del Sistema Ibérico y del Prebético predominan suelos de tipo rendzina o cambisol, a menudo asociados a fenómenos kársticos, con horizontes más ricos en materia orgánica en áreas de mayor pluviometría (Pons Giner et al., 2011). En las extensas llanuras terciarias (La Mancha, valles del Tajo y Guadiana) se desarrollan suelos pardo-calizos, vertisoles y ciertos solonet, donde la elevada evaporación y la irregularidad pluviométrica pueden inducir salinización. Por último, en los fondos de valle y zonas endorreicas, los fluvisoles y los depósitos de limos y arenas son aptos para cultivos de regadío, aunque con requerimientos hídricos considerables (Muñoz-Rojas et al., 2009).

Este complejo entramado geológico, geomorfológico y edafológico constituye la base para entender la gran variedad de paisajes y la distribución de la vegetación en Castilla-La Mancha. La existencia de fracturas activas en ciertas zonas condiciona la sismidad, mientras que la irregular pluviometría y la topografía abrupta fomentan procesos erosivos intensos. En los valles fluviales con suelos más profundos (cambisoles y fluvisoles) se desarrolla una vegetación más densa y sistemas agrarios intensivos, en contraste con las áreas de suelos someros o salinos, donde el estrés hídrico y la escasez de nutrientes limitan el potencial productivo y la regeneración ecológica (Carcavilla & Cova, 2009; Muñoz-Rojas et al., 2009).

47

4.4. Vegetación

La cubierta vegetal de Castilla-La Mancha está fuertemente condicionada por la continentalidad climática y la heterogeneidad geológica descritas en apartados anteriores. Según los datos recopilados en el Cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN4, 2023), estas condiciones se traducen en la presencia dominante de bosques esclerófilos de encina (*Quercus ilex*) y de pinares autóctonos, complementados por diversas formaciones mixtas y amplias extensiones de matorral y pastizal en las zonas más áridas o desarboladas.

En términos de superficie arbolada, los encinares constituyen la formación más extensa, alcanzando más del 28 % de la superficie forestal arbolada y ocupando buena parte de las cinco provincias. Destacan especialmente en Ciudad Real, donde se concentra cerca del 38 % de su extensión, mientras que en Cuenca apenas llegan al 13 % (IFN4, 2023).

Por otro lado, los pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*) ocupan en torno al 12 % de la superficie forestal arbolada, situándose en segunda posición por extensión. Más de la mitad de estas masas (61 %) se localiza en Albacete, mientras que en Toledo y Ciudad Real apenas alcanzan

el 3% y el 1%, respectivamente. Se caracterizan por densidades moderadas y un rango altitudinal variado –entre 400 y 1.000 m s.n.m.–, con mayor representación en áreas cálidas de la submeseta.

Además de estos pinares monoespecíficos, se han identificado dehesas de *Quercus ilex*, que superan el 9% de la superficie forestal arbolada y se concentran prácticamente en Ciudad Real y Toledo, con arbolado disperso y menor densidad de pies. Paralelamente, los pinares de pino salgareño (*Pinus nigra*), que rondan el 8% de la superficie arbolada, se sitúan en las sierras más elevadas de Cuenca, Albacete y Guadalajara, llegando a sobrepasar los 1.200m de altitud. Destacan por su notable densidad en zonas de umbría, donde el aporte hídrico es más favorable (IFN4, 2023).

Otra formación forestal relevante son los pinares de pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.), con cerca del 6% de la superficie forestal arbolada, repartidos por las cinco provincias, pero con mayor peso en Cuenca. Asimismo, los encinares mezclados con quejigo (*Quercus faginea* Lam.) y los quejigares puros –si bien menos extensos– muestran densidades de pies adultos considerables en provincias como Guadalajara y Ciudad Real.

En altitudes superiores a 1.200-1.300 m, se desarrollan los pinares de pino albar (*Pinus sylvestris* L.), que representan alrededor del 3% de la superficie forestal arbolada. Estas masas se localizan sobre todo en el noroeste y sureste de Guadalajara y en el noreste de Cuenca, beneficiándose de la mayor pluviometría y frescor de dichas sierras. En áreas montañosas del noreste se hallan igualmente los sabinares albares (*Juniperus thurifera* L.), con un 3% de la superficie, distribuidos entre Guadalajara y Cuenca, y caracterizados por densidades más bajas y un claro dominio de la sabina albar en el estrato adulto.

Por su parte, las masas de melojo (*Quercus pyrenaica* Willd.) abarcan alrededor de un 2,16% de la superficie forestal arbolada, concentrándose en el sector septentrional y occidental de la comunidad (Toledo y Guadalajara). Destacan por sus altas densidades de pies mayores (más de 670 pies/ha). Otras formaciones reseñables incluyen los pinares de pino piñonero (*Pinus pinea* L.), presentes en cuatro provincias y con un núcleo destacado en Ciudad Real, así como diversos bosques mixtos de frondosas autóctonas, que contribuyen a la notable diversidad florística de la región (IFN4, 2023).

Finalmente, una proporción significativa de la superficie forestal, tanto arbolada como desarbolada, está ocupada por formaciones arbustivas y matorrales adaptados al fuerte carácter continental y a la aridez estival de Castilla-La Mancha. Entre ellos, lostomillares, jarales y coscojares conforman un denso matorral en zonas de menor altitud o suelos más pobres, acompañados por matorrales gipsícolas y halófilos en substratos yesíferos o salinos, así como amplios pastizales y herbazales en superficies llanas y fondos de valle con escasa precipitación. La presencia de estas formaciones supone un componente fundamental para la biodiversidad y la resiliencia de los ecosistemas forestales castellanomanchegos.

La vegetación regional refleja una acusada adaptación a las condiciones ambientales de Castilla-La Mancha, donde la variabilidad topográfica, la irregularidad pluviométrica y las oscilaciones térmicas propician la coexistencia de bosques esclerófilos, pinares mediterráneos, frondosas autóctonas y extensos matorrales, todos ellos testimonios de la heterogeneidad paisajística que caracteriza a la comunidad (IFN4, 2023).

4.5. Evolución y cambios en la resiliencia

Para evaluar la resiliencia en Castilla-La Mancha, se seleccionaron las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) como formación de referencia. Esta elección obedece a su importancia socioeconómica en el territorio, especialmente en las provincias de Ciudad Real y Toledo, debido a su multitud de aprovechamientos (ganadero, forestal, agrícola y/o cinegético).

La delimitación de su distribución se llevó a cabo a partir del Mapa Forestal de España (MFE) a escala 1:25.000, empleando la última actualización disponible (diciembre de 2022). Con esta distribución cartográfica, se diseñó un muestreo sistemático de puntos sobre una cuadrícula de 500 m x 500 m, lo que resultó en un total de 17.200 puntos de muestreo (véase Figura 16).

Adicionalmente, se estableció una submuestra de parcelas con datos de gestión forestal siguiendo un diseño de parcelas pareadas (una gestionada y otra sin intervenciones). En total, se seleccionaron 20 parcelas (10 pares) de dehesa, donde se aplicaron intervenciones diversas (diversificación estructural, forestaciones, mejoras de pastos, podas y gestión integrada), 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. La metodología empleada para la evaluación de la resiliencia se detalla en el apartado 2. Metodología.

Además, para profundizar en la realidad de la gestión de este hábitat y complementar la información biofísica obtenida mediante teledetección, se realizaron 10 entrevistas con actores locales relacionados con la gestión de las dehesas. Estos actores pertenecen a cuatro sectores clave: **gobierno, academia, sociedad civil e industria** (véase Tabla 3), seleccionados con base en

49

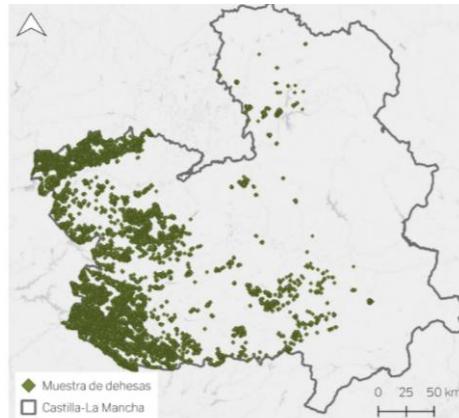


Figura 16. Distribución de 17.200 puntos de muestreo en dehesas de *Quercus* spp. en Castilla-La Mancha.

los principios de gobernanza participativa establecidos en el modelo de la Cuádruple Hélice (Carayannis & Campbell, 2009).

A través de estas entrevistas, se identificaron desafíos y amenazas que afectan a la gestión y al cumplimiento de objetivos (entre otros, la provisión de servicios ecosistémicos) del hábitat 6310 en Castilla-La Mancha, así como oportunidades para el desarrollo económico dentro del sector.

Tabla 3. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 6310 (Dehesas de *Quercus* spp.) en Castilla-La Mancha.

Sector	Tipo	Nº entrevistados
Academia	Grupos de investigación de universidades del territorio	1
Ciudadanos	Propietario privado de dehesas	1
Gobierno	Técnico de administración forestal	2
Industria	Empresas de explotación	4
	Industrias de primera transformación	2
	Total	10

4.5.1. Contexto y definición de la problemática

Las dehesas, concebidas como sistemas agrosilvopastoriles de gran importancia ambiental y socioeconómica en la Península Ibérica, se distinguen por un estrato arbóreo disperso dominado principalmente por *Quercus ilex* –y, en menor medida, *Quercus suber*–, junto con un sotobosque herbáceo o arbustivo tradicionalmente destinado al pastoreo y usos agrícolas (Sánchez-Cuesta et al., 2021). Este tipo de formación está incluido en el hábitat 6310 del Anexo I de la Directiva Hábitats, denominado “dehesas perennifolias de *Quercus* spp. Se caracteriza por un mosaico de pastizales, cultivos o matorrales mediterráneos yuxtapuestos con un dosel arbóreo ralo de quercíneas perennifolias. Estas dehesas albergan una gran biodiversidad, incluyendo especies emblemáticas y amenazadas, como el águila imperial ibérica o el lince ibéricos (Interpretation Manual of European Union Habitats, version EUR 28, 2013)

En Castilla-La Mancha, las dehesas cubren alrededor de 750.000 hectáreas, principalmente en el suroeste (provincias de Ciudad Real y Toledo), lo que supone cerca del 21% del total de la superficie adehesada española (IFN4, 2023). Esto muestra la importancia regional de este hábitat y explica por qué su estado de conservación y resiliencia resulta crítico no solo para la propia comunidad autónoma, sino para el conjunto de la Península.

A pesar de la robustez de las especies esclerófilas mediterráneas –conocidas por su tolerancia a la sequía y las altas temperaturas (Gentilesca et al., 2017)–, en las últimas décadas se ha registrado un notable proceso de decaimiento en numerosas dehesas (Moreno et al., 2009; Sánchez et al., 2006; de Sampaio et al., 2013). En Castilla-La Mancha, diferentes factores están comprometiendo su persistencia: baja regeneración del arbolado, envejecimiento de encinas y alcornoques (especialmente por la llamada seca y otros patógenos) y disminución de la rentabilidad de sus aprovechamientos tradicionales (Pérez-Mazári & de Luque-Ripoll, 2014). Expertos y propietarios

50

destacan, sobre todo, "la escasa regeneración de las quercíneas, el preocupante avance de enfermedades (en especial *Phytophthora cinnamomi*) y el bajo precio de sus productos" como las principales amenazas para la conservación de este hábitat (Pérez-Mazarío & de Luque-Ripoll, 2014).

El fenómeno conocido como seca de las encinas (o de las quercíneas) se basa en la concurrencia de factores abióticos –sequías extremas, lluvias irregulares y temperaturas elevadas– y bióticos –insectos perforadores y patógenos fúngicos u oomicetos, destacando *Phytophthora cinnamomi*– que actúan de forma sinérgica (Brasier et al., 1993; Sánchez et al., 2002; Corcobado et al., 2010; Redondo et al., 2015). La disponibilidad hídrica y la presencia de patógenos del suelo constituyen un tandem crítico que limita la capacidad de las encinas para mantener su actividad fisiológica en situaciones de estrés. Por ejemplo, *Phytophthora* destruye las raíces finas y afecta los tejidos conductores, mermando la absorción de agua y causando defoliaciones recurrentes o incluso la muerte de árboles adultos (Corcobado et al., 2014; Ruiz-Gómez et al., 2019; Ibáñez et al., 2015). Además, modelos de cambio climático señalan que el incremento térmico y la disminución de precipitaciones podrían favorecer la distribución potencial de *P. cinnamomi* y otros patógenos asociados (Duque-Lazo et al., 2018; Hernández-Lambráño et al., 2018).

En paralelo, la mayor frecuencia e intensidad de eventos de sequía extrema en el Mediterráneo – como las de 2005 o 2012– ha reforzado los episodios de mortalidad en masas de encinas (*Q. ilex*) (Natalini et al., 2016; Gazol et al., 2021). Diversas investigaciones evidencian que la sucesión de sequías consecutivas debilita la capacidad de la encina para mantener su crecimiento y recuperarse del estrés (Camarero et al., 2018). Por otra parte, la gestión forestal desempeña un papel determinante: la densidad del arbolado y la composición del sotobosque pueden atenuar o agravar los efectos de la sequía en función del gradiente climático y las características del suelo (Gea-Izquierdo et al., 2011; Jump et al., 2017; Gazol et al., 2021).

Entre las adaptaciones de *Q. ilex* frente a la escasez hídrica sobresale su raíz pivotante, capaz de explorar profundidades considerables del suelo y acceder a reservas de agua subterránea (Cubera & Moreno, 2007; Moreno-de-las-Heras et al., 2018). Al ser perennifolia y esclerófila, la encina combina este tipo de raíz con rasgos morfológicos (cutícula gruesa, baja relación superficie-volumen foliar) que minimizan la transpiración en períodos prolongados de sequía (Forner et al., 2018). Sin embargo, cuando patógenos del suelo dañan las raíces finas y los tejidos conductores, se incrementa el riesgo de decaimiento (Corcobado et al., 2014; Ruiz-Gómez et al., 2019). Este problema afecta tanto a zonas subhúmedas, donde las mayores reservas de agua pueden sostener la producción primaria en fases de estrés hídrico, como a áreas semiáridas, donde la competencia por recursos escasos incrementa la mortalidad (Moreno-de-las-Heras et al., 2018; Astigarraga et al., 2020). Ante un escenario de cambio climático con sequías más recurrentes e intensas, la sostenibilidad de las dehesas y la persistencia de la encina estarían en peligro si no se adoptan estrategias de gestión adaptativa que incluyan el control de patógenos, la disminución de la

competencia hídrica y la protección de la diversidad microbiana (Rolo & Moreno, 2019; Ruiz-Gómez et al., 2019).

Asimismo, las dehesas de Castilla-La Mancha afrontan transformaciones socioeconómicas profundas: despoblación rural, decrecimiento de la rentabilidad agraria y ganadera, y modificaciones en las políticas de subvenciones, dificultando el mantenimiento de las labores tradicionales (poda, limpieza, control de carga ganadera), imprescindibles para la estabilidad del ecosistema (Pérez-Mazarío & de Luque-Ripoll, 2014). El abandono de la actividad ganadera extensiva, por ejemplo, desemboca en la degradación del suelo, el incremento de plagas y la alteración del paisaje, reduciendo la resiliencia de las dehesas –su capacidad de recuperarse y seguir proveyendo bienes y servicios ecosistémicos (Pérez-Mazarío & de Luque-Ripoll, 2014). A partir de encuestas y entrevistas con actores locales realizadas en el marco del proyecto SocialForest de la revisión de múltiples fuentes, se identifican varios desafíos clave para la gestión sostenible de las dehesas en la región:

- **Pérdida de rentabilidad en agricultura y ganadería:** La dehesa combina ganadería extensiva (ovino, bovino, porcino ibérico) con cultivos o pastos, pero los ingresos de muchos productores han disminuido mientras los costos aumentan. Esto frena inversiones en mejoras, como reducir la carga ganadera para favorecer la regeneración. Además, pocos propietarios viven exclusivamente de la dehesa y la reforma de la PAC desde 2015 penaliza, en algunos casos, tener más arbolado o matorral, algo paradójico al desincentivar la conservación.
- **Regulación cinegética y sus impactos (caza mayor y menor):** La caza está presente en cerca del 90% del territorio regional. En los últimos años, la caza menor (conejo, perdiz) experimenta un acusado declive por enfermedades como la mixomatosis o la NHV, y la expansión de depredadores como el meloncillo. Mientras, la caza mayor (ciervo, jabalí) mantiene altas densidades en ciertas fincas, con riesgos de sobrepastoreo, transmisión de enfermedades (p. ej., tuberculosis bovina) y obstáculos para la regeneración forestal.
- **Dependencia económica de los propietarios y dificultades de gestión sostenible:** Muchos dueños de fincas dependen de unas pocas fuentes de ingresos (venta de ganado, subvenciones de la PAC, arrendamiento de cotos de caza). Cuando la rentabilidad es baja, se descuida la gestión cotidiana –poda, limpieza de pastos– y la dehesa tiende a degradarse o a cerrarse con matorral. Además, la falta de relevo generacional se agrava con la despoblación rural.
- **Problemas en la rentabilidad del corcho por falta de mantenimiento:** En las dehesas con *Quercus suber*, plagas como la oruga defoliadora (*Lymantria dispar*) y la seca reducen la calidad y cantidad de corcho. La competencia con tapones sintéticos también presiona a la baja los precios. Si no se invierte en el cuidado del alcornocal (clareos, regeneración, control de plagas...), el corcho pierde valor comercial y desaparece una fuente de ingresos tradicional.

- Falta de información y transparencia en los precios de la madera y otros productos:** La comercialización de leña, madera de encina, biomasa, setas o pastos suele darse en circuitos locales sin referencias claras de mercado. Esto dificulta planificar las ventas o negociar con ventaja, y tampoco se remunera al propietario por los servicios ecosistémicos asociados a estos productos. La sociedad desconoce en gran medida esos beneficios ambientales, lo que impide incorporarlos a los precios de mercado.
- Conservación activa del arbolado (tratamientos fitosanitarios y selección de árboles resistentes):** La seca de la encina es un problema grave y hasta ahora no existe remedio definitivo. Se aplican medidas preventivas (mejorar el drenaje, tratar el suelo, restringir el movimiento de ganado infectado), lo que supone costes considerables. Algunos estudios recientes han identificado genotipos de quercíneas más tolerantes a *Phytophthora*, pero trasladar estos avances al campo exige viveros especializados y voluntad de invertir en plantaciones futuras.
- Falta de metodologías prácticas para evaluar servicios ecosistémicos:** Aunque la relevancia de los servicios de polinización, recarga de acuíferos, fijación de carbono o valor cultural de la dehesa está reconocida, medirlos y valorarlos económicamente a escala local resulta complejo. Sin herramientas estandarizadas y sencillas, no se incorporan en la gestión diaria ni en posibles incentivos económicos. A escala macro existen marcos como la Evaluación de Ecosistemas del Milenio o MAES de la UE, pero llevarlos al terreno necesita datos, formación y recursos específicos.

53

La combinación de estrés abiótico (sequía) y biótico (patógenos), unida al declive de la gestión tradicional y la escasa valoración económica de la multifuncionalidad de la dehesa, exige definir prioridades de restauración y manejo que permitan incrementar su resiliencia y mejorar la sostenibilidad económica y socioambiental de un ecosistema esencial en el patrimonio natural y cultural de Castilla-La Mancha.

4.5.2. Tendencias actuales

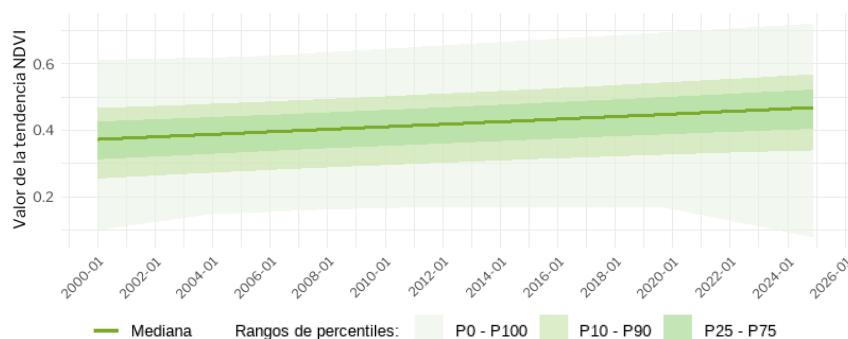
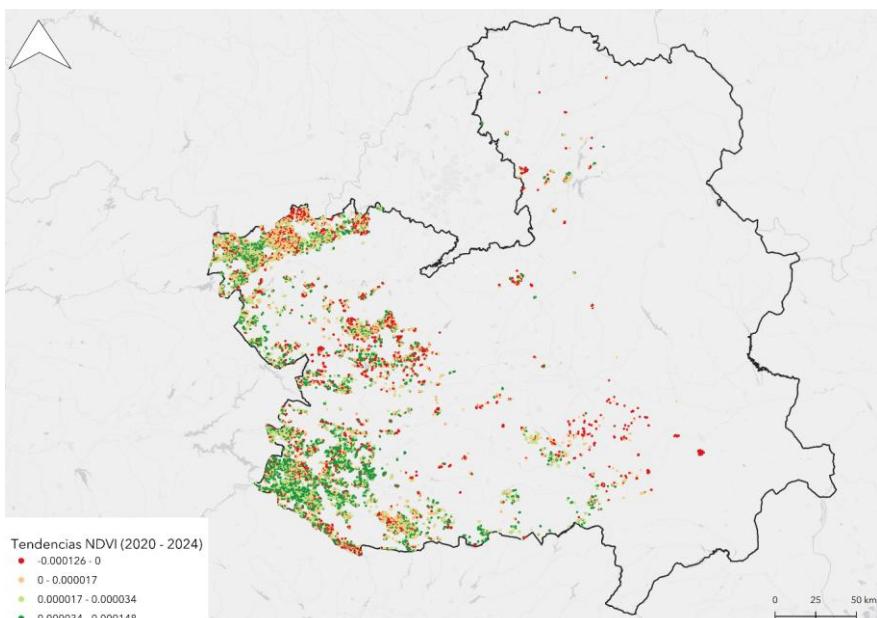


Figura 17. Evolución de la tendencia del NDVI de las dehesas de *Quercus* spp. la Castilla-La Mancha.

El análisis de las series temporales de NDVI (2000-2024) en las dehesas de *Quercus* spp. de Castilla-La Mancha constata igualmente una tendencia del verdor general al alza (Figura 17). 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, como también se puede observar en la Figura 18. Dicho patrón podría estar relacionado con factores descritos en el contexto, como el incremento de la frecuencia e intensidad de las sequías (Natalini et al., 2016; Gazol et al., 2021), la interacción sinérgica con patógenos del suelo como *Phytophthora cinnamomi* (Brasier et al., 1993; Corcobado et al., 2010; Ruiz-Gómez et al., 2019), y las temperaturas cada vez más elevadas asociadas al cambio climático (Duque-Lazo et al., 2018; Hernández-Lambráño et al., 2018). Esto aumenta la probabilidad de decaimiento del arbolado y, en consecuencia, afecta negativamente a los valores de NDVI (Moreno et al., 2009; Sánchez-Cuesta et al., 2021).

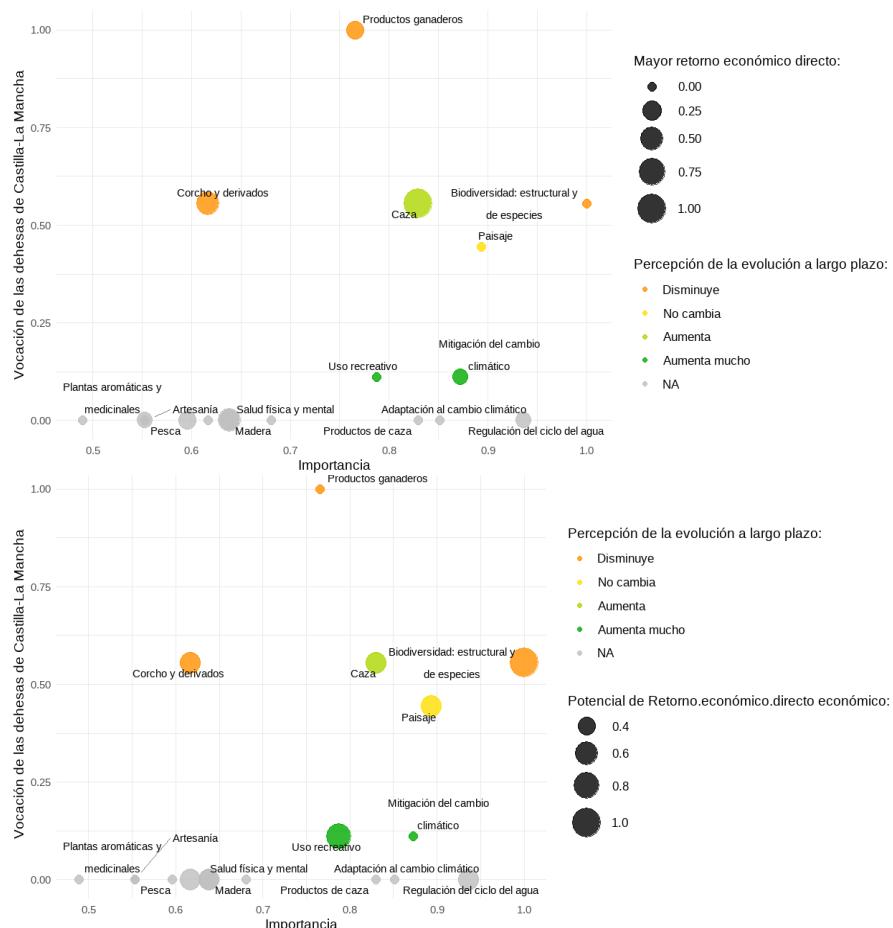


54

Figura 18. Tendencias del NDVI desde 2020 hasta el 2024 en el hábitat 6310 (dehesas perennifolias de *Quercus* spp) en Castilla-La Mancha.

Los servicios ecosistémicos que brindan las dehesas (hábitat 6310) incluyen la **biodiversidad**, la producción de bienes (alimentos, madera, corcho), la **regulación climática**, la oferta de espacios para **ocio** y cultura, entre otros. Las tendencias recientes observadas en Castilla-La Mancha muestran cambios significativos en varios de estos servicios. A partir de las percepciones de actores locales recopiladas mediante las entrevistas durante el desarrollo del proyecto

SocialForest, se resumen a continuación las principales **tendencias** en cada categoría de servicio (Figura 19):



55

Figura 19. Resumen integrado de los resultados de las entrevistas sobre la importancia, vocación, retorno económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 6310 (Dehesas perennifolias de *Quercus*spp.) en Castilla-La Mancha.

- Biodiversidad (estructura y especies):** La diversidad biológica de las dehesas muestra una evolución dispar. Por un lado, la estructura arbórea se empobrece en regeneración: se estima que ~80% de las dehesas de encina y ~70% de las de alcornoque *no tienen una regeneración adecuada*, lo que implica escasez de plantones y árboles jóvenes (Zuil, 2017). Esto deriva en un estrato arbóreo muy envejecido y vulnerable, con mortandad acelerada por la seca y otras amenazas. La falta de brizales y *Quercus* juveniles compromete la continuidad del hábitat a medio plazo. Por otro lado, se aprecia en algunas zonas un

aumento del matorral y monte bajo (jara, lentisco, retama) debido al descenso del pastoreo y las labores tradicionales (Zuilo, 2017). El abandono de fincas conlleva que la dehesa pase a ser monte cerrado, ganando cobertura vegetal densa. Este proceso puede favorecer a ciertas especies de fauna (mejora el refugio para ungulados, carnívoros y aves forestales) pero reduce la heterogeneidad típica de la dehesa y la luz disponible para las herbáceas y pastos. En cuanto a fauna, la situación es compleja: especies emblemáticas han tenido evoluciones positivas gracias a la conservación (ej. el **lince ibérico** ha sido reintroducido con éxito en Montes de Toledo y Sierra Morena oriental, aumentando sus poblaciones), pero otras experimentan declives preocupantes (ej. las aves esteparias asociadas a dehesas adehesadas o con cultivos de cereal). En general, los actores locales perciben que la **riqueza de fauna mayor se mantiene o aumenta**, mientras que la de fauna menor (conejos, perdices, aves pequeñas) ha disminuido en comparación con décadas pasadas. La biodiversidad de las dehesas sigue siendo alta -conservando hasta 60 especies de aves nidificantes, más de 20 mamíferos, reptiles y anfibios, incluyendo varias especies amenazadas- pero su composición está cambiando por los usos del suelo y la gestión, siendo percibida con una tendencia negativa según los diferentes entrevistados (Figura 19).

- **Caza mayor y caza menor:** Como se mencionó en los desafíos, la provisión de servicio cinegético ha cambiado de perfil. **Caza menor:** Las poblaciones de especies cinegéticas pequeñas (liebre, conejo, perdiz roja) han sufrido fuertes descensos, atribuidos a enfermedades (viral hemorrágica, mixomatosis en conejos; mixomatosis en liebres; descenso reproductivo en perdiz), pérdida de hábitat de calidad (agricultura intensiva en áreas adyacentes) y menor esfuerzo de control de predadores. Hoy en día, muchos cazadores reconocen que la caza menor tradicional “*se ha quedado en algo testimonial*” (Pichel, 2025), frente a tiempos en que era abundante. En cambio, **caza mayor:** las especies de gran tamaño (jabalí, ciervo, gamo) mantienen poblaciones elevadas, en algunos casos al alza. El jabalí en particular ha proliferado en toda la región, causando incluso daños agrícolas, lo que hace que la caza mayor siga “*teniendo mucho peso y movilizando a muchas personas*” (Pichel, 2025). Las monterías y ganchos en dehesas bien gestionadas generan ingresos importantes y demandan poco personal permanente, por lo que resultan económicamente atractivas para propietarios. La regulación cinegética en Castilla-La Mancha ha intentado responder a estas tendencias: se han ampliado períodos de caza de jabalí por daños y se impulsan planes de gestión que combinen ambas modalidades. Aun así, existe una **brecha:** la disminución de cazadores activos (debida al relevo generacional deficitario en la actividad cinegética rural) augura un menor control poblacional en el futuro (Pichel, 2025). Esto podría dificultar el aprovechamiento sostenible de la fauna silvestre en las dehesas, planteando la necesidad de enfoques alternativos (por ejemplo, aprovechar el ecoturismo de avistamiento de fauna, o profesionales de control). Sin embargo, aunque el abandono rural es una realidad, la llegada de cazadores externos (turismo cinegético)

parece compensar por el momento la reducción de cazadores locales, por lo que, en conjunto, la percepción actual sobre la actividad cinegética continúa siendo positiva (Figura 19).

- **Producción de corcho y otros productos forestales:** La tendencia general de los bienes obtenidos de la dehesa es a la **baja o estancamiento**, salvo excepciones. En el caso del **corcho**, se observa una reducción tanto en producción como en rentabilidad. Las estadísticas oficiales muestran un descenso del 13% en la saca de corcho virgen (*bornizo*) y del **14% en corcho segundero** en 2019 respecto a 2018 en España. Esta caída se ha concentrado en las comunidades con más dehesas (Extremadura y Andalucía), pero refleja una problemática aplicable a Castilla-La Mancha, **menos actividad de descorche** (por falta de inversión o menor mano de obra disponible) y posiblemente **árboles menos productivos** (estresados por sequía o plagas). En conjunto, la provisión de bienes forestales de la dehesa muestra una tendencia a la **reducción de volumen** y a la especialización en nichos de alto valor (p. ej., producción ecológica, certificación FSC o marcas de calidad) como estrategia para mejorar precios. Sin embargo, sin un relevo generacional de corcheros y sin apoyo técnico, estos aprovechamientos corren el riesgo de seguir declinando, lo que implica desaprovechar recursos renovables que la dehesa podría ofrecer.
- **Mitigación del cambio climático (fijación de carbono):** En contrapartida a la pérdida de rentabilidad de los productos tradicionales, ha cobrado creciente relevancia el papel de la dehesa en la **mitigación del cambio climático**. Los extensos suelos y árboles de las dehesas actúan como sumideros de carbono, almacenando CO₂ atmosférico en biomasa y materia orgánica del suelo. Estudios recientes de la Universidad de Córdoba han cuantificado que una dehesa puede acumular entre **25 y 75 toneladas de carbono orgánico por hectárea** (en el suelo) (Reyna-Bowen et al., 2020), dependiendo del manejo y las condiciones, con alrededor de 40 t/ha en los primeros 100 cm de suelo después de décadas de buen manejo (Reyna-Bowen et al., 2020). Estas cifras evidencian la importante contribución de la dehesa a la reducción de gases de efecto invernadero. A nivel de percepción, actores e instituciones valoran cada vez más este servicio ecosistémico: la captura de carbono se incluye ya entre los beneficios destacados de las dehesas en documentos de divulgación y planes de desarrollo. En Castilla-La Mancha, la **Estrategia de Cambio Climático** regional incorpora líneas de acción para mejorar los sumideros forestales y dehesas (Garrido-Cuena & Delgado-Piqueras, 2020). Incluso se explora la posibilidad de pagos por carbono o mercados voluntarios donde los propietarios puedan obtener ingresos por mantener o aumentar el stock de carbono en sus fincas. Aunque estos mecanismos están en fase inicial, la tendencia es clara: la función de regulación climática de las dehesas ha pasado a primer plano y se espera que en el futuro constituya una fuente de valor (monetario o en forma de incentivos) para impulsar la conservación del hábitat 6310.

- **Estabilidad del paisaje y percepción de cambios locales:** A diferencia de otros ecosistemas más dinámicos, el **paisaje de la dehesa suele cambiar de forma lenta y sutil**, debido a la longevidad de sus árboles y a usos relativamente estables a lo largo de décadas. Los habitantes locales perciben el paisaje **estable en términos de estructura**, manteniendo su identidad visual de “bosque claro” mediterráneo. Esta estabilidad escénica es valorada positivamente por la población (la dehesa se ve como un paisaje bello y tradicional), aunque preocupa que genere complacencia y se subestimen cambios ecológicos subyacentes.
- **Producción ganadera extensiva:** La **actividad ganadera** (bovino, ovino, porcino ibérico) ha sido durante siglos la base económica de las dehesas, pero en las últimas décadas presenta una tendencia descendente en volumen. En varias comarcas de Castilla-La Mancha se observa un **declive en la carga ganadera**: menos rebaños y de menor tamaño. Esto se debe, como se analizó, a la baja rentabilidad y a la falta de relevo generacional en la profesión de ganadero. Muchas explotaciones familiares han ido reduciendo su censo año tras año, o directamente cesando la actividad. En dehesas privadas, algunos propietarios han optado por **eliminar el ganado ovino** (que requiere atención diaria) y mantener solo el vacuno en extensivo o simplemente arrendar la caza. Los pastos de la dehesa, por tanto, están menos aprovechados por ganado doméstico que antes. Esta disminución tiene un doble efecto: por un lado, se reducen las emisiones y sobrepastoreo asociados, pero por otro lado la ausencia de herbívoros domésticos puede propiciar más crecimiento de matorral y reduce la producción de alimentos (carne, leche) de alta calidad ligada a la dehesa. No obstante, la tendencia agregada es de contracción. El envejecimiento del titular medio de estas explotaciones (muchos superan los 65 años) hace temer una continuación de esta caída en la producción ganadera en un futuro próximo si no se atrae a jóvenes emprendedores rurales.
- **Aumento del uso recreativo y turístico:** Paralelamente al retroceso de actividades productivas tradicionales, las dehesas han visto crecer su uso recreativo en diversas formas. Por un lado, está el **turismo cinegético**, ya consolidado en muchas fincas privadas mediante monterías y recechos que atraen cazadores (muchos desde zonas urbanas o del extranjero) y suponen una fuente de ingresos estacional. Pero, además, la sociedad está descubriendo el valor de la dehesa como destino de **ecoturismo y ocio en la naturaleza** como por ejemplo observación de fauna, rutas de senderismo, fotografía, educación ambiental, agroturismo en casas rurales, etc. En Castilla-La Mancha, con parques nacionales como Cabañeros y numerosas áreas protegidas con dehesa, ha aumentado el número de visitantes que quieren recorrer estos paisajes. Algunos propietarios han adaptado cortijos o construcciones tradicionales en alojamientos rurales, y organizan actividades (paseos a caballo, rutas guiadas...) para diversificar sus rentas. Este **uso recreativo en alza** trae consigo el desafío de compatibilizarlo con otros usos privados, no obstante, muchas fincas ven en el turismo una oportunidad. En síntesis, el servicio cultural/recreativo que ofrece la

dehesa está **en aumento**, pero debe gestionarse para que sea sostenible y no interfiera con la conservación ni con actividades económicas como la caza o la ganadería. Los entrevistados valoran positivamente el interés del público por la dehesa, aunque apuntan a la necesidad de regular accesos, garantizar seguridad en días de caza y educar a los visitantes para respetar las fincas y el ganado.

Las **variaciones en estas tendencias** pueden diferir según la zona geográfica y el perfil del actor consultado. Por ejemplo, en comarcas como *Montes de Toledo*, donde abunda el alcornoque y la caza mayor, los gestores destacan la importancia del corcho y la montería, percibiendo que el corcho sigue siendo rentable si se cuida (aunque reconocen la merma general de calidad) y que la fauna mayor está bien conservada, mientras lamentan la casi desaparición de la caza menor. En cambio, en zonas como *Campo de Calatrava* o *La Mancha*, con dehesas más marginales, ganaderos enfatizan la crisis de la oveja y la seca de las encinas como principales cambios, notando menos pastores y más encinas secas en el paisaje (*La dehesa, en peligro de extinción*, 2016). En el **Valle de Alcudia y Sierra Madrona** (sur de Ciudad Real), dehesas ganaderas tradicionales, los actores locales inciden en el perjuicio de las políticas agrarias recientes –el recorte de superficies subvencionables que mencionábamos- como punto de inflexión que está llevando al abandono de explotaciones y a cambios rápidos en el uso del suelo (*La dehesa, en peligro de extinción*, 2016). Por su parte, técnicos forestales de la administración ponen el acento en la estabilidad del arbolado adulto (no ha habido deforestación ni cambios masivos en cobertura arbórea en las últimas décadas), pero alertan de la bomba de tiempo que supone la falta de regeneración, un proceso menos visible pero claramente documentado (*La dehesa, en peligro de extinción*, 2016).

59

4.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos

Los periodos 2005-2008 y 2014-2018 se encuentran entre los episodios de sequía más severos registrados en los encinares ibéricos en las últimas décadas, sin contar la sequía en curso iniciada en 2019, la cual ha provocado descensos significativos en la productividad de *Quercus ilex* (Moreno-de-las-Heras et al., 2023). En el presente informe, se seleccionó el periodo seco comprendido entre 2014 y 2018 por tratarse del evento más reciente que cuenta con un periodo de recuperación posterior, lo que permite evaluar la respuesta del sistema tras la perturbación.

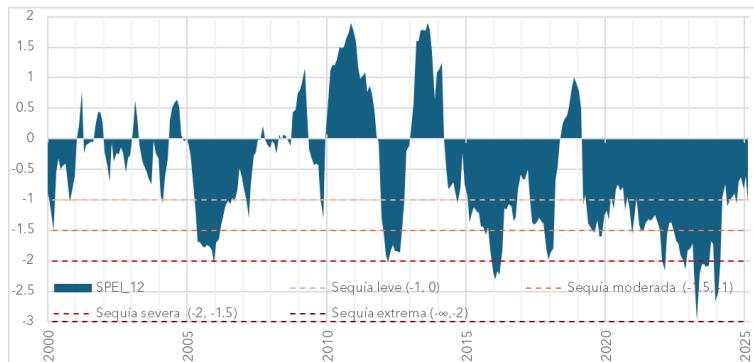
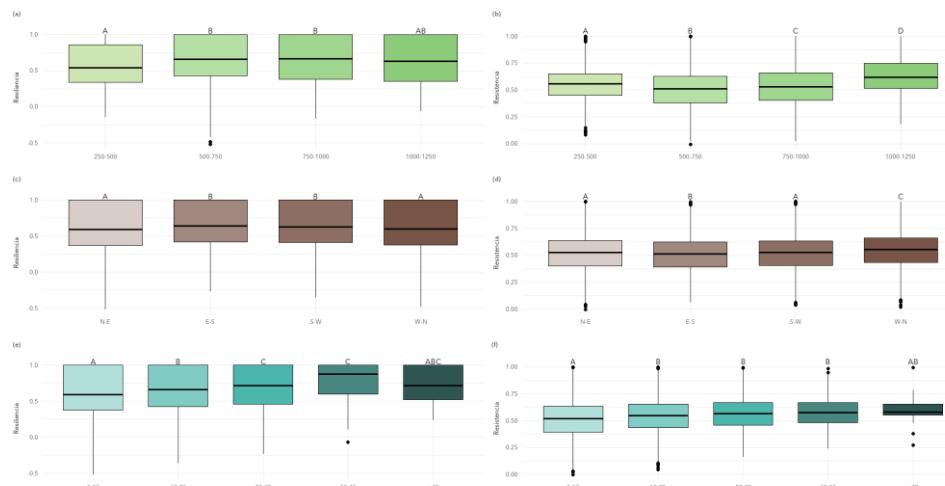


Figura 20. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en Castilla-La Mancha (Beguería, 2022).



60

Figura 21. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2014-2018, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p -valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p -valor ≤ 0.05).

Los resultados en este periodo muestran diferencias significativas asociadas a la altitud (Figuras 21a y 21b). La resiliencia presenta una tendencia creciente a partir de los 500 m s.n.m., mientras que la resistencia sigue un patrón inverso, disminuyendo con la elevación, excepto en la cota de 1000 m s.n.m., donde se observa un incremento puntual. Respecto a la orientación (Figuras 21c y 21d), se aprecia un comportamiento similar: las laderas con orientación norte presentan una resiliencia media y mínima más baja, pero una resistencia más alta. Esto podría explicarse por la hipótesis de que, en ausencia de colapso completo del sistema, los rodales inicialmente más

afectados por una perturbación tienen posteriormente una mayor oportunidad o margen para recuperarse en comparación con aquellos rodales que fueron menos afectados inicialmente. En el caso de la pendiente, parece que tanto la resiliencia (Figura 21e) como la resistencia (Figura 21f) incrementan con la pendiente.

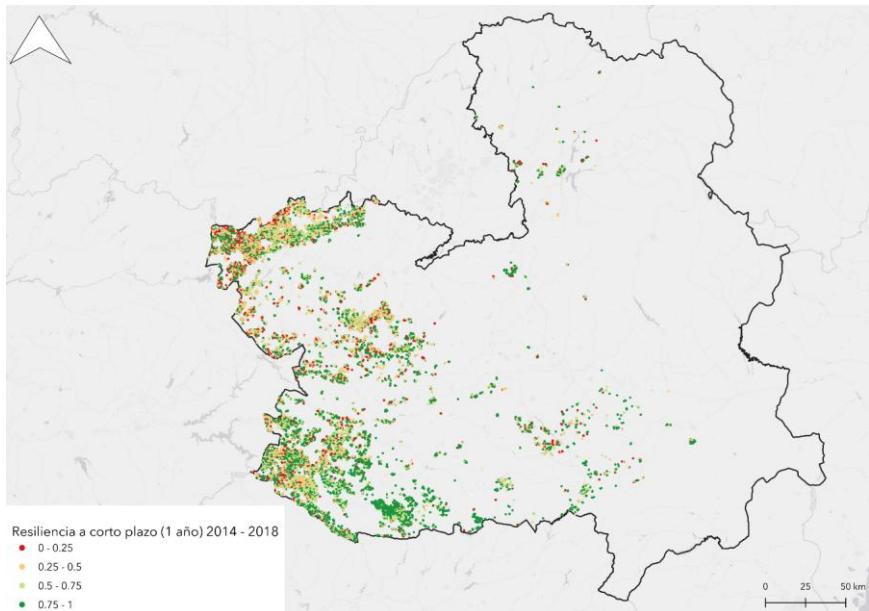


Figura 22. Resiliencia de las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2014-2018.

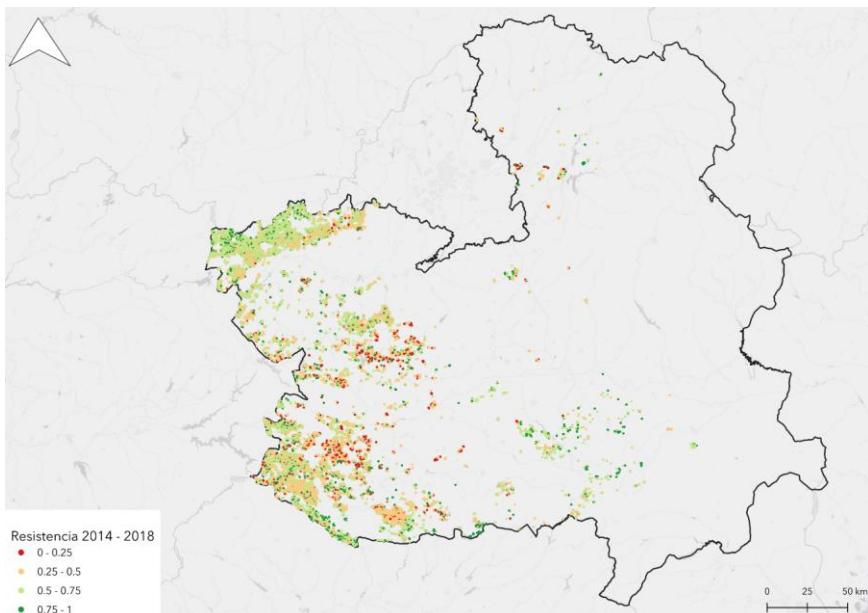


Figura 23. Resistencia de las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2014-2018.

62

4.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia

En las dehesas de Castilla-La Mancha, el análisis de parcelas gestionadas se focalizó en los años con mayor número de puntos de ruptura significativos en las parcelas de muestra, específicamente 2005 y 2012. Estos años representan eventos de sequía extrema que han tenido un impacto considerable en la productividad y resiliencia de las dehesas (Moreno-de-las-Heras et al., 2023). Tras identificar los cambios más relevantes posteriores a cada tratamiento de gestión forestal, se calculó la resiliencia un año después de alcanzarse el valor mínimo de NDVI asociado a la perturbación.

Durante 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, alcanzando valores de resiliencia igual a 1 (Figura 12). Sin embargo, los rodales que no recibieron ningún tratamiento, pero que se compararon con sus rodales pareados respectivos sometidos a mejoras de pastos o podas, mostraron tasas de recuperación más bajas. A pesar de esto, sus resiliencias seguían siendo altas y cercanas al valor máximo.

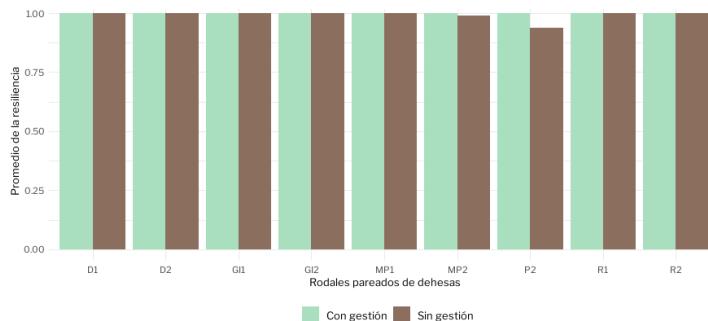


Figura 24. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus spp* de Castilla-La Mancha para la sequía del 2005. Los rodales D representan áreas gestionadas con tratamientos de diversificación de especies, GI con gestión integrada, MP con mejora de pastos, P con podas y R con regeneración.

En contraste, durante la sequía de 2012, la resiliencia media general disminuyó ligeramente en comparación con 2005 (Figura 13). No obstante, la mayoría de los rodales lograron regresar a niveles de NDVI similares a los previos a la perturbación. En rodales pareados como F1, G1, R1 y R2, aquellos sometidos a tratamientos de gestión forestal evidenciaron resiliencias mayores que sus contrapartidas sin gestión, indicando una efectividad sustancial de las intervenciones en mejorar la capacidad de recuperación del arbolado frente a sequías más recientes y potencialmente más severas.

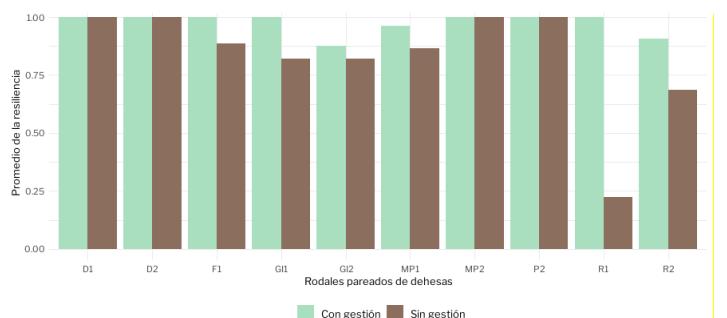
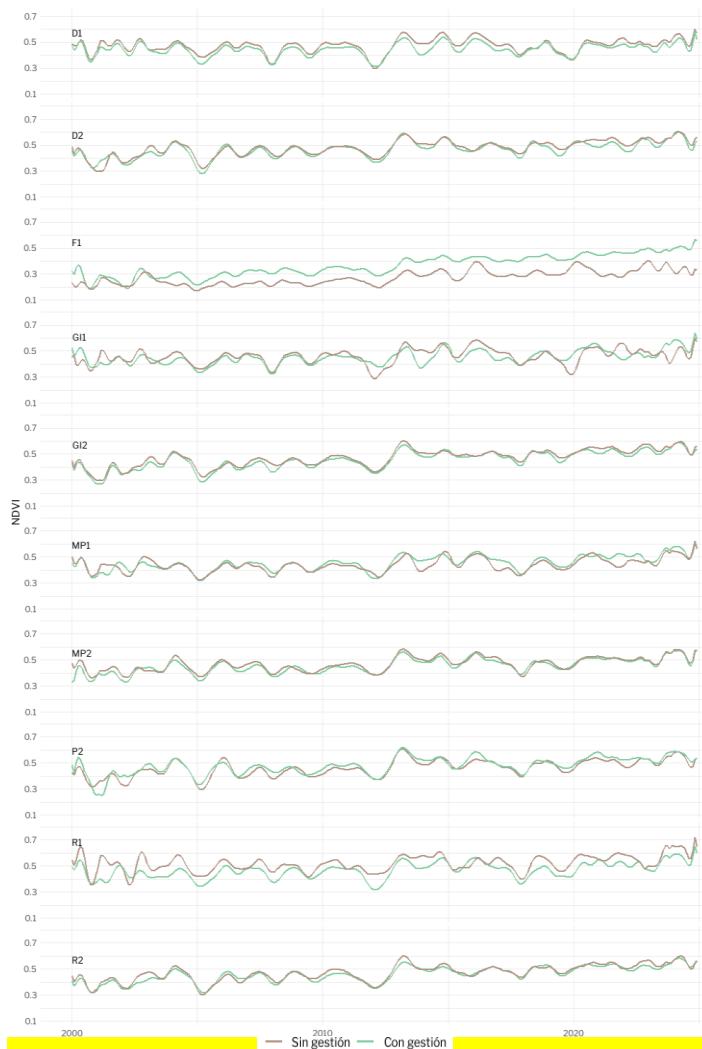


Figura 25. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus spp* de Castilla-La Mancha para la sequía del 2012. Los rodales D representan áreas gestionadas con tratamientos de diversificación de especies, F con forestación, GI con gestión integrada, MP con mejora de pastos, P con podas y R con regeneración.

63



64

Figura 26. Evolución del NDVI desestacionalizado en rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus* spp. de Castilla-La Mancha. Los rodales D representan áreas gestionadas con tratamientos de diversificación de especies, F con forestación, GI con gestión integrada, MP con mejora de pastos, P con podas y R con regeneración.

4.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos

A pesar de las dificultades actuales, las dehesas de Castilla-La Mancha siguen proporcionando una amplia gama de servicios ecosistémicos cuyo valor es reconocido por los actores locales -si bien de forma desigual- y que en muchos casos tienen un potencial económico subutilizado. En este apartado se analiza la importancia percibida de estos servicios y se comparan los retornos

económicos actuales con las oportunidades futuras, vinculándolo con la "vocación" natural del territorio y opciones de gestión sostenible.

En las entrevistas, los servicios de aprovisionamiento (productos tangibles) son, comprensiblemente, los más mencionados en términos de importancia económica inmediata (ver Figura 10). La producción de carne y ganado encabeza la lista histórica de ingresos en la dehesa, seguida por la caza (especialmente caza mayor) y el corcho en las fincas que tienen alcornoques. También se citan leña, frutos (bellota para montanera, setas, espárragos) y, en menor medida, la miel o plantas aromáticas. Sin embargo, cuando se pregunta por el potencial futuro, muchos coinciden en que estos productos por sí solos ya no garantizan la viabilidad de la finca, y que habría que complementarlos con otros servicios. Por ejemplo, la caza mayor, si bien rentable en ciertas fincas de alto nivel, depende de un número cada vez menor de cazadores (tendencia demográfica negativa), por lo que algunos propietarios diversifican ofreciendo experiencias de naturaleza a no-cazadores. Del mismo modo, la ganadería extensiva aporta alimentos de calidad (carne de vacuno de pasto, cordero, cerdo ibérico de bellota) muy valorados, pero cuyos precios de mercado no reflejan los costos reales ni los beneficios ambientales asociados. Varios ganaderos ven potencial en diferenciar estos productos -carne de dehesa- mediante sellos de calidad o producción ecológica, apuntando a nichos de mercado dispuestos a pagar más. Esto aumentaría el retorno económico directo al productor y, a la vez, pondría en valor el servicio ecosistémico cultural (tradición gastronómica) y de soporte (sistemas sostenibles) de la dehesa.

En cuanto a los servicios de regulación (clima, agua, suelo), actualmente no proporcionan un ingreso directo a los propietarios, pero sí se reconoce su importancia pública. Los gestores consultados entienden que sus dehesas "absorben CO₂", "recargan acuíferos" o "fijan suelo evitando la erosión", pero lamentan que no existe compensación económica por cuidar esos servicios. Esto podría cambiar en el futuro: se exploran instrumentos como los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) o la inclusión de las dehesas en mercados de carbono. Un ejemplo concreto es el carbono: cuantificar la captura de carbono de una finca podría permitir vender créditos en mercados voluntarios o recibir incentivos estatales por mantener ese sumidero. Dado que la UE avanza hacia políticas climáticas más estrictas, es plausible que en unos años se remunere la conservación de arbolado por su función de secuestro de carbono. Si ese escenario se concreta, un propietario de dehesa bien arbolada en CLM podría tener un ingreso adicional significativo (sea vía subvención "verde" o venta de créditos) por un concepto que hoy no monetiza. Lo mismo cabe decir de la regulación hídrica: las dehesas contribuyen a infiltrar agua y mantener caudales en ríos; algún día, quizás confederaciones hidrográficas u organismos de agua paguen por estas funciones (ya hay experiencias incipientes en otras regiones con pagos por servicios hidrológicos en cuencas).

El servicio cultural y recreativo también presenta un potencial económico creciente. Actualmente, solo una fracción de dehesas castellano-manchegas obtiene ingresos por turismo rural o educación ambiental, pero la demanda va en aumento. La puesta en valor de la dehesa como

65

destino (paisaje singular, observación de aves emblemáticas como grullas o águila imperial, vivencia de tradiciones) puede generar retornos notables a las comunidades locales a través de alojamiento, guías, restauración de productos típicos, etc. Además, refuerza el vínculo sociedad-naturaleza, incrementando el apoyo a la conservación. Un dato ilustrativo: la iniciativa Hábitat Cigüeña Negra en Extremadura (aledaña a CLM) ha creado un proyecto integral de turismo sostenible alrededor de la dehesa, integrando su potencial social, cultural, medioambiental y económico. Castilla-La Mancha, con sus propias singularidades (por ejemplo, la tradición de la ganadería de toro de lidia en dehesas de Ciudad Real, o los quesos manchegos ligados a pastos adehesados) podría desarrollar productos turísticos únicos. En este sentido, varios entrevistados ven posible un futuro donde la dehesa sea tan apreciada como otros paisajes famosos (viñedos, olivares) y atraiga visitantes dispuestos a pagar por experiencias auténticas, lo que aportaría desarrollo rural.

Al comparar el retorno económico actual vs. potencial, se evidencia una brecha: hoy por hoy, muchos servicios de la dehesa no están monetizados o lo están pobemente, apoyándose el propietario sobre todo en subvenciones agrarias para cuadrar las cuentas. Sin embargo, esas subvenciones no han incentivado prácticas beneficiosas (como plantar árboles, ver sección de desafíos) y además son inciertas a futuro. El potencial está en diversificar y revalorizar los servicios: combinar ingresos moderados de varias fuentes en lugar de depender de uno solo. Un escenario sostenible podría implicar, por ejemplo: ingresos medios por ganadería extensiva + ingresos por caza o ecoturismo + pagos por carbono/biodiversidad + aprovechamientos forestales recuperados (corcho de calidad, biomasa) + subvenciones orientadas a conservación activa. Esta cesta diversificada haría menos vulnerable al gestor y a la vez mantendría la multifuncionalidad del territorio.

La vocación del territorio es clave para orientar esa diversificación. Hay dehesas con vocación predominantemente ganadera, otras más aptas para aprovechamiento forestal y otras con vocación cinegética o turística. Identificar la aptitud principal de cada finca o comarca permite priorizar los usos que brinden sostenibilidad. Por ejemplo, dehesas muy húmedas con buen pasto tendrán vocación ganadera, pudiendo complementarse con productos lácteos o agroturismo (rutas del queso, etc.); dehesas de monte mediterráneo denso quizás orienten a caza mayor y a conservación de biodiversidad, pudiendo recibir pagos ambientales; dehesas con alto porcentaje de alcornoques deben explotar el corcho y la industria asociada (posiblemente mediante cooperativas que mejoren la comercialización). La gestión sostenible pasa por integrar usos en vez de excluirlos: la dehesa tradicional es exitosa justamente por su aprovechamiento múltiple. En la actualidad, iniciativas como la certificación forestal FSC señalan que los productos de dehesa "tienen un gran potencial" de mercado, y casos como el del corcho han encontrado en la certificación una herramienta para agregar valor y acceder a mercados internacionales premium. Este es un ejemplo de cómo cambiar la forma de gestionar (hacia estándares sostenibles) puede abrir nuevo potencial económico manteniendo la integridad del ecosistema.

En conclusión, los servicios ecosistémicos de las dehesas de Castilla-La Mancha son numerosos y fundamentales, pero su contribución económica actual está desequilibrada: unos pocos servicios de provisión sustentan la mayor parte de los ingresos privados, mientras muchos servicios de regulación y culturales, aunque vitales, no se remuneran. El desafío y la oportunidad reside en evolucionar el modelo de gestión para capturar el valor de esos servicios infravalorados. Esto puede lograrse mediante políticas públicas inteligentes (pagos por servicios, apoyo a productos sostenibles), innovación en la comercialización (turismo dehesa, etiquetado de productos) y la organización de los propios propietarios (asociacionismo, como promueve Fedehesa, para tener fuerza negociadora y compartir experiencias). La vocación del territorio guiará qué combinación de servicios impulsar en cada lugar, pero siempre bajo el principio de diversificación y sostenibilidad. Si se logra transitar hacia ese modelo, el potencial económico futuro de los servicios de la dehesa podría incluso superar al actual, a la par que se conserva este hábitat 6310 único para las generaciones venideras.

5. Soria (NUTS III)

5.1. Localización, delimitación y contexto administrativo

La provincia de Soria se sitúa en la zona oriental de la comunidad autónoma de Castilla y León (Figura 27), ocupando la franja nororiental de la Meseta Norte. Con una extensión de 10.306,42 km² (equivalente al 2,04 % de la superficie total de España), su territorio se organiza a lo largo del curso alto del río Duero y las estribaciones del Sistema Ibérico. Limita al norte con La Rioja, al este con Zaragoza, al sur con Guadalajara y al oeste con Segovia y Burgos.

En el ámbito administrativo, Soria está conformada por 183 municipios de tamaños y características geográficas diversas. Su capital, la ciudad de Soria, concentra las principales instituciones provinciales. Dada su configuración física, la provincia se integra en la cuenca hidrográfica del Duero, articulando buena parte de su organización territorial alrededor del río y sus afluentes.

Según datos del Plan Estadístico de Castilla y León, la población provincial asciende a 89.482 habitantes. Más de la mitad de los municipios (un 51 %) han sufrido pérdidas de población, reflejando una gran disparidad

67



Figura 27. Localización de Soria (Castilla y León) en el espacio SUDOE.

demográfica: mientras que Soria capital ha ganado 646 habitantes respecto a 2022, otros enclaves como Valdeprado y Villanueva de Gormaz apenas mantienen 8 habitantes cada uno, evidenciando un pronunciado éxodo hacia la capital y a otros núcleos urbanos.

Otro reto de gran magnitud es el envejecimiento de la población. En 2023, el índice de envejecimiento alcanzó 214,4, lo que implica que hay más del doble de personas mayores de 65 años que menores de 14. Este fenómeno se agrava en los municipios rurales, donde la carencia de servicios y oportunidades laborales precipita la emigración juvenil hacia áreas más grandes.

La densidad de población también revela fuertes contrastes. Mientras Soria capital alcanza los 184,4 hab./km² y goza de una posición privilegiada como centro económico y social, municipios como San Esteban de Gormaz (7,2 hab./km²) o Covaleda (1 hab./km²) enfrentan notables dificultades para sostener servicios públicos y promover el desarrollo económico. Entre las principales causas de la despoblación se destacan:

- **Migración hacia áreas urbanas:** La falta de empleo y de oportunidades educativas en el medio rural impulsa a la población joven a trasladarse a ciudades más grandes.
- **Envejecimiento poblacional:** La mayoría de los habitantes de las zonas rurales supera los 65 años, lo que conlleva un descenso natural de la población.

Este declive demográfico tiene implicaciones profundas en la gestión y conservación de los territorios boscosos de Soria. La caída en la población rural, unida al envejecimiento, acarrea el abandono de actividades tradicionales como la ganadería extensiva, la recolección de leña y la gestión activa de los montes. Como consecuencia, la biomasa se acumula, aumentando el riesgo de incendios forestales y mermando la capacidad de los ecosistemas para asegurar servicios esenciales, entre ellos la regulación hídrica y la captura de carbono.

La baja densidad de habitantes en municipios como Covaleda o San Esteban de Gormaz dificulta, además, la conservación de infraestructuras y la puesta en marcha de planes de gestión forestal sostenible. A esto se suma la desconexión creciente entre la sociedad y el medio rural, que ocasiona una pérdida de conocimientos locales sobre el cuidado de los bosques, debilitando aún más su resistencia ante el cambio climático y la irrupción de especies invasoras.

Ante este panorama, se hace imprescindible promover políticas que impulsen la revitalización de los municipios rurales, fomenten la gestión activa de los recursos forestales y destaque el valor económico de los bosques a través de iniciativas como el turismo rural, la silvicultura sostenible u otras actividades que dinamicen el empleo local y vele por la conservación ambiental. De ese modo, los bosques de Soria pueden erigirse en catalizadores de equilibrio ecológico y desarrollo sostenible para toda la región.

5.2. Climatología

Soria, enclavada en el sector oriental de la cuenca del Duero y delimitada por la Cordillera Ibérica al norte y este y el Sistema Central al sur, presenta un clima marcadamente continental, con

68

inviernos fríos y prolongados y veranos relativamente calurosos. La altitud elevada de buena parte de su territorio acentúa los rasgos invernales, con frecuentes heladas y un régimen de temperaturas que oscila significativamente entre las zonas más montañosas y las áreas de menor altitud (LIFE Soria ForestAdapt, 2020).

A escala anual, las precipitaciones muestran notables contrastes espaciales. Mientras que, en la franja sureste, en cotas relativamente bajas, los valores medios rondan los 355 mm/año, en el noroeste, especialmente en el entorno del Moncayo y otras sierras ibéricas, se superan los 700-740 mm/año. Este gradiente responde tanto a la influencia atlántica –aunque atenuada por la Meseta y la Cordillera Ibérica– como al “efecto Foëhn” de los vientos del norte, que descargan gran parte de su humedad en las sierras antes de alcanzar las zonas más llanas. El “encajonamiento” orográfico entre la Cordillera Ibérica y el Sistema Central también favorece una ventilación constante y un potencial eólico significativo en comarcas como Moncayo y Tierras Altas (LIFE Soria ForestAdapt, 2020).

Las temperaturas medias anuales oscilan de manera acusada en función de la altitud, con valores por debajo de 7°C en las sierras más elevadas y en torno a 13-14°C en áreas orientales y occidentales menos altas. Durante el invierno se registran mínimas extremas frecuentes por debajo de 0°C, lo que se traduce en un número elevado de días de helada, especialmente en el centro y noroeste provinciales. Por el contrario, en verano pueden alcanzarse máximas superiores a 30-35°C, si bien la amplitud térmica diaria suele ser marcada debido a la continentalidad.

Un análisis de 41 años de datos (1979-2019) realizado en el marco del proyecto LIFE Soria ForestAdapt (LIFE Soria ForestAdapt, 2020) indica, por un lado, un incremento de la temperatura media de más de 1°C, acompañado de un aumento significativo en el número de días con máximas por encima de 25°C y de olas de calor. Por otro lado, se observa un ligero incremento del total anual de precipitaciones, con tendencia a que los períodos de sequía (definidos como 10 o más días consecutivos sin lluvia) sean menos frecuentes. Sin embargo, esta dinámica reciente muestra una gran variabilidad interanual, propia de un contexto mediterráneo de tipo continental.

En cuanto a las proyecciones futuras bajo escenarios de cambio climático (RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5), se espera un aumento térmico adicional de entre 2 y 3°C hacia mediados de siglo y de hasta 4-6°C a finales del siglo XXI, según las distintas comarcas forestales. Paralelamente, el número de días de helada podría descender en torno a un 40-60%, mientras que las noches y días cálidos (temperaturas mínimas por encima de 20°C y máximas diarias muy elevadas) experimentarían un alza notable. En materia de precipitación, la mayoría de los modelos prevén una ligera disminución (5-15%) a largo plazo, con un posible aumento de la duración de los períodos secos.

Un clima más caluroso y seco puede incidir en la distribución altitudinal de ciertas especies, la vulnerabilidad frente a plagas y enfermedades y la reducción de la producción micológica en épocas tradicionalmente húmedas, además de intensificar el estrés hídrico estival. Por ello, las estrategias de adaptación –incluyendo la planificación forestal y la gestión del agua– resultan

69

fundamentales para afrontar un escenario futuro de mayor variabilidad climática e incremento de las temperaturas.

5.3. Geología, geomorfología y edafología

La provincia de Soria se sitúa en el sector oriental de la Meseta Norte, formada sobre el antiguo Macizo Hespérico y afectada posteriormente por la orogenia alpina, lo que ha dado lugar a una compleja estructura tectónica y a una variada composición litológica (Sancho de Francisco & Bachiller Martínez, 1990). Dentro de este contexto, el relieve soriano presenta una elevada altitud media en torno a 1.100 m, fruto no tanto de la presencia de macizos muy elevados sino de la ausencia de tierras bajas y de la extensa superficie de altiplanos y parameras que se extienden por el centro y el norte de la provincia. Alrededor del 60% del territorio se dispone entre 1.000 y 1.200 m de altura, mientras que un 23% se sitúa entre 800 y 1.000 m y tan solo un 15% supera los 1.200 m, concentrándose este último porcentaje en el reborde montañoso ibérico que enlaza cumbres como Urbión o Moncayo (Sancho de Francisco & Bachiller Martínez, 1990).

El rasgo geomorfológico más notable es el cinturón periférico de sierras ligado al Sistema Ibérico, que abraza la plataforma interior de Soria por el norte, el este y el sur, dejando un corredor abierto hacia el oeste en continuidad con las llanuras castellanas, y otro corredor hacia el sureste que conecta con la depresión del Ebro. Estos relieves, de aspecto aplanado o tabular en muchos tramos, han sido intensamente erosionados, dando lugar a cuencas y fosas tectónicas llenas por sedimentos terciarios. Por su parte, la Depresión Central del Duero, con la fosa de Almazán-Ariza como sector destacado, acoge materiales arcillosos y margosos mayoritariamente de edad miocena, donde el río Duero y sus afluentes han generado campiñas y páramos característicos (Sancho de Francisco & Bachiller Martínez, 1990). En conjunto, los contrastes altitudinales, pese a ser moderados vistos desde el interior provincial, resultan más acusados en la transición hacia las tierras bajas del Ebro, lo que condiciona los gradientes climáticos y la distribución de la vegetación.

En cuanto a la edafología, la combinación de litologías calcáreas, margosas e incluso silíceas, un relieve de parameras y sierras, y un clima continental relativamente seco y frío da lugar a un mosaico diverso de suelos (Nafría García et al., 2013). En zonas montañosas o de altitud intermedia se desarrollan Leptosoles poco profundos, con un horizonte mólico enriquecido en materia orgánica, mientras que los piedemontes calcáreos albergan Cambisoles eútricos o calcáricos, que suelen presentar una fertilidad moderada. En sectores con mayor lavado de nutrientes o litologías más ácidas, pueden darse Cambisoles dísticos y Luvisoles con horizontes clarificados, señal de procesos de eluviation más intensos. Por otro lado, en áreas de sedimentación reciente, como colinas y terrazas fluviales, predominan Regosoles de escaso desarrollo, y en los valles del Duero y sus afluentes se localizan Fluvisoles más profundos y aptos para la agricultura (Nafría García et al., 2013). Este entramado geológico-geomorfológico-edafológico conforma la base físico-natural

70

sobre la que se asientan los bosques sorianos, influyendo de manera decisiva en su estructura, distribución y resiliencia frente a factores de perturbación.

5.4. Vegetación

La cubierta vegetal de la provincia de Soria está fuertemente condicionada por la continentalidad climática y la variedad litológica y altitudinal descritas en apartados anteriores. Según los datos recopilados en el Cuarto Inventory Forestal Nacional (IFN, 2021), estas condiciones se traducen en la presencia dominante de formaciones mediterráneas –encinares y sabinares–, junto con extensos pinares de coníferas y bosques mixtos de frondosas distribuidos a lo largo de gradientes de altitud y humedad.

En términos de superficie arbolada, los encinares (*Quercus ilex*) constituyen la formación más extensa, con unas 86.414 ha que se concentran preferentemente en las zonas de altitud intermedia y clima más seco. A continuación, destacan los pinares de pino albar (*Pinus sylvestris* L.), que superan las 70.000 ha y se localizan sobre todo en el sector norte y nordeste de la provincia, a altitudes superiores a 1.200 m, donde la mayor pluviometría favorece densidades de arbolado y volúmenes de madera más elevados.

Otras formaciones relevantes incluyen los pinares de pino marítimo (*Pinus pinaster* Ait.), que rondan las 53.425 ha y se sitúan en cotas medias –generalmente entre 800 y 1.200 m–, caracterizándose por densidades moderadas y algunos problemas de regeneración en zonas con menor aporte hídrico. Por su parte, los sabinares albares (*Juniperus thurifera*) alcanzan aproximadamente 51.200 ha, lo que representa más de la mitad de la extensión de esta formación en toda Castilla y León; se desarrollan en áreas con suelos pobres y clima marcadamente continental, dotando al paisaje soriano de un marcado carácter estepario.

Además, los pinares de pino salgareño (*Pinus nigra* Arn.) abarcan alrededor de 20.700 ha, alternando con sabinares y quejigares en sustratos calcáreos. En zonas de transición con algo más de humedad o suelos profundos, se instalan los quejigares (*Quercus faginea* Lam.), con cerca de 21.783 ha, y pequeñas extensiones de bosques mixtos de frondosas mediterráneas (unas 6.300 ha) que combinan especies caducifolias y marcescentes –como *Quercus pyrenaica*– con elementos propios del bosque mediterráneo.

En altitudes superiores a 1.200-1.300 m, se concentran los hayedos (*Fagus sylvatica* L.), que alcanzan unas 3.919 ha en la provincia, sobre todo al nordeste, favorecidos por una pluviometría mayor y un sustrato más fresco. Del mismo modo, los bosques ribereños asociados a los cursos del Duero y sus afluentes ocupan alrededor de 6.317 ha, con predominio de chopos autóctonos (*Populus nigra*), sauces (*Salix*spp.) y fresnos (*Fraxinus angustifolia*) en galerías fluviales de elevado valor ecológico.

Por último, las choperas de producción –principalmente de *Populus × canadensis*– rondan las 3.838 ha, concentrándose en las vegas y terrazas del río Duero. Aunque no representan una

71

proporción amplia de la superficie forestal, estas plantaciones resultan de gran importancia económica por su papel en la industria maderera y de tablero.

En conjunto, la vegetación soriana evidencia una marcada heterogeneidad que combina bosques mediterráneos (encinares, sabinares) con formaciones montanas (pinares de pino albar y hayedos), bosques mixtos de frondosas y zonas de ribera. Este entramado refleja la influencia de las variaciones climáticas y topográficas de la provincia, así como la tradición silvícola que ha conformado un paisaje forestal diverso y estratégicamente relevante para la conservación y la producción maderera (IFN, 2021).

5.5. Evolución y cambios en la resiliencia

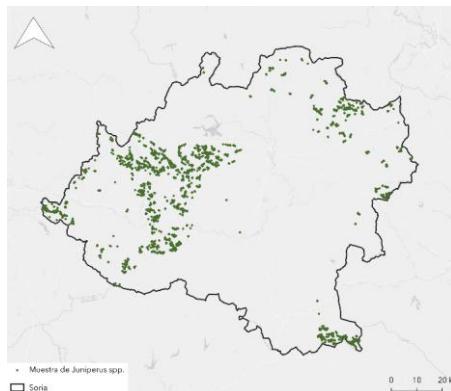
Para evaluar la resiliencia en Castilla-La Mancha, se seleccionaron los bosques endémicos de *Juniperus* spp. (Hábitat 9560, Anexo I de la Directiva Hábitats) como formación de referencia.

La delimitación de la distribución de los sabinares se llevó a cabo a partir del Mapa Forestal de España (MFE) a escala 1:25.000, empleando la última actualización disponible. Con esta distribución cartográfica, se diseñó un muestreo sistemático de puntos sobre una cuadrícula de 500 m x 500 m, al igual que en la Región de Murcia y Castilla-La Mancha, lo que resultó en un total de 1.433 puntos de muestreo (véase Figura 8).

Adicionalmente, se estableció una submuestra de parcelas con datos de gestión forestal siguiendo un diseño de parcelas pareadas (una gestionada mediante pastoreo y otra sin intervenciones). En

total, se seleccionaron 7 parcelas (14 pares) de sabinar y enebral, con tradición ganadera, 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. La metodología empleada para la evaluación de la resiliencia se detalla en el apartado 2. Metodología.

Además, para profundizar en la realidad de la gestión de este hábitat y complementar la información biofísica obtenida mediante teledetección, se realizaron 16 entrevistas con actores locales relacionados con la gestión de las dehesas. Estos actores pertenecen a cuatro sectores clave: **gobierno, academia, sociedad civil e industria** (véase Tabla 4), seleccionados con base en los principios de gobernanza participativa establecidos en el modelo de la Cuádruple Hélice (Carayannis & Campbell, 2009).



72

Figura 28. Distribución de 1.433 puntos de muestreo en sabinares y enebrales en Soria.

A través de estas entrevistas, se identificaron desafíos y amenazas que afectan a la gestión y al cumplimiento de objetivos (entre otros, la provisión de servicios ecosistémicos) del hábitat 9560 en la provincia de Soria, así como oportunidades para el desarrollo económico dentro del sector.

Tabla 4. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 9560 (Bosques endémicos de *Juniperus spp.*) en la provincia de Soria.

Sector	Tipo	Nº entrevistados
Academia	Universidades del territorio	2
	Centros i+D+i	1
Ciudadanos	Propietario privado	3
Gobierno	Técnico de administración forestal	4
Industria	Empresas de aprovechamiento	2
	Industrias de primera transformación	1
	Servicios de consultoría	3
Total		16

5.5.1. Contexto y definición de la problemática

La provincia de Soria alberga extensos bosques de sabina albar (*Juniperus thurifera*), formaciones incluidas en el hábitat de interés comunitario 9560 "Bosques endémicos de *Juniperus spp.*" (9 Bosques, s. f.). Este tipo de sabinar es característico de zonas con clima continental extremo (inviernos muy fríos y veranos secos) (9 Bosques, s. f.), donde la sabina albar sustituye a las quercíneas en suelos pobres o con baja precipitación. Soria constituye el núcleo principal de distribución de este hábitat en España, con algunas de las masas mejor conservadas y de mayor extensión a nivel europeo (Bravo et al., 2022). Un ejemplo emblemático es el Sabinar de Calatañazor, considerado uno de los bosques de sabina mejor conservados del planeta, con ejemplares centenarios que alcanzan hasta 14 m de altura y más de 5 m de perímetro (GESDINET, s. f.). *Juniperus* es un género de gimnospermas perennifolias con amplia distribución en el hemisferio norte (desde el Ártico hasta África y Asia), con notable relevancia ecológica y socioeconómica (Farjon, 2010; Tavankar, 2015). Sus rasgos arquitectónicos, como sistemas radiculares laterales muy extensos, elevada proporción raíz/tallo y tráqueas de pequeño diámetro (Krämer et al., 1996; Martínez-Vilalta et al., 2002), confieren a muchas especies de este género (entre ellas *J. thurifera*) una gran resistencia a la sequía y capacidad para persistir en ambientes áridos. En algunas regiones, la expansión de ciertos *Juniperus* se ha valorado negativamente debido a su rol invasor (p. ej., *J. virginiana* L. en EE.UU.; Torquato et al., 2020); mientras que, en otras, como en el caso de *J. thurifera* en España, la colonización de antiguos campos agrícolas abandonados ha contribuido a incrementar servicios ecosistémicos (Martín-Forés et al., 2020). Estudios recientes muestran que la expansión de masas de sabina albar en el entorno mediterráneo guarda relación tanto con el abandono de tierras de cultivo como con la disminución de la presión ganadera (Alfaro-Sánchez et al., 2021; Gimeno, Escudero, et al., 2012; Olano et al. 2008, 2011). No obstante, la reducción del manejo tradicional también puede generar efectos

73

negativos, como el posible desplazamiento de la sabina por especies más competitivas (pinos o quercíneas) cuando no se realizan cortas o aclareos selectivos (Gauquelin et al., 1999).

A partir de la realización de encuestas y entrevistas realizadas, en el marco de este proyecto, a stakeholders del sector forestal soriano (gestores del territorio, propietarios forestales, técnicos, ganaderos y otros actores) se han identificado una serie de desafíos que afectan a la gestión de los sabinares sorianos. Uno de los problemas más recurrentes es la accesibilidad deficiente: muchos sabinares se ubican en zonas remotas con orografía adversa, donde los caminos forestales son insuficientes o están en mal estado, impidiendo la entrada de maquinaria para tratamientos selvícolas o labores de prevención de incendios. Asimismo, al ser espacios protegidos, la creación de nuevas vías de acceso está muy restringida (Díez & Molina, 2008), lo que encarece y dificulta cualquier intervención.

A ello se suma la escasez de mano de obra cualificada. La despoblación rural de Soria provoca que haya pocos trabajadores especializados en labores forestales (leñadores, carboneros, cuadrillas de prevención de incendios, etc.) o ganaderos que mantengan el pastoreo tradicional. Varias empresas forestales reconocen trabajar por debajo de su capacidad ante la falta de personal, y la situación se agrava por la ausencia de relevo generacional (muchas de estas profesiones no atraen a la juventud). La ganadería extensiva, que favorecía la limpieza natural del sabinar al controlar la maleza, también se ve amenazada por esta situación.

En el plano económico, la rentabilidad de los aprovechamientos del sabinar (madera, leña, caza, apicultura, setas, pastos) es en muchos casos baja, desincentivando su gestión activa. El minifundismo, el abandono de fincas y la escasa productividad del monte (una sabina tarda décadas en ofrecer volumen aprovechable y parte de su biomasa no se aprovecha por forma o calidad) explican esta falta de beneficios. Aunque la madera de sabina puede alcanzar un valor elevado en ciertos mercados de nicho, como por ejemplo en Ibiza, no existe una demanda suficientemente amplia para sostener inversiones a largo plazo, y muchos propietarios dependen de fondos públicos o subvenciones; sin embargo, las ayudas forestales suelen ser menores que las agrarias y no siempre llegan directamente a los dueños (por ejemplo, las compensaciones de Red Natura 2000 se canalizan a menudo a través de administraciones locales) (Díez & Molina, 2008). A ello se une la complejidad burocrática derivada de la protección del sabinar como hábitat prioritario. La normativa exige autorizaciones estrictas para cualquier corte, lo que genera recelos en algunos propietarios, que lo interpretan como un freno para usos tradicionales (p. ej., cortas selectivas, podas que mejorarían la calidad de la madera). Desde la administración se justifica esta cautela para proteger masas centenarias con un alto valor ecológico, aunque el sector maderero reclama normativas más flexibles y consensuadas.

El duro régimen climático continental de Soria (inviernos con heladas y nevadas frecuentes, veranos secos y calurosos) también condiciona la gestión. Por un lado, limita las ventanas de actuación (se dificulta acceder en invierno y en verano se restringen labores por alto riesgo de incendio). Por otro, la *Juniperus thurifera* posee una elevada tolerancia a la sequía gracias a su

74

aparato radical y su capacidad de almacenamiento de reservas (Krämer et al., 1996; Martínez-Vilalta et al., 2002; DeSoto et al., 2016; Kagawa et al., 2006), pero el estrés hídrico prolongado y la eventual competencia de otras especies pueden comprometer su desarrollo. Trabajos previos en la zona han mostrado que la resistencia y capacidad de recuperación del sabinar ante episodios de sequía depende de las condiciones climáticas del otoño anterior (Granda et al., 2013, 2018), siendo más vulnerable cuando se suman períodos de baja disponibilidad de agua antes de la brotación. Con el abandono de las prácticas tradicionales, la densificación de las masas es patente y, en algunos casos, el sabinar se expande en antiguos campos de cultivo (Olano et al. 2017; Gimeno et al. 2012). Aunque esto puede suponer un aumento de servicios ecosistémicos (por ejemplo, almacenamiento de carbono), la menor presión pastoral y la ausencia de cortas o podas podrían desembocar en masas más densas y vulnerables a plagas, fuegos o competidores.

Otro aspecto clave son las interacciones con actividades como la agricultura, la caza y la ganadería. El auge de la agricultura intensiva o la falta de coordinación entre planes agroambientales y forestales puede generar conflictos (por ejemplo, subvenciones que favorecen el laboreo en detrimento del arbolado). Del mismo modo, los daños de la fauna silvestre a los cultivos (ciervos, jabalíes) y la depredación del lobo sobre ganado extensivo evidencian tensiones con los intereses de agricultores y ganaderos (Díez & Molina, 2008). La caza, si bien contribuye a generar ingresos y a controlar poblaciones de herbívoros, puede chocar con determinadas prácticas silvícolas (por ejemplo, aclareos intensos que reduzcan la cobertura boscosa). En contrapartida, los restos de poda o de apeo sirven a veces de refugio para la caza menor, lo que muestra la conveniencia de estrategias coordinadas entre gestores cinegéticos y forestales.

La suma de estas limitaciones (infraestructura deficiente, escasez de mano de obra, abandono de fincas, inviabilidad económica, rigidez normativa, condiciones climáticas extremas y conflictos intersectoriales) dificulta la implementación continua de medidas de conservación y aprovechamiento del sabinar. Ello repercute en la sostenibilidad del hábitat 9560: la falta de gestión puede derivar en el declive de los usos tradicionales que mantenían el equilibrio del ecosistema, aumentando el riesgo de incendios o la invasión por otras especies más competitivas. A la vez, una sobreexplotación sin directrices sostenibles tampoco sería viable dada la fragilidad y lentitud de regeneración de esta especie. Reconocer estos desafíos es crucial para abordarlos con un enfoque integral que incluya mejoras en los accesos, incentivos a la formación y relevo generacional, diversificación de productos del sabinar, simplificación burocrática, planes de gestión adaptados al clima y coordinación entre sectores. Tal estrategia permitiría garantizar la persistencia y la multifuncionalidad de las sabinas de Soria, asegurando la conservación de su gran valor ecológico y cultural, al tiempo que se potencia su capacidad para contribuir al desarrollo socioeconómico de las zonas rurales.

5.5.2. Tendencias actuales

El análisis temporal del NDVI evidencia una tendencia positiva y sostenida (ver Figura 29), tanto en la mediana como en los valores mínimos y máximos, de los valores desde 2001 hasta finales de 2024, lo que indica un incremento gradual en la cobertura del dosel de los sabinares de Soria.

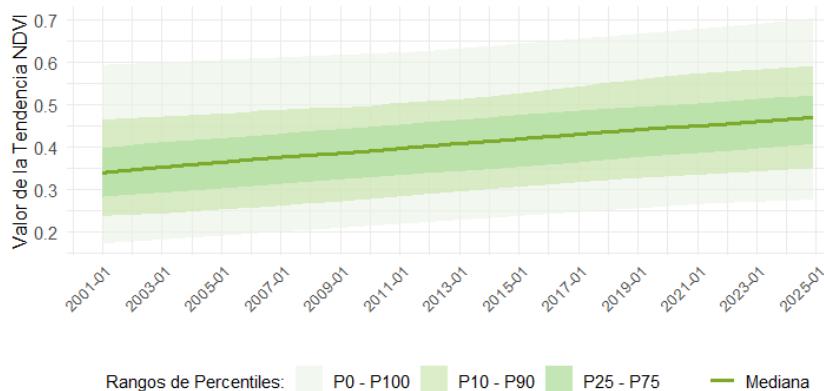


Figura 29. Evolución de la tendencia del NDVI de los sabinares de Soria.

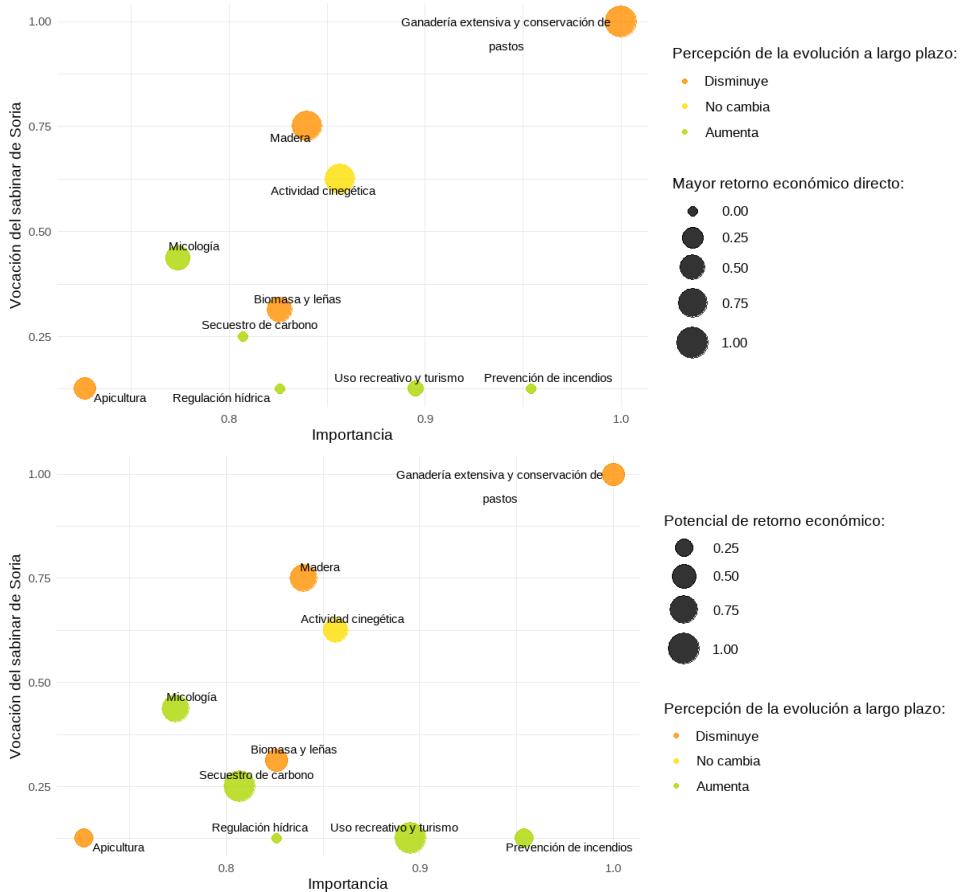
A lo largo de las entrevistas realizadas se ha podido constatar que la evolución de los diversos servicios ecosistémicos ligados a este ecosistema presenta tendencias dispares, con algunos usos en declive y otros con perspectivas de crecimiento.

Por un lado, la ganadería extensiva y el pastoreo representan uno de los pilares económicos y culturales más tradicionales, estos sabinares se caracterizan por suelos calizos pobres y un clima continental extremo, lo que históricamente ha favorecido una marcada aptitud pastoril por encima de otros aprovechamientos más intensivos. La carga de ganado es actualmente muy baja en comparación con su potencial, pero el uso pastoril sigue aportando producción de carne de calidad al tiempo que ejerce un papel fundamental en la gestión del combustible vegetal, y por tanto, la prevención de incendios, y en la preservación de una estructura de bosque abierto. No obstante, se ha detectado una tendencia mayoritariamente negativa debida a la falta de relevo generacional, la despoblación rural, la escasa valoración social del sector y las duras condiciones de trabajo. Esta situación propicia el abandono de la actividad, afectando a la composición del sabinar y fomentando la acumulación de biomasa, que a su vez incrementa el riesgo de incendios.

De manera similar, el aprovechamiento de biomasa y leñas se encuentra en retroceso. Aunque ambas siguen siendo relevantes en el medio rural, el abandono rural y la escasez de mano de obra dispuesta a realizar labores duras y poco rentables han reducido su importancia. La madera de sabina, si bien cuenta con un alto valor económico unitario por su durabilidad y aroma, sigue topándose con barreras como la falta de mercado estable debido, entre otros, a su lento

76

crecimiento, y la dificultad de llevar a cabo una gestión forestal activa. Así, aunque en las entrevistas algunos actores coinciden en el potencial de crecimiento de este recurso, actualmente no logra consolidarse como un pilar económico continuo.



77

Figura 30. Resumen integrado de la importancia, vocación, retorno económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 9560 (bosques endémicos de *Juniperus* spp.) en la provincia de Soria.

Paralelamente, existen servicios ecosistémicos que muestran una evolución positiva o un mayor reconocimiento. En primer lugar, destacan la regulación hídrica y la captura de carbono, que adquieren relevancia en el contexto de la conservación y la lucha contra el cambio climático. Aunque su retorno económico inmediato sea escaso, el creciente interés por los pagos por servicios ambientales puede abrir nuevas vías de financiación a medio y largo plazo (ver Figura 30). Además, el turismo de naturaleza y la micología emergen como usos prometedores, impulsados por un creciente interés de la población en actividades al aire libre y por la fama

micoturística de la provincia. En muchos casos, se ha comprobado que la organización de rutas guiadas y la regulación adecuada de la recolección de setas generan oportunidades de empleo y enriquecen la oferta turística sin comprometer la integridad del bosque. Asimismo, la actividad cinegética muestra una estabilidad general, según señalan los entrevistados, quienes destacan que son los mismos propietarios de las fincas los que suelen aprovechar directamente los cotos de caza. Esto ha permitido que la actividad se mantenga estable, con un notable incremento en la caza mayor, aunque con cierta disminución en la caza menor, al igual que ocurre con Castilla-La Mancha.

Por otra parte, la prevención de incendios genera visiones contrapuestas. En las zonas accesibles, el incremento de la financiación se traduce en intervenciones silvícolas (desbroces y aclarados) que sustituyen en parte al pastoreo como medida de control de la biomasa. Sin embargo, en áreas remotas o con menor presencia humana, la desaparición de la ganadería y la explotación leñosa favorece la acumulación de matorral y eleva el riesgo de incendios forestales, sin embargo, la percepción general de los entrevistados es que este servicio ecosistémico incrementa a largo plazo. Este contraste refleja la importancia de articular soluciones específicas según la accesibilidad y las características de cada zona del sabinar.

En definitiva, los usos tradicionales de baja intensidad (ganadería, madera selectiva, caza, recolección de leñas y setas) siguen siendo los de mayor arraigo cultural, pero afrontan importantes desafíos estructurales vinculados a la despoblación y a la falta de relevo generacional. Al mismo tiempo, los servicios ligados a la conservación, el turismo y el cambio climático están cobrando mayor protagonismo, ofreciendo oportunidades de diversificación económica que se ajustan a la naturaleza pausada y resiliente del sabinar. No obstante, esta resiliencia frente a condiciones extremas comienza a mostrar indicios de vulnerabilidad en algunas áreas.

Algunos stakeholders han observado episodios inusuales de reducción en la masa foliar en determinadas áreas. Tras la realización de análisis por parte de los entrevistados, no se han detectado patógenos que expliquen este fenómeno, lo que ha llevado a plantear la hipótesis de que podría estar relacionado con eventos de sequía recientes, como la del 2022. Esta afirmación coincide con las tendencias negativas del índice de vegetación (NDVI) a partir de 2020, tal como se muestra en la Figura 16. Esta situación pone de relieve la necesidad de profundizar en investigaciones que permitan aclarar las causas de dichas variaciones foliares y, sobre todo, optimizar las estrategias de gestión del hábitat para garantizar el equilibrio entre desarrollo local y conservación.

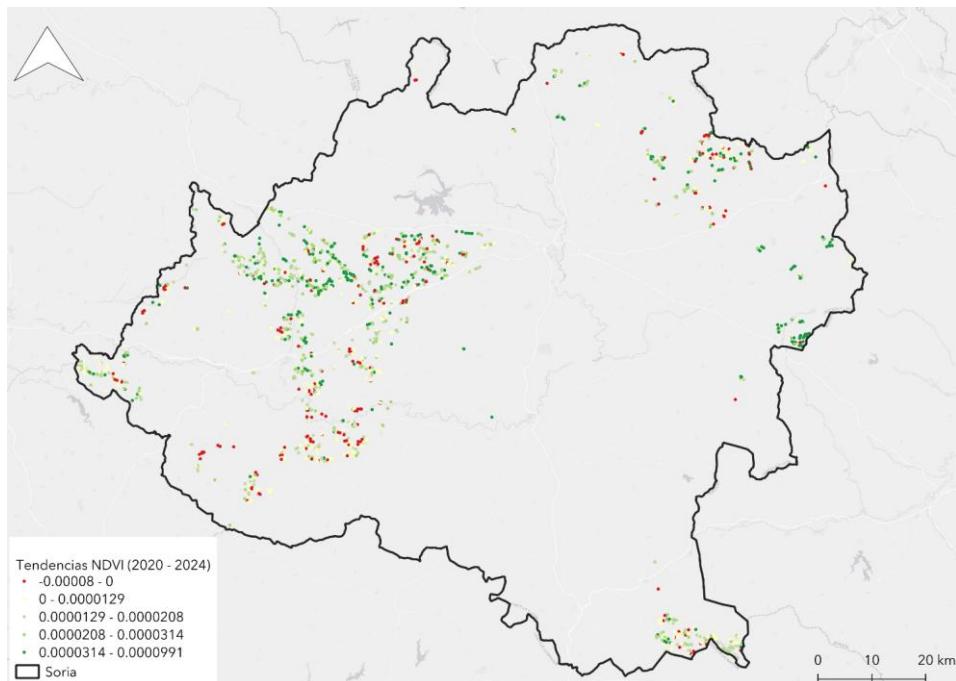


Figura 31. Tendencias del NDVI desde 2020 hasta el 2024 en el hábitat 9540 (bosques endémicos de *Juniperus* spp.) en la provincia de Soria.

79

5.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos

En el presente informe, se seleccionó para evaluar la resiliencia el periodo seco de 2022 como el evento más reciente que cuenta con un periodo húmedo posterior de recuperación (véase Figura 32).

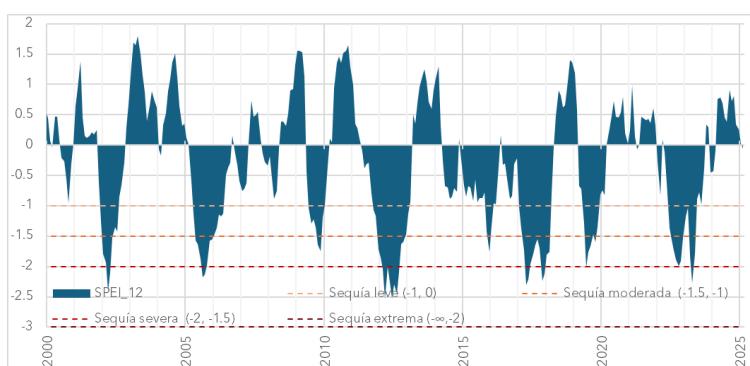


Figura 32. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en Soria (Beguería, 2022).

Al examinar la Figura 33, se observa que no existen diferencias significativas en la resiliencia según los factores topográficos de elevación (Figura 33a), orientación (Figura 33c) y pendiente (Figura 33e). Sin embargo, sí se aprecian diferencias significativas en la resistencia vinculadas a la elevación: a mayor altitud, mayor fue la resistencia durante la sequía severa ocurrida en 2022-2023. Ello podría deberse al incremento de la precipitación a elevaciones más altas, tal y como se explica en el apartado 5.2 (Climatología), lo que reduciría el impacto de la sequía en esas zonas.

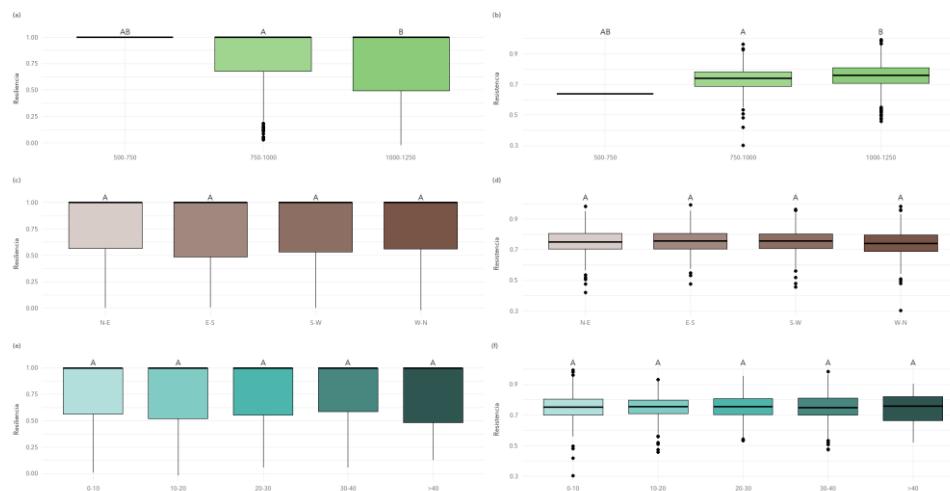


Figura 33. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de los bosques endémicos de *Juniperus* spp. (Hábitat 9560, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Soria durante el periodo 2022-2023, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p -valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p -valor ≤ 0.05).

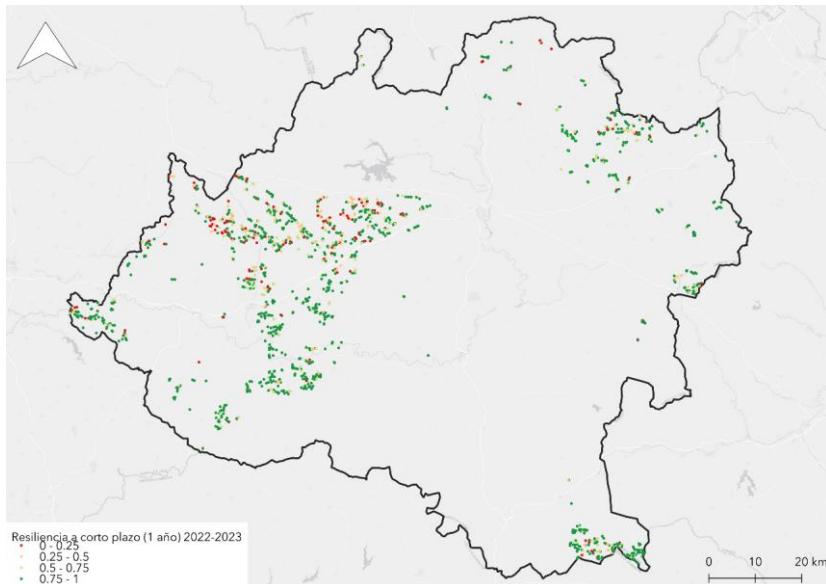


Figura 34. Resiliencia de los bosques endémicos de *Juniperus* spp. (Hábitat 9560, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2022-2023.

81

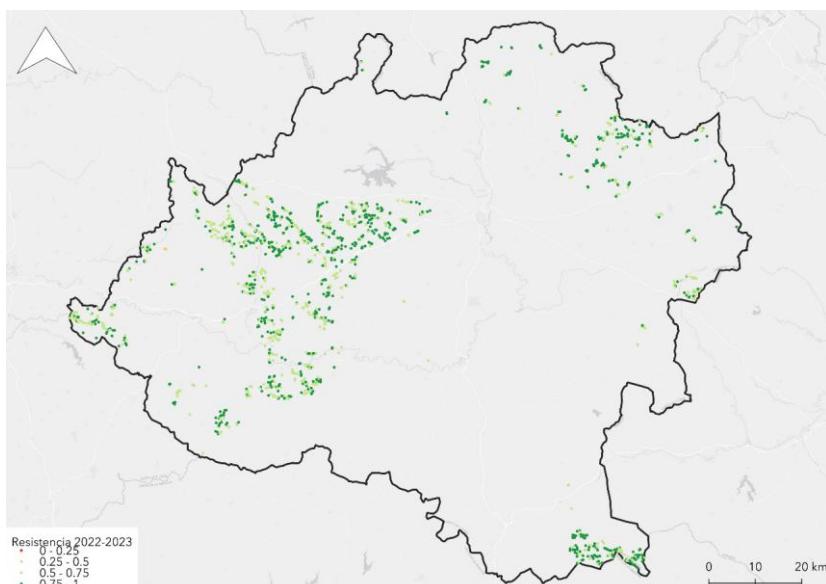


Figura 35. Resistencia de los bosques endémicos de *Juniperus* spp. (Hábitat 9560, Anexo I de la Directiva Hábitats) en Castilla-La Mancha durante el periodo 2022-2023.

5.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia

De forma análoga al estudio de los factores topográficos, para la sequía de los años 2022 y 2023 se llevó a cabo un análisis de parcelas gestionadas mediante pastoreo. Tras identificar los cambios más relevantes asociados a cada tratamiento de gestión forestal, se calculó la resiliencia un año después de que el NDVI alcanzara su valor mínimo como consecuencia de la perturbación.

Los rodales bajo régimen de pastoreo continuo mostraron, en promedio, una recuperación y resistencia superiores a los rodales sin pastoreo. La explicación más plausible radica en que, mediante un manejo ganadero adecuado y la aplicación de cargas ganaderas equilibradas, el ganado contribuye a reducir la competencia por recursos (agua, luz y nutrientes) al controlar la vegetación acompañante. Al mismo tiempo, mejora la fertilidad del suelo y mantiene una estructura del sabinar más abierta y ventilada.

La mayor capacidad de recuperación observada en los rodales con pastoreo continuo pone de manifiesto los beneficios de mantener prácticas tradicionales que, por un lado, resultan económicamente atractivas (producción de carne de calidad y aprovechamiento del recurso forrajero) y, por otro, constituyen una medida preventiva frente a riesgos como los incendios y la competencia excesiva entre árboles. En el actual contexto de despoblación rural y falta de relevo generacional, existe el riesgo de perder esta valiosa herramienta de gestión natural.

82

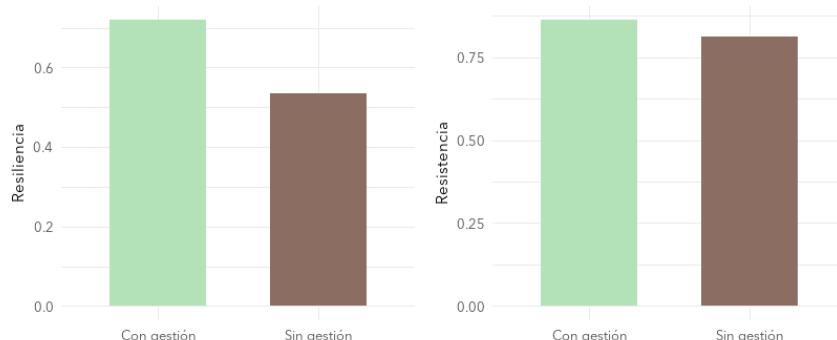


Figura 36. Comparación de la resiliencia y resistencia entre rodales pareados con y sin pastoreo en sabinares de Soria para la sequía del 2022/2023.

En consecuencia, cualquier plan de conservación o puesta en valor de los sabinares debería considerar acciones dirigidas a fomentar el pastoreo extensivo y brindar apoyo a los ganaderos, por medio de incentivos, asesoramiento y mejora de infraestructuras de acceso, entre otras medidas.

5.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos

Los sabinares de Soria poseen un importante potencial económico aún por desarrollar, especialmente en aquellos servicios ecosistémicos que actualmente están subvalorados económico. Aunque tradicionalmente los servicios de aprovisionamiento, como la madera, la biomasa, la leña, la ganadería extensiva y la apicultura, fueron (y lo siguen siendo) la base económica principal de los sabinares (ver Figura 30), su rentabilidad actual es baja y su tendencia a largo plazo negativa debido principalmente al abandono de las fincas debido a la falta de relevo generacional.

Los servicios culturales y recreativos tienen igualmente un considerable potencial económico (ver Figura 30). El turismo vinculado al paisaje único del sabinar, la observación de aves y fauna silvestre, la micología y el turismo de naturaleza representan oportunidades reales para diversificar los ingresos rurales. La creación de iniciativas locales como rutas interpretativas, alojamiento rural temático, visitas guiadas o eventos culturales podría atraer visitantes y generar empleo local estable.

Por otro lado, los servicios de regulación ambiental (ver Figura 30), aunque actualmente no proporcionan ingresos directos, poseen un gran potencial para ser monetizados mediante pagos por servicios ecosistémicos (PSE). Por ejemplo, el almacenamiento de carbono por parte de los sabinares podría integrarse en mercados voluntarios de carbono o esquemas públicos de compensación. Asimismo, la contribución a la regulación hídrica podría ser remunerada mediante convenios con administraciones responsables del agua, generando ingresos para quienes conservan activamente estos bosques.

Finalmente, es clave fomentar una gestión integral que permita combinar distintos servicios ecosistémicos bajo un modelo de aprovechamiento múltiple. La certificación ambiental de productos del sabinar, la diferenciación comercial de productos locales y el desarrollo de esquemas de pagos por conservación ambiental son estrategias prometedoras para mejorar la rentabilidad económica de estos ecosistemas, asegurando a su vez su conservación ecológica y cultural en el largo plazo.

6. Alentejo (NUTS II)

6.1. Localización, delimitación y contexto administrativo

El Alentejo es una extensa región situada en el centro-sur y sur de Portugal, que abarca aproximadamente 27.292 km² y representa alrededor del 29,6 % del territorio nacional, lo que la convierte en la mayor región del país en extensión. Administrativamente, se estructura en cuatro subregiones (NUTS III) que, en buena medida, se corresponden con los límites de antiguos distritos y áreas funcionales. Así, el Alto Alentejo, correspondiente principalmente al distrito de Portalegre, se caracteriza por ser una zona de transición hacia la Beira Baixa y la sierra de São Mamede; el Alentejo Central, ubicado en el distrito de Évora, donde Évora, reconocida como Ciudad Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO, ejerce como capital histórica y administrativa; el Baixo Alentejo, que coincide esencialmente con el distrito de Beja y se distingue por sus extensas llanuras y un clima más seco; y el Alentejo Litoral, que agrupa los municipios de Alcácer do Sal, Grândola, Santiago do Cacém, Sines y Odemira, situados a lo largo de la costa atlántica. Según datos del Instituto Nacional de Estadística de Portugal (INE, 2021-2022), la región alberga cerca de 790.849 habitantes, lo que equivale a aproximadamente el 7,5 % de la población nacional de Portugal, y presenta una baja densidad poblacional de alrededor de 18,7 habitantes por km², reflejo de su tradicional vocación agraria y del fenómeno de despoblamiento en las áreas rurales. En cuanto a sus límites, el Alentejo colinda al norte con Beira Baixa y parte del Ribatejo, siguiendo en algunos tramos el curso del río Tajo; al este, limita con España, en concreto con las regiones de Extremadura y Andalucía, delimitadas en parte por el río Guadiana; al sur, se encuentra con la región del Algarve; y al oeste, se extiende hasta el océano Atlántico, comprendiendo la franja costera del Alentejo Litoral y limitando parcialmente con la antigua provincia de Extremadura.



84

Figura 37. Localización de Alentejo en el espacio SUDOE.

6.2. Climatología

La región del Alentejo, localizada en el centro-sur de Portugal y caracterizada por una extensa planicie con altitudes generalmente bajas a moderadas, presenta un clima de tipo mediterráneo con marcada influencia continental (Batista et al., 2020). Este clima se traduce en veranos calurosos y secos –en los que se alcanzan temperaturas máximas relativamente altas– e inviernos suaves,

aunque suficientemente fríos para provocar heladas ocasionales, sobre todo en las zonas interiores más alejadas de la costa.

A escala anual, las precipitaciones se distribuyen de forma irregular y muestran una clara disminución hacia el interior. Mientras que en las franjas más próximas a la costa (Alentejo Litoral) pueden registrarse valores por encima de los 600 mm anuales, en el sector oriental y meridional – con mayor continentalidad– las medias rondan o incluso descienden por debajo de los 450 mm/año (Batista et al., 2020). Además, la intensa radiación solar y las prolongadas horas de insolación durante el verano contribuyen a un estrés hídrico notable, lo que se ve agravado por episodios de sequía cada vez más frecuentes según los estudios de proyección climática.

En cuanto a las temperaturas, el Alentejo registra valores medios anuales que pueden oscilar entre 15 y 17 °C, dependiendo de la cercanía al océano Atlántico, la altitud y la topografía local. Durante el verano, las máximas suelen superar con facilidad los 30 °C, y en episodios de ola de calor pueden acercarse o rebasar los 40 °C en áreas interiores poco ventiladas. Por el contrario, los inviernos, aunque relativamente suaves cerca de la costa, pueden incluir noches con mínimas por debajo de los 0 °C en zonas del interior y valles encajados, favoreciendo heladas puntuales (Batista et al., 2020).

La irregularidad pluviométrica se plasma en episodios de precipitaciones intensas, especialmente entre otoño e invierno, seguidos de períodos secos prolongados. Estos eventos torrenciales, de carácter más tormentoso, pueden aumentar el riesgo de inundaciones en el fondo de los valles y las depresiones, en tanto que los meses estivales prolongan el déficit hídrico y la vulnerabilidad ante los incendios rurales (Batista et al., 2020). Por otro lado, en enclaves de mayor altitud o en sierras como Monfurado, Ossa y São Mamede, se registra un ligero incremento de los totales anuales de lluvia, debido a un efecto orográfico que potencia la condensación de la humedad atlántica.

Durante las últimas décadas, la región ha experimentado un aumento progresivo de las temperaturas, con inviernos cada vez más templados y un incremento de los días de calor extremo. Diversos estudios (Alentejo 2023; Melo et al., 2022) apuntan a que esta tendencia responde tanto al calentamiento global como a la propia dinámica de circulación atmosférica ibérica, que en verano canaliza flujos de aire seco y cálido desde el interior peninsular hacia buena parte del Alentejo.

En un escenario futuro marcado por el cambio climático, se prevé un incremento adicional de las temperaturas medias, así como una potencial disminución de la precipitación media anual y un aumento en la frecuencia de períodos de sequía (Batista et al., 2020). Esto podría traducirse en un mayor estrés hídrico estival, un desplazamiento de las condiciones favorables a ciertos cultivos tradicionales, una mayor propensión a incendios en bosques y montes, y un incremento de los fenómenos extremos (olas de calor, lluvias torrenciales). Por consiguiente, la adaptación y la resiliencia del territorio, con medidas que optimicen la gestión del agua, la prevención de riesgos

85

y la planificación forestal, se erigen en factores decisivos para afrontar con éxito las próximas décadas en el Alentejo.

6.3. Geología, geomorfología, fisiografía y suelo

El Alentejo se ubica en el centro-sur y sur de Portugal y se distingue por una extensa diversidad geomorfológica, resultado de una compleja historia tectónica y sedimentaria que se refleja en una variedad de unidades de relieve. En el ámbito de las áreas elevadas se destacan los planaltos y sierras que configuran la región. Así, el Planalto de Nisa presenta un dominio granítico con formas suaves y una incisión fluvial reducida, mientras que la Serra de São Mamede, situada en el límite norte del Alentejo, se impone como una unidad elevada de relieve complejo, caracterizada por cristas quartzíticas ordovícicas orientadas NW-SE que delinean patamares formados en granitos y xistos (Pereira et al., 2014). De forma similar, el Planalto de Estremoz, constituido por un substrato esencialmente metasedimentar, se alinea siguiendo un eje NW-SE y exhibe relevos residuales que evidencian procesos de rejuvenecimiento tectónico. El Planalto de Évora y el Planalto de Beja, por su parte, se distinguen por su baja disección -si bien el valle encajado del Guadiana en el sector central de Beja impone cierta disecación-; mientras que el Planalto de Castro Verde se caracteriza por un relieve suave, marcado por estructuras orientadas NNW-SSE propias de la región. En cuanto a las áreas de mayor relieve, las Sierras de Grândola-Caldeirão y la Serra de Monchique exhiben una acentuada rugosidad, producto de la acción de procesos tectónicos y de la presencia de materiales metamórficos y subvulcánicos (Pereira et al., 2014).

86

Las superficies sedimentarias constituyen otro componente esencial del paisaje alentejano. La Planicie Alta del Alentejo se define por sedimentos arenosos pliocénicos intensamente recortados por pequeños cursos de agua, mientras que la Planicie Baixa del Tejo está formada por depósitos aluviales y terrazas sedimentarias de baja altitud, asociados al río Tejo. La Bacia de Alvalade, por su parte, se caracteriza por sedimentos neógenos que conforman una superficie de relieve suave, reflejando un prolongado proceso de enchimento (Pais et al., 2012; Pais et al., 2013). Finalmente, la Costa Alentejana e Vicentina se distingue por una plataforma costera que, influida en su sector septentrional por el estuario del río Sado y limitada por la arriba fósil de la Serra de Grândola, se estrecha progresivamente hacia el sur, marcando la transición hacia el océano Atlántico (Antunes & Mein, 1989).

Este entramado geológico y geomorfológico condiciona de manera decisiva la edafología de la región, donde predomina una diversidad de suelos clasificados según la metodología FAO/IUSS. En el Alentejo se encuentran, por ejemplo, los Luvisoles, que desarrollan horizontes arcillosos y proporcionan suelos relativamente fértiles en buena parte del territorio; los Leptosoles, característicos de las áreas montañosas y de aquellos sectores donde la erosión ha dejado expuesta la roca madre; y los Cambisoles, presentes en zonas de transición con un desarrollo incipiente que permite cierto enriquecimiento orgánico.

La interacción entre la diversidad de materiales, la estructura del relieve y el clima –caracterizado por un régimen de lluvias escasas y estacionales–, así como la gestión del territorio, condiciona no solo la formación y evolución de los suelos, sino también la dinámica de los procesos erosivos y, en consecuencia, la resiliencia de las formaciones arboladas alentejanas.

6.4. Vegetación

La vegetación del Alentejo, al igual que otros rasgos de su medio natural, se halla fuertemente condicionada por la combinación de factores climáticos (intensa sequía estival y moderada influencia atlántica), geológicos (diversidad de sustratos) y la prolongada intervención humana. De acuerdo con la mayoría de los estudios fitoecológicos, la vegetación potencial natural (VNP) del Alentejo está formada esencialmente por comunidades forestales, si bien en la actualidad se mantiene de manera residual debido, entre otras causas, a la transformación antrópica de los bosques.

Según Capelo y Vila-Viçosa (2021), la mayor parte de la VNP corresponde a bosques de alcornoque (*Quercus suber*) y de encina (*Quercus rotundifolia*), que en ocasiones se combinan con *Quercus* caducifolios como los de *Quercus faginea* o *Quercus marianna*. La distribución de unos u otros depende, en gran medida, de la disponibilidad hídrica y la naturaleza de los suelos, de modo que el alcornoque se asocia preferentemente a zonas subhúmedas y suelos derivados de silicatos, mientras que la encina domina en ombrotípicos secos y, en ocasiones, en sustratos basófilos o en ambientes semiáridos. Con todo, existen excepciones locales en que ambos taxones se pueden entremezclar, reflejando microclimas o gradientes edáficos singulares.

La transformación histórica de estos bosques ha dado lugar a las dehesas o *montados*, formaciones seminaturales de gran importancia en el paisaje alentejano. Los *montados* combinan un estrato arbóreo de alcornoque o encina (o incluso *Quercus* de tipo marcescente) con usos agro-silvo-pastoriles, como cultivos en rotación o pastizales. Se trata de sistemas en los que la cobertura arbórea no se corresponde de forma estricta con un bosque clímax, sino más bien con un mosaico de estadios de sucesión vegetal vinculados al uso humano (Capelo y Vila-Viçosa, 2021).

Algunos de los rasgos característicos de estas dehesas son:

- La densidad variable de árboles, que oscila desde copas relativamente cerradas hasta espesuras muy bajas, dependiendo del régimen de manejo o de la historia de roturaciones.
- La presencia o ausencia de un sotobosque más o menos desarrollado, sustituido a menudo por pastizales –naturales o mejorados–, cultivos intercalados o matorrales aclarados mediante podas y desbroces periódicos.
- La escasa regeneración natural de los alcornoques y encinas, consecuencia de la presión agrícola y ganadera, que dificulta la germinación y el crecimiento de las plántulas.

Pese a las transformaciones sufridas, las dehesas conservan determinados valores ecológicos y culturales de gran relevancia, siendo uno de los emblemas del Baixo Alentejo y otras subregiones

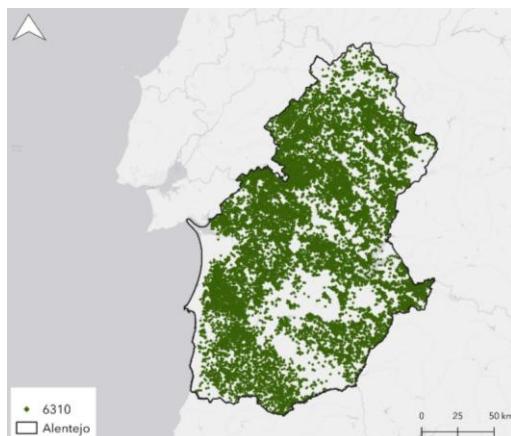
87

alentejanas, si bien afrontan diversos desafíos de sostenibilidad (sobreexplotación de la corteza, empobrecimiento de suelos, falta de regeneración, plagas y enfermedades como la causada por *Phytophthora cinnamomi*, etc.). Tal y como exponen Capelo y Vila-Viçosa (2021), las dinámicas actuales de los montados y su persistencia en el tiempo dependen de la adopción de prácticas de gestión activa que compatibilicen la producción agroforestal y la conservación de estos sistemas seminaturales.

6.5. Evolución y cambios en la resiliencia

Para evaluar la resiliencia en Alentejo, se seleccionaron las dehesas de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) como formación de referencia. Esta elección obedece a su elevada extensión e importancia socioeconómica en el territorio, así como a los problemas que se enfrenta.

La delimitación de su distribución se llevó a cabo a partir del Inventário Florestal Nacional 6 (IFN6). El IFN6 se basó en un proceso multitemporal de análisis de los cambios en el uso/ocupación del suelo (para los años de referencia 1995, 2005, 2010 y 2015), a partir de 360.000 puntos de análisis y recopilaciones sobre el terreno de datos de vegetación en unos 12.000 puntos, repartidos por todo el territorio continental de Portugal. Con esta distribución cartográfica, se diseñó un muestreo sistemático de puntos sobre una cuadrícula de 500 m x 500 m, lo que resultó en un total de 15.765 puntos de muestreo (véase Figura 36).



88

Figura 38. Distribución de 15.756 puntos de muestreo en dehesas de *Quercus* spp. en Alentejo.

Adicionalmente, se estableció una submuestra de parcelas con datos de gestión forestal siguiendo un diseño de parcelas pareadas (una gestionada y otra sin intervenciones). En total, se seleccionaron 20 parcelas (10 pares) de dehesa, donde se aplicaron intervenciones diversas al suelo, 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.

La metodología empleada para la evaluación de la resiliencia se detalla en el apartado 2. Metodología de este documento. Además, través de estas entrevistas, se identificaron desafíos y amenazas que afectan a la gestión y al cumplimiento de objetivos (entre otros, la provisión de

servicios ecosistémicos) del hábitat 6310 en Alentejo, así como oportunidades para el desarrollo económico dentro del sector.

Tabla 5. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 6310 (Dehesas perennifolias de *Quercus* spp.) en Alentejo.

Sector	Tipo	Nº entrevistados
Academia	Universidades del territorio	3
	Centros i+D+i	2
Ciudadanos	Asociaciones de productores	5
	Federaciones, uniones de asociaciones	1
	ONGs ambientales y de desarrollo	6
Gobierno	Institutos Públicos	5
	Poder Local	3
Industria	Agropecuaria/Ganadero/Agricultor	3
	Servicios ambientales	2
Total		31

6.5.1. Contexto y definición de la problemática

El *montado* portugués constituye un elemento central en el paisaje tradicional del Alentejo, presentándose como un sistema agro-silvo-pastoril con una estructura de tipo sabana, compuesto principalmente por alcornoques y encinas (Pinto-Correia et al., 2011). Su valor reside en la diversificación productiva –rotaciones de cereales, pastoreo extensivo, apicultura y recolección de setas–, así como en la provisión de servicios ecosistémicos que incluyen la conservación del suelo, la regulación hidrológica y la diversidad biológica (Ribeiro et al., 2003, 2006).

Sin embargo, en las últimas décadas se ha observado un declive progresivo de este sistema, impulsado por factores climáticos, socioeconómicos y de gestión, entre los cuales destacan la sobreexplotación de los recursos forestales, la falta de regeneración eficaz del arbolado y la proliferación de enfermedades causadas por *Phytophthora cinnamomi* (Carvalho, 1870; Brasier, 1996; Camilo-Alves et al., 2013). La degradación del suelo es uno de los procesos más preocupantes en áreas áridas y semiáridas, donde la escasez de agua y la gestión inadecuada –incluyendo el sobrepastoreo, el laboreo y la intensificación agrícola– favorecen la compactación, la disminución de la porosidad y el aumento de la escorrentía superficial, lo que incrementa las tasas de erosión (Nasir Ahmad et al., 2020; Centeri, 2022; Chaplot y Mutema, 2022).

Este fenómeno se ve reforzado por políticas agrarias que, históricamente, han incentivado la intensificación productiva sin considerar adecuadamente la necesidad de preservar la estructura y la fertilidad del suelo (Pinto-Correia & Primdahl, 2009; Pinto-Correia et al., 2014). En particular, diversos mecanismos de la Política Agrícola Común (PAC) han desincentivado la presencia de matorrales y arbolado denso en los pastos del *montado*, bajo la premisa de que los árboles y arbustos restan carácter agrícola a la superficie. Este paradigma ha tenido un efecto significativo en la evolución del paisaje del Alentejo.

89

- **Coeficiente de Admisibilidad de Pastos (CAP).** Se aplica un porcentaje de reducción en la superficie subvencionable de una parcela en función de la cobertura de árboles o matorral. En la práctica, cuanto mayor sea la vegetación leñosa, menor será la superficie con derecho a ayuda.
- **Límites de densidad arbórea.** Antes de reformas recientes, la normativa establecía umbrales máximos de árboles por hectárea para que un pastizal fuese considerado terreno agrícola; si se superaba este valor, la parcela podía ser reclasificada como de uso "forestal" y, en consecuencia, perder totalmente la elegibilidad para recibir apoyos.
- **Valor forrajero no reconocido del matorral.** Las normas tradicionales de la PAC solo reconocían el pasto herbáceo, ignorando que en los sistemas mediterráneos la dieta del ganado (especialmente las cabras) incluye hojas, bellotas y brotes de arbustos.

Como consecuencia, estos criterios equiparaban los matorrales y el arbolado denso con "superficies no agrícolas", reduciendo o anulando los pagos en esas áreas. Paradójicamente, incluso llegaron a conceder pagos completos a pastizales convertidos en forestales sin ganado, penalizando, en cambio, a los *montados* activos con árboles. A pesar de que la definición de "pastos permanentes" en la PAC de 2015 incluía teóricamente los pastizales arbustivos y arbolados, muchas administraciones siguieron sobreinterpretando las imágenes de satélite, forzando la eliminación de la vegetación leñosa para no perder subsidios.

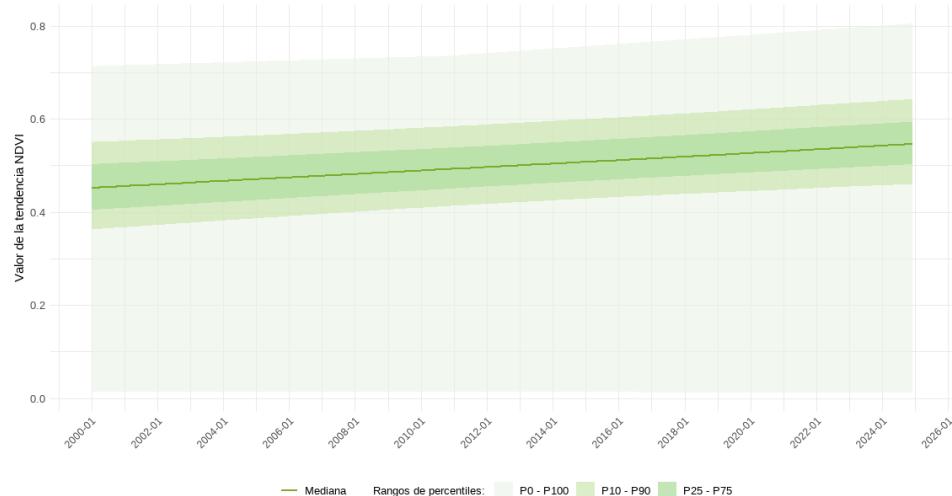
Estas reglas han tenido importantes consecuencias en la estructura y funcionalidad del *montado*, influyendo en decisiones de gestión que llevan a la eliminación excesiva de matorrales y árboles jóvenes, y el laboreo excesivo, lo que perjudica la regeneración y la biodiversidad e incrementa la erosión. Cabe destacar que algunas reformas recientes (Reglamento Ómnibus de 2017, eliminación de umbrales fijos de densidad arbórea a partir de 2018) han tratado de corregir estos problemas, aunque en la práctica muchos sistemas siguen recibiendo menos apoyo del deseable debido a criterios nacionales conservadores.

En este contexto, la pérdida de suelo resulta especialmente crítica para especies como el alcornoque (*Quercus suber*) y la encina (*Quercus ilex*), que basan gran parte de su estrategia de adaptación en un sistema radicular capaz de explorar horizontes profundos en busca de reservas hídricas subterráneas. Aunque esta característica morfológica le confiere cierta tolerancia a la sequía, la progresiva erosión y compactación del suelo –agravadas en muchos casos por prácticas de intensificación favorecidas por la PAC– pueden limitar la penetración de las raíces, reduciendo la capacidad de obtener agua en períodos de estrés hídrico (Cubera & Moreno, 2007; Costa et al., 2010). En estas condiciones, la resiliencia de estas formaciones arbóreas a la sequía se ve comprometida, ya que no pueden implementar plenamente su estrategia de aprovechamiento de recursos en suelos empobrecidos o cada vez más superficiales. El abandono rural y la falta de coherencia en la aplicación de medidas de conservación perpetúan aún más las prácticas insostenibles o la ausencia de una gestión adecuada (Acácio et al., 2010; Roxo & Calvo-Cases, 2019).

90

6.5.2. Tendencias actuales

El montado del Alentejo se encuentra en un momento crítico que afecta tanto a su funcionalidad ecológica como a su viabilidad económica. El análisis de las series temporales de NDVI (2000-2024) en masas de *Quercus spp.* muestra una tendencia general al aumento, lo que podría estar asociado a la expansión o mantenimiento de la cobertura arbórea y arbustiva en determinadas áreas, así como a cambios en el uso del suelo que liberan parcelas anteriormente dedicadas a cultivos anuales. Sin embargo, considerando un período temporal más reciente –desde 2020–, aproximadamente el 50% de las parcelas presentan una tendencia negativa, lo que evidencia la existencia de áreas con problemas de degradación o con una menor capacidad de recuperación, especialmente en regiones como el Bajo Alentejo (Figura 38).



91

Figura 39. Evolución de la tendencia del NDVI en las dehesas de *Quercus spp.* do Alentejo.

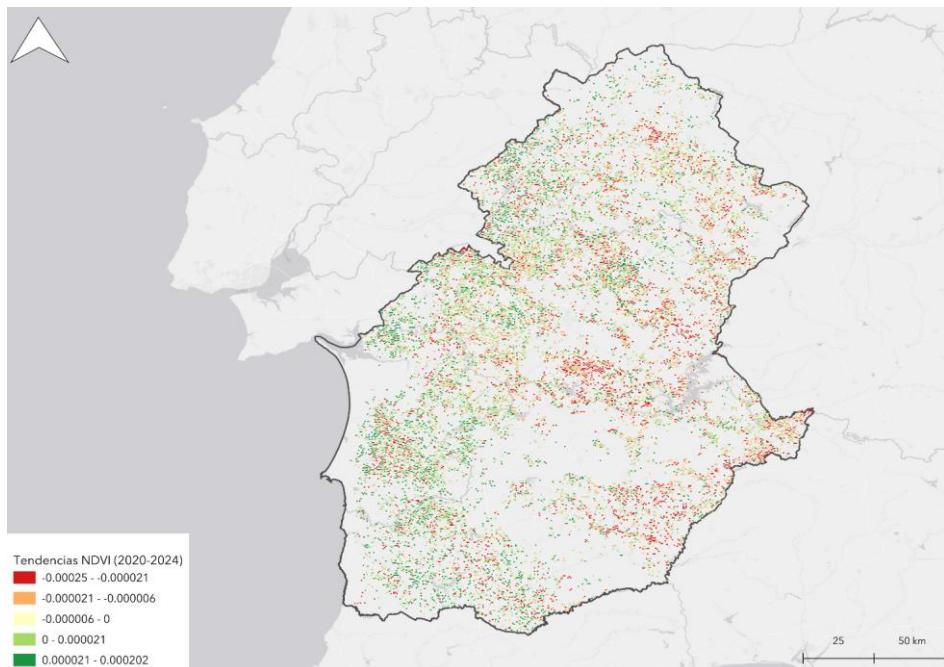


Figura 40. Tendencias del NDVI en las dehesas de Alentejo(2020-2024)

92

Entre los factores que amenazan la futura provisión de servicios ecosistémicos, diversas fuentes documentales y testimonios de actores locales señalan la pérdida de rentabilidad y la insuficiente renovación generacional (Universidad de Sevilla, 2019). El estancamiento o la caída del precio del corcho, junto con la competencia de materiales sustitutivos, ha debilitado los ingresos tradicionales, mientras que los costos de los insumos (piensos, combustible, mano de obra) continúan aumentando. Como consecuencia, muchos jóvenes emigran a la ciudad, lo que provoca el envejecimiento de los propietarios y la consecuente reducción en la transmisión de conocimientos. Este escenario da lugar a dos respuestas opuestas en el territorio: por un lado, la intensificación productiva y, por otro, el abandono de las explotaciones.

En el marco de la intensificación, se han documentado aumentos en la carga ganadera y la transición hacia monocultivos o ganadería especializada, sacrificando la diversidad productiva de las dehesas. Estas prácticas, aunque generan ingresos inmediatos, provocan efectos ecológicos negativos: el sobrepastoreo y la mecanización excesiva compactan el suelo e impiden la regeneración de encinas y alcornoques (Universidad de Sevilla, 2019). Además, aumentan la vulnerabilidad a plagas y enfermedades –entre ellas, la seca (declive súbito de *Quercus*), favorecida por suelos degradados y estrés hídrico–, cuyo avance preocupa tanto a especialistas como a ganaderos.

Por otro lado, el cambio climático –con períodos de sequía cada vez más intensos– representan un desafío transversal: limitan la disponibilidad de pasto y bellotas, aumentan la mortalidad de los árboles y favorecen la propagación de enfermedades. Aunque el *montado* ha demostrado históricamente cierta capacidad de resistencia a las condiciones adversas del Mediterráneo, el cambio climático exige ajustes en las prácticas de manejo, desde la restauración y protección de los árboles jóvenes hasta la gestión hídrica del suelo y la adaptación de las cargas ganaderas en función de la disponibilidad de forraje.

Como consecuencia, las entrevistas realizadas en el marco del proyecto a 30 participantes (gobierno, industria, academia y sociedad civil) confirman la necesidad de medidas integrales. Por un lado, se reivindica la adopción de prácticas de conservación (rotaciones, cobertura vegetal, manejo adecuado del ganado, fertilización orgánica) que refuerzen la resiliencia ecológica. Por otro lado, se destaca la necesidad de revisar las políticas públicas para incentivar la sostenibilidad y la regeneración del sistema, en lugar de fomentar una intensificación indiscriminada. El despoblamiento rural, la falta de apoyos específicos para el *montado* y la escasa valorización de sus servicios ecosistémicos son obstáculos adicionales. Si este escenario no se revierte, el abandono y la pérdida de biodiversidad seguirán avanzando, reflejando las tendencias negativas en el NDVI detectadas en un número significativo de parcelas, así como las tendencias negativas percibidas por las entrevistas en la mayor parte de sus servicios ecosistémicos (Figura 39 y Figura 40).



93

Figura 41. Resumen integrado de la importancia, vocación, retorno económico actual y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 6310 (dehesas perennifolias de *Quercus spp.*) en Alentejo.

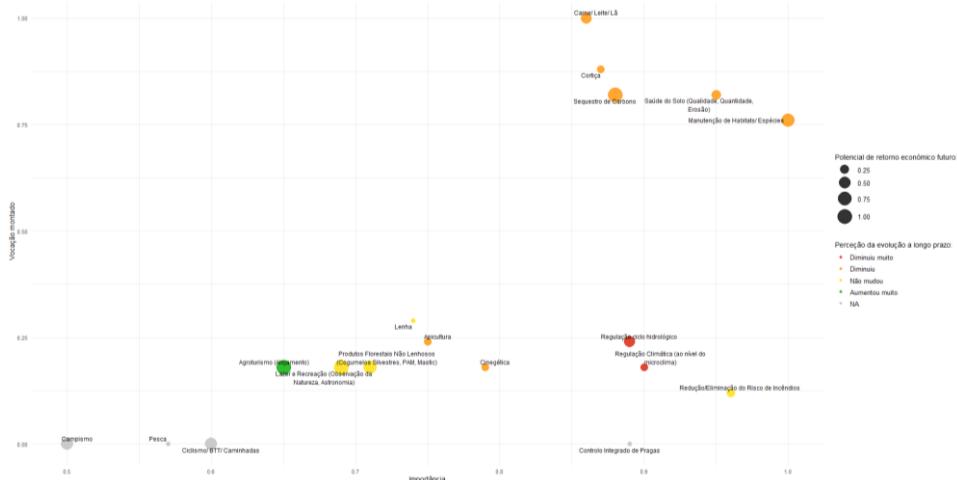


Figura 42. Resumen integrado de la importancia, vocación, potencial económico futuro y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 6310 (dehesas perennifolias de Quercus spp.) en Alentejo.

Además de las presiones socioeconómicas y climáticas, las reglas históricas de la Política Agrícola Común (PAC) han contribuido a acelerar tanto la intensificación como el abandono en varias áreas del *montado*. En Portugal, tradicionalmente el *montado* no ha recibido un tratamiento diferenciado en los pagos directos de la PAC, clasificándose en el mismo grupo que los “pastos pobres”, lo que ha mantenido bajos niveles de ayuda y ha desincentivado la inversión en conservación.

94

- **Impacto en la biodiversidad y estructura del ecosistema.** La penalización del matorral y la eliminación de la cubierta arbórea para cumplir con los criterios de “pastizal elegible” reducen la heterogeneidad del hábitat. Esta simplificación empobrece la diversidad vegetal y animal –aves, polinizadores, especies forestales– e impide la regeneración natural de alcornoques y encinas, que a menudo necesitan del matorral (efecto “nodrizo”) para establecerse.
- **Resiliencia ecológica y climática.** La pérdida de arbustos y la reducción de la densidad arbórea dejan el suelo más expuesto a la erosión y reducen la infiltración de agua, aumentando la vulnerabilidad a sequías e incendios. En contraste, estudios muestran que los *montados* más densos pueden crear microclimas locales que retienen mejor la humedad y favorecen la salud de los árboles.
- **Sostenibilidad económica de los propietarios.** Las reducciones en la superficie elegible y los bajos pagos por hectárea (comparados con otros cultivos intensivos) dificultan la rentabilidad, lo que ha llevado a muchos productores a intensificar el uso (con altas cargas ganaderas) o abandonar la tierra por falta de compensación.

Los datos oficiales muestran que la superficie de *montado* ha disminuido de forma continua en las últimas décadas. Por ejemplo, el Inventario Forestal Nacional señala una pérdida acumulada de aproximadamente 10.000 hectáreas entre 2005 y 2019 (-1,4 % en 14 años), asociada no solo a factores naturales (sequía, plagas), sino también a la falta de apoyos eficaces para la regeneración y a las dificultades en la plantación de nuevos árboles. Estudios locales (Iniciativa Pró-Montado Alentejo, Informe sobre el Estado del *Montado*) también destacan la problemática de las excesivas cargas ganaderas en ciertos períodos, influenciadas por ayudas agrícolas que han favorecido la producción extensiva de bovino sin un control adecuado de la capacidad de carga.

Al mismo tiempo, hay casos en los que, para no perder subsidios, los propietarios eliminan en exceso el matorral, lo que perjudica la regeneración y la biodiversidad. En fincas como Machoqueira do Grou (Alentejo Central), propietarios que intentaron diversificar con apicultura y producción de setas bajo el matorral se vieron penalizados en la superficie considerada "pastizal elegible" (LIFE Montado-Adapt). Estos ejemplos ilustran cómo la PAC, tal y como ha sido aplicada, puede convertirse en un factor de presión adicional sobre el *montado*.

En síntesis, el *montado* alentejano se encuentra en una encrucijada: mantiene un valor socioeconómico y ambiental indiscutible, pero enfrenta presiones estructurales que comprometen su sostenibilidad futura. La solución pasa por acciones conjuntas –tanto públicas como privadas– que reconozcan el papel multifuncional del *montado*, promuevan la innovación y la transferencia de conocimiento, incentiven la renovación generacional y consoliden mecanismos de remuneración por los servicios ecosistémicos. Solo así será posible garantizar la persistencia de este sistema singular y la continuidad de los bienes y servicios que proporciona a la sociedad.

95

6.5.3. Indicadores de resiliencia y factores topográficos

En este informe, debido a la dificultad de encontrar un periodo de recuperación mayor a un año tras una sequía en años recientes, donde prácticamente desde 2012 se encuentra en situación de sequía (Figura 43), se tomó como referencia el valor mínimo de NDVI registrado entre 2017 y 2024 para evaluar la resiliencia de las dehesas de *Quercus* spp. Esta aproximación solo se aplicó en aquellos casos en los que, después de alcanzar dicho valor mínimo, se observó un incremento en el NDVI durante al menos un año.

Al examinar la Figura 44, se observa que no hay diferencias estadísticamente significativas en la resiliencia de las dehesas de *Quercus* spp. asociadas a la elevación (Figura 44a), la orientación (Figura. 44c) o la pendiente (Figura 44e). Es decir, la capacidad de recuperación tras perturbaciones (por ejemplo, sequías) no parece depender directamente de estos factores topográficos.

No obstante, sí se aprecian diferencias significativas en la resistencia, especialmente ligadas a la elevación: a mayor altitud, mayor fue la estabilidad de los valores de NDVI a lo largo del periodo 2017-2024. Este patrón sugiere que, en las áreas más altas, las condiciones climáticas podrían ser

menos rigurosas (menor aridez y déficit hídrico), favoreciendo la capacidad de los ecosistemas para mantener su funcionamiento frente a perturbaciones.

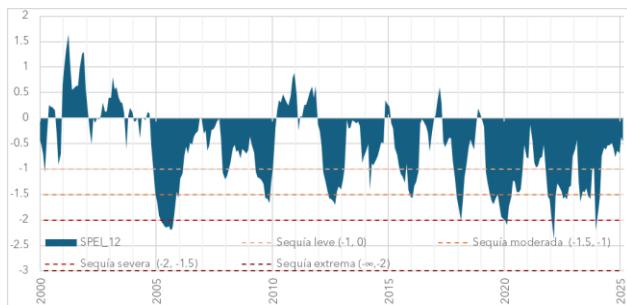
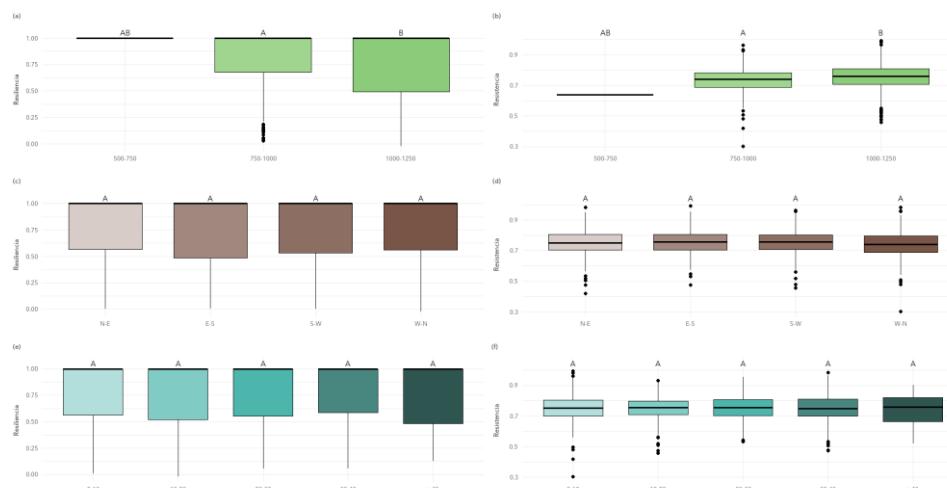


Figura 43. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en Alentejo (Beguería, 2022).

Por el contrario, las zonas de menor altitud –fundamentalmente en el Baixo Alentejo– presentan un régimen climático más árido y con mayor impacto de la sequía (Figura 45).



96

Figura 44. Comparación estadística de la resiliencia y resistencia de las dehesas perennifolias de *Quercus* spp. (Hábitat 6310, Anexo I de la Directiva Hábitats) en el Alentejo para el periodo 2017-2024, en función de: (a) y (b) rangos de elevación (m); (c) y (d) orientación; y (e) y (f) pendiente (%). Grupos que comparten la misma letra no presentan diferencias significativas entre sí (p -valor > 0.05), mientras que letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p -valor ≤ 0.05).

En suma, la relativa homogeneidad topográfica de gran parte del Alentejo diluye la influencia que factores como la altitud, la pendiente o la exposición ejercen sobre la resiliencia de las masas de *Quercus*. El clima mediterráneo-continental de la región (con veranos secos y calurosos y un régimen pluviométrico cada vez más irregular) ejerce un control preponderante sobre el estrés

hídrico, mientras que las prácticas de gestión (p.ej., desbroces, cargas ganaderas, fertilización) adquieren un papel decisivo a la hora de modular la recuperación del arbolado tras episodios de sequía extrema.

6.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia

La principal diferencia entre las dehesas gestionadas y las no gestionadas, de acuerdo con este análisis, radica en la presencia o ausencia de sotobosque. En las parcelas gestionadas se realizan desbroces, ya sea de forma mecanizada como mediante el pastoreo de ganado, mientras que en las parcelas no gestionadas el matorral permanece y se desarrolla sin intervención.

Los resultados del impacto en la gestión mediante parcelas pareadas (gestión vs. no gestión) indican una aparente dicotomía en la respuesta de las parcelas de dehesa ante la sequía:

- Las parcelas con gestión exhiben una resiliencia mayor, es decir, tras episodios de sequía son capaces de recuperar sus valores de NDVI con mayor rapidez.
- Las parcelas sin gestión muestran, en cambio, una resistencia superior, de modo que, durante el evento de sequía, mantienen mejor los valores previos de NDVI y sufren un impacto inicial menor.

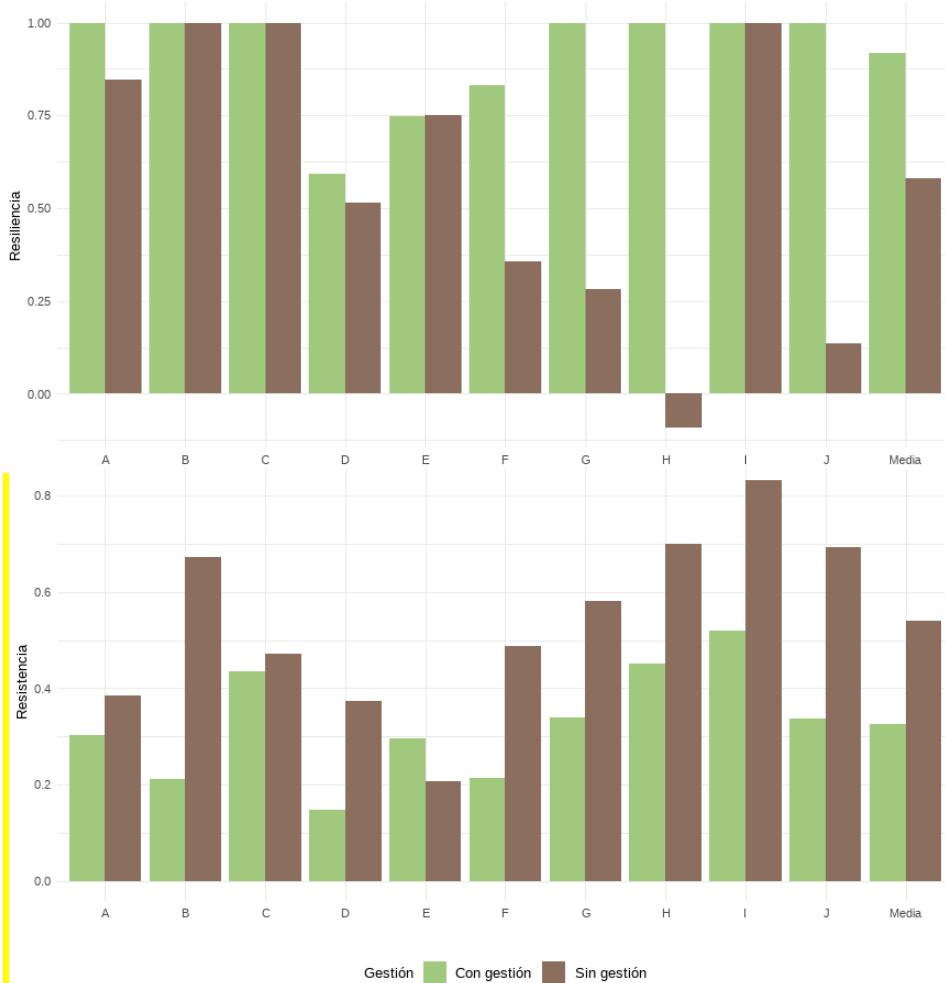


Figura 45. Comparación de la resiliencia y resistencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus spp* de Alentejo para la sequía del 2005. Cada letra del eje X (A – J) representa un par de parcelas, donde se compara un rodal gestionado y otro sin gestión.

Este patrón se ha observado de forma recurrente a lo largo de los dos episodios críticos, 2005 (Figura 25) y 2017 (Figura 26), sin que pueda concluirse de manera tajante que la gestión sea “más beneficiosa” que la no gestión. Para interpretar estos resultados, conviene considerar que la resiliencia y la resistencia son dos dimensiones complementarias de la respuesta de la vegetación ante perturbaciones, y que el objetivo ideal sería maximizar ambas.

En consecuencia, los datos sugieren que ni la mera ausencia de gestión ni cualquier forma de manejo resultan universalmente óptimas para incrementar simultáneamente la resistencia y la

98

resiliencia. La elección de técnicas e intensidades de gestión (tipos de poda, carga ganadera, desbroces selectivos, fertilización, etc.) resulta determinante. Algunas actuaciones pueden mejorar la capacidad de recuperación de la dehesa sin perjudicar drásticamente la resistencia, mientras que otras, demasiado intensivas o mal ajustadas al contexto local, podrían disminuir la resistencia más de lo deseable.

De este modo, a diferencia de lo que se ha observado en otras regiones o formaciones, los resultados del Alentejo reflejan la importancia de afinar qué nivel de gestión forestal –a escala local y en función de la realidad biofísica y socioeconómica– es óptimo para lograr un equilibrio que permita afrontar la creciente incidencia de sequías y mantener, al mismo tiempo, la productividad agro-silvo-pastoril y la conservación a largo plazo de estas formaciones de *Quercus*.

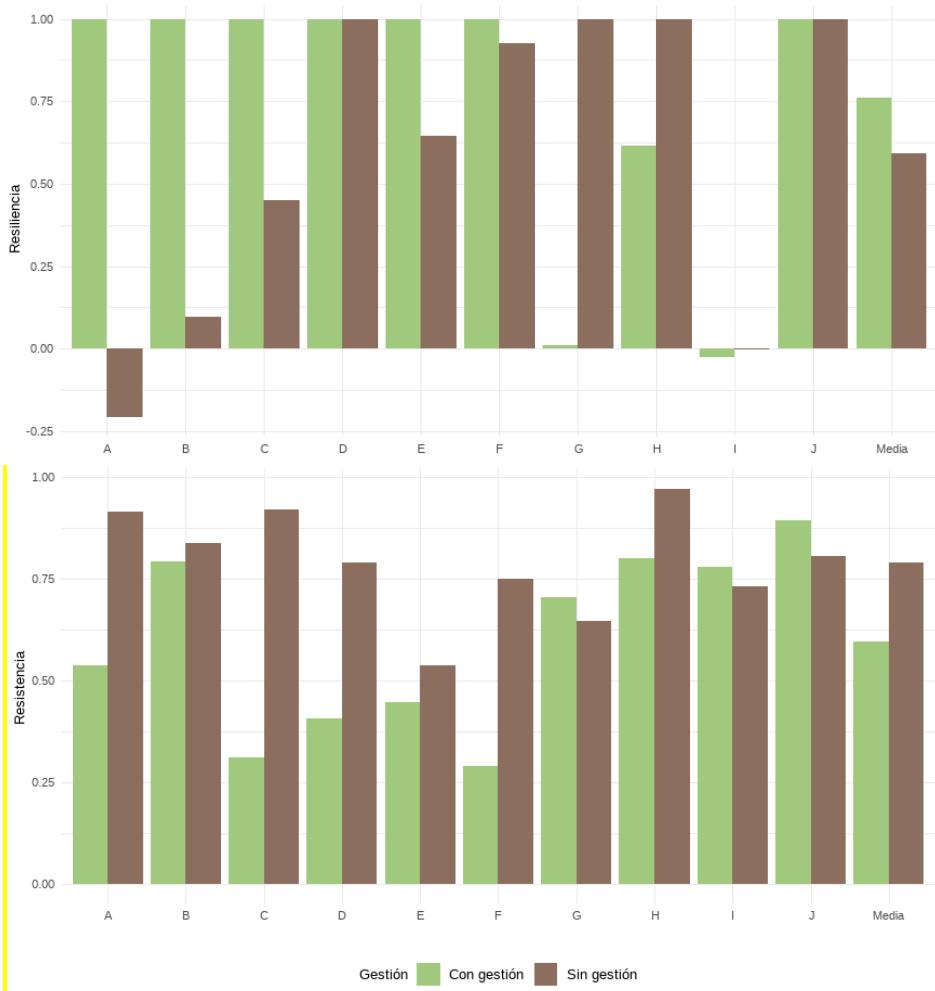


Figura 46. Comparación de la resiliencia y resistencia entre rodales pareados con y sin gestión en dehesas de *Quercus* spp de Alentejo para la sequía del 2017. Cada letra del eje X (A – J) representa un par de parcelas, donde se compara un rodal gestionado y otro sin gestión.

6.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos del *montado* en el Alentejo tienen una importancia socioeconómica crucial tanto a nivel regional como nacional. En el plano productivo, este sistema sustenta sectores económicos esenciales: Portugal es líder mundial en la industria del corcho, y gran parte de la producción exportada proviene de los *montados* alentejanos (*Montado, Cultural Landscape*, 2017). Además, el *montado* sostiene una ganadería extensiva de alta calidad, incluyendo

producciones emblemáticas como el cerdo ibérico y carnes ecológicas, generando empleo rural y productos diferenciados con valor añadido en el mercado.

Aunque resulta difícil cuantificar completamente estos beneficios, diversos esfuerzos han intentado estimar su valor económico. Un estudio reciente calculó que, considerando solo algunos servicios ambientales (como la fijación de carbono, la protección del suelo, la calidad del agua y el valor paisajístico), los *montados* ganaderos del Alentejo generan un valor equivalente a 173-223 millones de euros anuales en servicios ecosistémicos (Dos Santos et al., 2022). Este dato evidencia que las propiedades de *montado* proporcionan beneficios muy superiores a los ingresos directos percibidos por los propietarios, ya que gran parte de estos servicios (mejoras ambientales, belleza escénica, biodiversidad) no son remunerados por el mercado convencional (Dos Santos et al., 2022). Como consecuencia, existe un creciente interés en la creación de mecanismos de compensación o incentivos (como pagos por servicios ambientales, certificaciones de gestión sostenible y apoyos agroambientales de la PAC) que reconozcan económicoamén

Desde el punto de vista social, el *montado* es la columna vertebral de las comunidades rurales tradicionales del Alentejo. Los múltiples productos y actividades derivados de este ecosistema diversifican las fuentes de ingresos de las familias rurales, atenuando las fluctuaciones económicas: por ejemplo, en años de malas cosechas de cereales o de bajos precios de la carne, la venta de corcho o la apicultura pueden compensar las pérdidas, y viceversa. Esta diversificación, mencionada también por los entrevistados, proporciona resiliencia socioeconómica y ha permitido la permanencia de las poblaciones en regiones que, de otro modo, podrían experimentar un éxodo aún mayor.

Además, valores culturales como la gastronomía local (ej.: platos de caza, setas y productos del *montado*), las ferias agrícolas y las prácticas comunitarias asociadas a este ecosistema fortalecen la cohesión social e impulsan un sector creciente de turismo rural. En resumen, los servicios ecosistémicos del *montado* no solo generan bienes comercializables, sino que también sostienen modos de vida, identidades locales y oportunidades de desarrollo sostenible en el Alentejo.

101

7. Nueva Aquitania (NUTS II)

7.1. Localización, delimitación y contexto administrativo

Nueva Aquitania es una región del suroeste de Francia que se extiende entre la meseta del Macizo Central al este, la cordillera de los Pirineos al sur y el océano Atlántico al oeste. Limita con España (comunidad autónoma del País Vasco y Navarra) y con la región francesa de Occitania hacia el sur, mientras que al norte colinda con Países del Loira y Centro-Valle de Loira.

Administrativamente, Nueva Aquitania se constituyó en 2016 mediante la fusión de las antiguas regiones de Aquitania, Lemosín y Poitou-Charentes, conformándose como la región más extensa

de Francia con alrededor de 84.000 km². Está integrada por 12 departamentos –entre ellos Gironda, Landas, Pirineos Atlánticos, Dordoña, Lot y Garona, Charente, Charente Marítimo, Vienne, etc.– y su capital regional se ubica en la ciudad de Burdeos.

Según datos del Instituto Nacional de Estadística y de Estudios Económicos (INSEE), para el año 2022 se registraron 6.113.384 habitantes en la región; de esta población, alrededor del 22% son mayores de 65 años, mientras que el 20,8% son jóvenes de 0 a 14 años. A nivel departamental, destacan Gironda, con más de 1,6 millones de habitantes, y Pirineos Atlánticos, con cerca de 700.000. Por el contrario, departamentos como Creuse o Corrèze presentan densidades de población notablemente más bajas. Estos contrastes demográficos, sumados a la baja natalidad y al progresivo envejecimiento de la población, generan importantes retos en materia de planificación territorial, servicios sociales y sanitarios, así como en la disponibilidad de mano de obra joven para impulsar el crecimiento económico.



Figura 47. Localización de Nueva Aquitania en el espacio SUDOE.

102

7.2. Climatología

El **clima** de Nueva Aquitania es predominantemente templado oceánico, si bien exhibe variaciones notables en función de la **latitud**, la **distancia al mar** y la **altitud** de cada zona. La mayor parte del territorio (desde las Charentes en el norte hasta las Landas en el sur) está bajo la influencia del **clima oceánico aquitano**, caracterizado por **inviernos suaves** y **veranos cálidos** moderados por la brisa marina. Hacia el **noroeste**, en Poitou y Charentes, el clima oceánico presenta rasgos algo más frescos: **precipitaciones moderadas**, veranos templados e inviernos frescos, pero sin extremos marcados. En el interior **nororiental** (Lemosín y zonas limítrofes), al alejarse del Atlántico el clima se vuelve **oceánico degradado** o semi-continental, con mayor amplitud térmica estacional (veranos más calurosos e inviernos más fríos) y un gradiente pluviométrico influido por el relieve (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.). La franja **suroccidental** de la región (Pirineos Atlánticos, mitad occidental) recibe aportes húmedos adicionales: un **microclima oceánico vasco** extremadamente lluvioso, donde las precipitaciones anuales son las más altas de Nueva Aquitania. Finalmente, en las áreas de alta montaña de los **Pirineos** se desarrolla un clima de tipo **montano-alpino**, con temperaturas más frías que descienden rápidamente con la altitud y precipitaciones en forma de nieve durante el invierno (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.). Esta variedad climática regional produce gradientes térmicos y pluviométricos notables, propiciando diferentes pisos bioclimáticos, desde condiciones casi

mediterráneas en el extremo sureste hasta ambientes hiperhúmedos en el extremo oeste montañoso.

En términos de **comportamiento climático anual**, Nueva Aquitania muestra un régimen típicamente oceánico: las lluvias están repartidas a lo largo del año, con máximos invernales y mínimos relativos en verano. No obstante, la región experimenta una **alta variabilidad interanual** y episodios meteorológicos extremos ocasionales. Por ejemplo, puede sufrir temporales atlánticos intensos en temporada invernal, como las tormentas históricas de **diciembre de 1999 y enero de 2009**, que causaron vientos huracanados e inundaciones costeras. Estudios recientes indican que no existe aún evidencia concluyente de un aumento en la frecuencia o intensidad de estos temporales en el contexto del cambio climático (Pargade, 2023). Aun así, la extensa fachada costera (más de 700 km) y la presencia de llanuras bajas hacen que Nueva Aquitania sea vulnerable a **vientos extremos, temporales e inundaciones costeras**, por lo que estos riesgos se monitorean de cerca (Pargade, 2023). Por otro lado, los **veranos cálidos** pueden dar lugar a **olas de calor** intensas (con $>40^{\circ}\text{C}$ en áreas interiores en casos extremos) y a **sequías estacionales** cuando las lluvias escasean, afectando especialmente al sureste de la región.

En las últimas décadas se observan **tendencias climáticas significativas** atribuidas al calentamiento global. Los datos instrumentales muestran una clara **elevación térmica**: la temperatura media anual regional ha aumentado en torno a **+1,4 °C desde 1950** (Réseau Action Climat, 2024), un calentamiento ligeramente superior al promedio planetario y concentrado sobre todo en los meses de primavera y verano (AcclimaTerra & Le Treut, 2018). Este incremento térmico ha sido bastante homogéneo espacialmente y ha venido acompañado de cambios en la pluviometría estacional. Aunque la **precipitación anual** total no exhibe una tendencia significativa debido a su gran variabilidad interanual (AcclimaTerra & Le Treut, 2018), sí se aprecia una redistribución intraanual: las **lluvias de verano** han disminuido de forma paulatina (aprox. **-6,5 mm por década** en el trimestre estival desde 1950) (Réseau Action Climat, 2024), mientras que en algunas otras épocas del año (primavera y otoño) las precipitaciones muestran ligeros aumentos locales (Réseau Action Climat, 2024). La combinación de veranos **más cálidos y secos** es ya evidente, incrementando la frecuencia e intensidad de las **sequías estivales** en Nueva Aquitania (Réseau Action Climat, 2024). Por ejemplo, durante **2018, 2019 y 2021** se registraron déficits hídricos estivales en buena parte de la región, y el **verano de 2022** batió todos los récords recientes: fue el año más cálido jamás registrado en la región, con **más de 70 días** por encima de 30°C , una sequía excepcional que se inició en primavera y se prolongó por varios meses, provocando pérdidas agrícolas generalizadas y restricciones en el suministro de agua potable en cerca de 2.000 comunas del sureste regional (Réseau Action Climat, 2024). Las proyecciones climáticas indican que, de no mitigarse las emisiones de gases de efecto invernadero, este tipo de veranos extremos podrían volverse cada vez más comunes hacia finales del siglo XXI, agravando problemas como la escasez hídrica y el estrés térmico en la región (Réseau Action Climat, 2024).

103

7.3. Geología, geomorfología, fisiografía y suelo

El territorio de Nueva Aquitania se caracteriza por una notable heterogeneidad geográfica, con una clara transición altitudinal de este a oeste. En su extremo occidental se extienden más de 700 km de costa atlántica continua, conformada por extensas playas arenosas, sistemas dunares, estuarios y marismas (Pargade, 2023). Esta franja litoral, predominantemente baja y arenosa, incluye amplios campos dunares en las Landas de Gascuña y Gironda, interrumpidos al sur por acantilados rocosos y promontorios calcáreos en la Costa Vasca. Frente a esta costa, la plataforma continental del golfo de Vizcaya es amplia y poco profunda, destacando elementos geomorfológicos singulares como el Cañón de Capbreton, una profunda falla submarina única en Francia (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.).

Hacia el interior, el relieve se eleva gradualmente desde la llanura costera hasta formar amplias áreas agrícolas y forestales de baja altitud (100-300 m), que ocupan gran parte del centro y oeste regional. Estas zonas de suaves colinas y altiplanos enlazan con los sistemas montañosos situados en los extremos suroriental y nororiental: los Pirineos Atlánticos y el Macizo Central (Lemosín). Los Pirineos alcanzan altitudes cercanas a los 3.000 msnm (Pic Palas, 2.974 m), mientras que las cumbres del Macizo Central rondan los 1.000 msnm (Mont Bessou, 977 m). Ambas zonas montañosas presentan un relieve escarpado, contrastando marcadamente con la suavidad topográfica predominante en la región central (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.).

Desde el punto de vista geológico, Nueva Aquitania se encuentra en una zona de transición entre diferentes estructuras mayores, lo que genera una gran diversidad litológica y paisajística. El subsuelo regional comprende dos macizos antiguos: el extremo sur del Macizo Armoricano al noroeste y el borde occidental del Macizo Central al este, junto con el relativamente más reciente Macizo Pirenaico al sur. Estos macizos forman un basamento paleozoico, principalmente compuesto por rocas ígneas y metamórficas como granitos, gneis, esquistos y ofitas pirenaicas. Entre estos macizos se desarrollan cuencas sedimentarias extensas, como la cuenca de Aquitania al suroeste y la parte suroccidental de la cuenca de París al norte, junto con pequeñas cuencas locales. En estas depresiones afloran sedimentos calcáreos, margosos y arcillo-arenosos depositados durante el Mesozoico y el Terciario (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.). Así, la región exhibe un claro contraste entre el dominio occidental y central, caracterizado por sedimentos relativamente jóvenes, y los enclaves nororientales y meridionales, dominados por rocas antiguas ígneas y metamórficas.

Esta complejidad geológica se refleja en la notable diversidad edáfica regional. En las zonas costeras del suroeste (Landas y Gironda) predominan suelos arenosos silíceos, poco evolucionados y muy drenantes (arenosoles), que sustentan brezales costeros (landes) y pinares marítimos, pero presentan una alta vulnerabilidad a la sequía estival (Pargade, 2023). En contraste, áreas interiores con sustratos calcáreos (meseta del Périgord, Groies de Charentes, Causses del suroeste) presentan suelos superficiales, pedregosos y poco capaces de retener agua, lo que

104

también favorece condiciones de déficit hídrico en verano. Por otro lado, las comarcas nororientales del Lemosín y ciertos sectores del Périgord Negro poseen suelos ácidos derivados de rocas graníticas y esquistosas, aptos para vegetación adaptada a condiciones pobres en nutrientes (distrícos, rankers y cambisoles ácidos).

La marcada heterogeneidad edáfica condiciona directamente la distribución de la vegetación y los hábitats naturales, existiendo asociaciones específicas entre comunidades vegetales y determinados tipos de suelo. Así, los pastizales secos calcícolas ocupan exclusivamente suelos calizos o yesos, mientras que los brezales acidófilos se desarrollan en suelos silíceos lixiviados, típicos de áreas graníticas o arenosas. Las transiciones entre estos tipos de suelo permiten la aparición de comunidades mixtas y ecotonos, enriqueciendo notablemente la biodiversidad paisajística y ecosistémica de Nueva Aquitania (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.).

7.4. Vegetación

La cobertura vegetal de Nueva Aquitania está estrechamente vinculada con su vocación agroforestal y las condiciones biofísicas de la región. Alrededor de dos tercios del territorio se dedican a usos boscosos o agrícolas: bosques, tierras de cultivo, viñedos y pastos ocupan cerca del 70% de la superficie continental (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.). Por el contrario, los hábitats naturales o seminaturales (praderas, landas, matorrales, humedales) abarcan aproximadamente un 20% del territorio y se encuentran muy fragmentados, mientras que las áreas urbanizadas o industriales representan el 10% restante (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.). De este modo, el paisaje vegetal predominante está compuesto por una matriz de bosques y mosaicos agrícolas, intercalada con relictos de ecosistemas naturales de alto valor (turberas, marismas, praderas mediterráneas, etc.) en zonas protegidas o menos propicias para la agricultura intensiva.

La superficie forestal destaca especialmente: con cerca de 2,9-3,0 millones de hectáreas (entre el 34% y el 35% de la región), Nueva Aquitania posee la mayor extensión boscosa de Francia metropolitana, concentrando alrededor del 17% de los bosques del país (ONF, s. f.). Esta gran masa forestal presenta una notable diversidad de especies y formaciones, dada la amplitud latitudinal y altitudinal del territorio (ONF, s. f.). En las llanuras interiores de clima templado predominan los bosques caducífolios eurosiberianos (robledales de *Quercus robur* y *Q. petraea*, y castaños) a menudo mezclados con carpino, fresno y otras frondosas, como se observa en Dordoña, Limousin o Poitou (ONF, s. f.). En los suelos arenosos y silíceos del suroeste domina el pinar de las Landas (*Pinus pinaster*), que forma el mayor bosque continuo de coníferas de Europa occidental gracias a repoblaciones históricas para fijación de dunas y aprovechamiento maderero/resinero. Al norte costero, principalmente en Charente Marítimo y Vandea, aparecen bosques mixtos de clima templado y marismas costeras (incluyendo el Marais Poitevin) con fresnos de agua, alisos y vegetación halófita adaptada a suelos salinos. En las zonas montañosas y altiplanos del este y sur, la cobertura vegetal adopta un carácter más montañoso: hayedos (*Fagus sylvatica*) en las umbrías húmedas de los Pirineos y del Lemosín, a menudo en mezcla con *Abies*

105

alba, así como bosques de abetos, abeto de Douglas y otras coníferas (en parte introducidas) en las sierras del Macizo Central (ONF, s. f.). En definitiva, la región alberga una gran variedad de ecosistemas forestales, desde bosques planífolios en colinas y riberas, pasando por pinares litorales, hasta masas subalpinas en las cumbres pirenaicas (ONF, s. f.). Esta diversidad se traduce en una elevada riqueza biológica: la flora de Nueva Aquitania comprende cerca del 65% de las plantas vasculares presentes en Francia (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.), y la fauna asociada incluye numerosos endemismos, como el desmán pirenaico en arroyos de alta montaña o subespecies de anfibios en humedales costeros (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.).

Los ecosistemas no forestales, aunque más restringidos en superficie, también poseen un alto valor ecológico. Destacan los humedales continentales y costeros, que cubren alrededor de 270.000 hectáreas (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.). Ejemplos notables son las marismas estuarinas de Gironda –importantes para aves acuáticas migratorias y como zonas de alevinaje para peces– y las turberas y lagunas de alta montaña en Pirineos y Macizo Central, esenciales para anfibios y flora especializada. Praderas naturales (pastizales atlánticos y mediterráneos) y landas (matorrales de brezos y tojos) sobreviven sobre todo en áreas de pendiente o suelos pobres, como claros de bosque en Médoc, páramos en el Périgord o brezales húmedos en las Landas. A lo largo de la costa, se encuentran dunas móviles y fijas con vegetación psammófila que protegen el litoral de la erosión. En las cumbres pirenaicas, por encima del límite forestal (1.600-1.800 m), se extienden pastos subalpinos y comunidades de alta montaña con numerosos endemismos; mientras, en las mesetas calcáreas internas, son frecuentes los pastizales secos con orquídeas y gramíneas adaptadas a suelos someros (Région Nouvelle-Aquitaine et al., s. f.).

En la actualidad, el cambio climático está produciendo impactos medibles sobre la vegetación, y se prevé que dichos efectos aumenten en las próximas décadas (Réseau Action Climat, 2024). El incremento de temperaturas y la menor disponibilidad de agua en verano generan estrés hídrico en muchas formaciones vegetales. En los bosques, la sequía edáfica constituye el factor limitante principal para el crecimiento de los árboles, afectando tanto a frondosas mesófilas como a coníferas de repoblación (Pargade, 2023). Algunas especies situadas en el límite meridional de su rango (ej. *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Q. robur*) pueden ver reducida su área de distribución, mientras que otras más resistentes a la sequía (encinas, alcornoques, pino carrasco) podrían expandirse gradualmente hacia latitudes superiores (Pargade, 2023). Fenómenos como la mayor frecuencia de incendios forestales –con episodios graves como el de 2022, que arrasó más de 35.000 hectáreas de pinares en las Landas y zonas adyacentes– subrayan la urgencia de adoptar estrategias de gestión adaptativa (Pargade, 2023). Igualmente, la elevación del nivel del mar y la intrusión salina amenazan humedales costeros, mientras que las turberas de montaña se enfrentan a escenarios de disponibilidad hídrica decreciente. En definitiva, la vegetación de Nueva Aquitania se halla en un proceso de transformación impulsado por el cambio climático, que exige vigilancia continua y la implementación de acciones de conservación y adaptación para salvaguardar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

106

7.5. Evolución y cambios en la resiliencia

Para evaluar la resiliencia en Alentejo, se seleccionaron las dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster* (Hábitat 2270, Anexo I de la Directiva Hábitats) como formación de referencia.

La delimitación de su distribución se llevó a cabo a partir del BD Forêt® V2 y mediante la información cartográfica de Natura 2000. El IFN6 se desarrolló entre 2007 y 2018 mediante fotointerpretación de imágenes infrarrojas. Con esta distribución cartográfica, se diseñó un muestreo sistemático de puntos sobre una cuadrícula de 60 m x 60 m, a diferencia de los casos anteriores que presentaban una cuadrícula de 500 m x 500 m. Este cambio metodológico se debe a que el limitado número de muestras permitía hacer un análisis más detallado (véase Figura 44).



Figura 48. Distribución de 20.459 puntos de muestreo en el hábitat 2270 en Nueva Aquitania.

Adicionalmente, se estableció una submuestra de parcelas con datos de gestión forestal siguiendo un diseño de parcelas pareadas (una con tratamientos de mejora de la masa o gestión intensiva y otra con regeneración natural o gestión extensiva). En total, se seleccionaron 20 parcelas (10 pares) de estos sistemas dunares, donde se aplicaron intervenciones diversas (cortas de mejora, desbroces y mantenimiento de caminos, clareos, talas, etc.), contando cada par con una parcela de control equivalente (regeneración natural). Este diseño pareado, basado en la similitud de condiciones biofísicas permite una comparación directa entre parcelas gestionadas y no gestionadas para aislar el efecto de la gestión sobre la resiliencia frente a la sequía.

La metodología empleada para la evaluación de la resiliencia se detalla en el apartado 2. Metodología. Además, a partir de entrevistas se identificaron diversos desafíos y amenazas que influyen en la gestión y el cumplimiento de los objetivos establecidos para el hábitat 2270 en Nueva Aquitania (incluida la provisión de servicios ecosistémicos). Asimismo, se detectaron oportunidades de desarrollo económico en este ámbito. Sin embargo, debido a la dificultad que mostraron algunos entrevistados para distinguir el hábitat 2270 de los pinares de pino marítimo en las Landas, existe la posibilidad de que parte de sus respuestas se refieran al pino marítimo en sentido amplio.

A diferencia del resto de los territorios evaluados, en el caso específico del hábitat 2270 presente en sistemas dunares, no resulta apropiado realizar comparaciones basadas en factores topográficos. Esto se debe a que dicho hábitat se desarrolla a nivel del mar, haciendo irrelevantes

107

las variables topográficas para evaluar su resiliencia. Por esta razón, no se ha llevado a cabo un análisis que relacione la resiliencia con aspectos topográficos en este hábitat.

Tabla 6. Número de entrevistados por sector y tipo para el hábitat 2270 (dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster*) en Nueva Aquitania.

Sector	Tipo	Nº entrevistados
Academia	Instituto de investigación	1
Ciudadanos	ONGs de desarrollo	1
Gobierno	Establecimiento público (Centre National de la Propriété Forestière)	1
Industria	Cooperativa forestal	1
	Centro tecnológico	1
	Silvicultura y trabajos forestales	1
Total		6

7.5.1. Contexto y definición de la problemática

El hábitat 2270 corresponde a los bosques de coníferas sobre dunas costeras, dominados principalmente por el pino piñonero (*Pinus pinea*) y el pino marítimo (*Pinus pinaster*). En el litoral francés, se han introducido de forma extensa desde el siglo XIX para fijar los cordones de dunas, aunque en algunos sectores meridionales también puede observarse el pino carrasco (*Pinus halepensis*). En Nueva Aquitania (suroeste de Francia), estos pinares forman un cinturón forestal casi continuo de aproximadamente 230 km de largo y 5 km de ancho, cubriendo unas 96.000 ha entre la costa atlántica y las lagunas de retroduna (La gestion des dunes par l'ONF, s.f.). Dichas formaciones dunarias presentan una geomorfología moldeada por la acción del viento y la erosión marina, con cordones de anchura muy variable –desde unas decenas de metros hasta varios kilómetros–. A menudo se distinguen diferentes generaciones de dunas: las antiguas, de tipo parabólico, y las más recientes, *barkhanoides*, con crestas en forma de medialuna. Entre estos cordones se hallan las *lettes*, depresiones donde la cercanía del nivel freático puede originar zonas húmedas o inundaciones estacionales.

Estos bosques sobre dunas constituyen un patrimonio natural excepcional y un paisaje emblemático de la región. Funcionan como corredores ecológicos entre la playa y los humedales interiores, reconocidos por su continuidad y conectividad en la planificación ecológica (*Trame verte*). Junto con las dunas móviles, grises y los humedales interdunares, conforman un mosaico de hábitats costeros que sustenta una alta diversidad biológica típica de las costas atlánticas. A escala socioeconómica, han protegido históricamente a las comunidades frente al avance de las arenas y hoy siguen actuando como barreras contra vientos, mareas y tormentas costeras. Además, proveen madera para construcción, pasta de papel y biomasa, sosteniendo la economía forestal local, a la vez que constituyen un espacio de gran valor cultural y recreativo, visitado cada año por millones de personas en ruta a las playas.

108

En el plano edafológico, predomina un sustrato arenoso, muy filtrante y de escasa fertilidad. En buena parte de Aquitania y Charente-Marítima se trata de arenas silíceas químicamente pobres, mientras que más al norte (Vendée, islas de Oléron y de Ré) se hallan arenas calcáreas con pH más básico. Aun cuando la acumulación de materia orgánica puede mejorar algo la fertilidad en el tiempo, la dinámica del suelo suele ser lenta debido a la movilidad arenosa o a perturbaciones como incendios.

El clima atlántico de la zona se caracteriza por temperaturas moderadas (13-14 °C de media anual) y precipitaciones concentradas en otoño e invierno, con veranos secos. Los vientos del oeste pueden llevar aerosoles salinos que afectan a la vegetación costera. Asimismo, las tormentas invernales (p. ej., 1999, 2009 o 2013-2014) provocan regularmente la caída masiva de árboles (*chablis*), abriendo el bosque y favoreciendo la regeneración natural, siempre que persistan ejemplares semilleros. No obstante, el aumento en la frecuencia e intensidad de tales eventos, sumado al ascenso del nivel del mar y el oleaje extremo, pone en riesgo la estabilidad del cordón dunar y acelera la erosión costera. En Nueva Aquitania se registra un retroceso crónico de la línea de costa (1,7 a 2,5 m por año), lo que "encierra" a las dunas entre el mar que avanza y la densidad del pinar, dificultando su desplazamiento tierra adentro.

Paralelamente, los veranos cada vez más cálidos y secos incrementan el riesgo de incendios y menoscaban la regeneración de los pinares. En 2022, por ejemplo, ardieron miles de hectáreas en macizos dunares de Landas y Gironda, reflejando la creciente inflamabilidad de estos bosques. Además, el estrés hídrico favorece la propagación de plagas y enfermedades forestales, como los hongos *Armillaria* (podredumbre de raíces), los insectos perforadores (*Hylobius*, larvas de *Melolontha*spp.) o la oruga procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*), que ha ampliado su área de distribución por los inviernos suaves. Estas amenazas, combinadas con la posible menor diversidad genética de algunas repoblaciones, afectan la resiliencia sanitaria de este hábitat.

Históricamente, la fijación intensiva de dunas mediante plantaciones monoespecíficas de *Pinus pinaster* en el siglo XIX estabilizó los cordones, pero alteró la dinámica natural de los sistemas dunares móviles. Al estar las dunas embrionarias y grises presionadas por el frente marino y el "muro verde" del pinar, se dificultan los procesos de migración natural. A ello se suma la elevada presión turística en accesos a las playas, que genera pisoteo de la vegetación (p. ej., *Ammophila arenaria*) y compactación del sustrato, impulsando fenómenos locales de deflación. En sectores urbanos o periurbanos, existe además fragmentación del hábitat por infraestructuras y usos recreativos fuera de pista, aunque la gestión pública de la mayor parte del cordón dunar (~82%) ha contenido la urbanización. Persisten, no obstante, secuelas de manejos intensivos pasados, como la nivelación mecánica de dunas que redujo su heterogeneidad natural.

Pese a estas amenazas, las pinadas dunares pueden presentar una notable capacidad de regeneración cuando se aplican prácticas de manejo adecuadas y se promueve la regeneración natural. Grandes *chablis* han evidenciado la abundante instalación de plántulas de pino marítimo en áreas clareadas por las tormentas. Para conservar la estabilidad dunar, su función protectora

109

frente a la erosión marina y el valor de este patrimonio costero único resulta imprescindible una gestión integral que equilibre la explotación sostenible de la madera, la prevención de riesgos (incendios, plagas, temporales) y la preservación de la biodiversidad, atendiendo al incremento del turismo. Solo así se mantendrá la estructura y el funcionamiento de este hábitat clave –vital por los servicios ecosistémicos que presta– a largo plazo.

7.5.2. Tendencias actuales

El análisis temporal del NDVI evidencia una tendencia positiva y sostenida (ver Figura 49) de los valores desde el año 2000 hasta finales de 2024, lo que indica un incremento gradual en la cobertura del dosel de copas, a excepción de los valores mínimos, que han experimentado una tendencia negativa.



110

Figura 49. Evolución de la tendencia del NDVI en las dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster* de Nueva Aquitania.

Los bosques sobre dunas litorales de Nueva Aquitania proporcionan una amplia gama de servicios ecosistémicos esenciales a nivel local y global. Por un lado, actúan como sumideros de carbono al fijar considerables cantidades de CO₂ (con un valor estimado en torno a 268 millones de euros anuales, según el coste social del carbono evitado) (Les dunes côtières, s.f.) y moderan el microclima costero. Por otro, constituyen una defensa natural contra la erosión costera, pues la vegetación dunar fija la arena y la libera durante tormentas, mientras las dunas hacen de dique flexible (Dupouy, 2018). Protegen así zonas bajas de inundaciones (Forêts du Bassin d'Arcachon, 2023) y, gracias a su eficacia, pueden resultar hasta 100 veces más económicas que la construcción de diques rígidos (Les dunes côtières, s.f.). Además, el bosque dunar frena la erosión eólica tierra adentro, evitando el avance de dunas sobre campos o asentamientos, a la vez que filtra y retiene agua de lluvia, protegiendo acuíferos costeros (Les dunes côtières, s.f.).

Asimismo, funcionan como "reservorios" y "corredores ecológicos" de biodiversidad (Les dunes côtières, s.f.). El gradiente desde dunas embrionarias, blancas y grises hasta el bosque litoral integra hábitats para numerosas especies psamófilas (p. ej., *Eryngium maritimum*, *Astragalus bayonnaise*) (Dunes des Casernes, s.f.) y, en zonas con menor presión silvícola, bosquetes mixtos con encinas, alcornoques y matorrales que albergan aves, mamíferos e insectos polinizadores. Esta riqueza biológica fortalece la capacidad de recuperación ante perturbaciones –incendios, por ejemplo, donde especies rebrotadoras como el alcornoque contribuyen a la regeneración– y facilita la adaptación a plagas y estrés hídrico (Augusto, 2020). La biodiversidad, valorada en unos 65 millones de euros anuales (Les dunes côtières, s.f.), incluye también bancos de semillas y reservas genéticas vitales para futuros programas de restauración.

En el ámbito cultural y recreativo, estos pinares constituyen destinos para senderismo, ciclismo, observación de fauna y diversas actividades al aire libre, sumándose a la oferta de sol y playa. Se estima que generan unos 61 millones de euros al año en beneficios asociados al disfrute paisajístico y la recreación (Les dunes côtières, s.f.). A la vez, refuerzan la identidad local –la "forêt des Landes" es un paisaje de referencia– y sustentan iniciativas de sensibilización, como la exposición itinerante "Dunes & Forêts: gardiennes du littoral" (Santé des forêts, s.f.).

Ahora bien, estos servicios se ven condicionados por transformaciones recientes en los pinares dunares de Nueva Aquitania, que han dado lugar a varias tendencias:

- **Evolución ecológica y amenazas climáticas.** Los incendios, cada vez más frecuentes y destructivos (como los de 2022 en Gironda, que afectaron especialmente a la zona de La Teste-de-Buch), se ven agravados por el cambio climático. El aumento del nivel del mar acentúa la erosión costera, mientras que las plagas y patógenos forestales (por ejemplo, la oruga procesionaria del pino, el nematodo del pino) se propagan con mayor amplitud. Además, desde 2020, se ha observado un fenómeno de deterioro progresivo en las masas de pino marítimo (*Pinus pinaster*) en las dunas del espacio Natura 2000 (Figura 3), especialmente en la duna de La Teste-de-Buch, ya debilitada por el estrés hídrico y la presión de las plagas, cuyo incendio que tuvo lugar verano de 2022 agravaron considerablemente esta situación, provocando la destrucción de vastas superficies forestales e imponiendo importantes esfuerzos de restauración.
- **Cambios en estructura forestal y biodiversidad.** De monocultivos históricos para fijar dunas, se ha pasado a una mayor diversidad de hábitats gracias a restauraciones y sucesión natural. No obstante, la irrupción de especies invasoras y los daños de plagas amenazan dicha evolución positiva.
- **Producción de madera.** La demanda de pino crece, impulsada por la intensificación silvícola, la mecanización y la modernización del sector maderero. A pesar de incendios, tormentas y suelos arenosos pobres, la selección genética y la diversificación de rodales han mejorado la productividad.

111

- **Adaptación al cambio climático.** Algunos especialistas ven en la regeneración natural, las cortinas cortavientos y las prácticas de manejo avanzadas una vía para robustecer la resiliencia del pinar. Otros advierten que la frecuencia de fenómenos extremos y la fragilidad edáfica podrían limitar esa capacidad de adaptación.
- **Biodiversidad.** Las iniciativas de restauración, sumadas a la mayor concienciación social y a medidas como la Loi Littoral o Natura 2000, han favorecido un incremento general de la diversidad de hábitats y especies. Con todo, la continuidad de esta tendencia se ve amenazada por plagas y enfermedades fúngicas potenciadas por el cambio climático.
- **Caza y empleo.** La caza experimenta un descenso en su importancia económica y social – por el envejecimiento de cazadores, las regulaciones y la competencia de otros usos recreativos–, al tiempo que el empleo clásico en la silvicultura desciende por la mecanización y la concentración empresarial. Surgirán, no obstante, nuevas opciones de trabajo vinculadas a la gestión de riesgos (incendios, temporales), la restauración ecológica y el ecoturismo.
- **Uso recreativo.** El turismo de masas hacia las playas atraviesa los pinares, impulsando oportunidades económicas (hostelería, actividades deportivas) pero incrementando a la vez la presión antrópica (pisoteo, residuos, incendios negligentes), lo que hace necesaria una regulación estricta de los accesos e infraestructuras.

En síntesis, la conjunción de amenazas climáticas, demanda creciente de recursos y la fragilidad de los suelos arenosos sitúan la adaptación de estos bosques dunares en el centro del debate. Estos pinares, que proporcionan servicios tan variados como el secuestro de carbono, la protección costera, la biodiversidad y el ocio, enfrentan simultáneamente incendios, plagas y erosión. Su resiliencia dependerá de mantener una gestión sostenible que armonice explotación maderera, conservación y demanda turística. La inversión pública y las soluciones basadas en la naturaleza se perfilan como elementos clave para reforzar su papel de "aliados naturales" en el litoral atlántico de Nueva Aquitania.

112

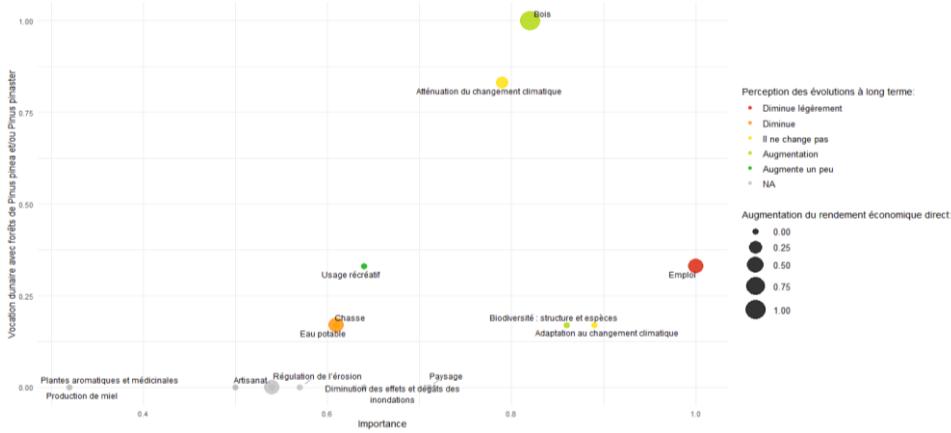


Figura 50. Resumen integrado de la importancia, vocación, retorno económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 2270 (Dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster*) en Nueva Aquitania.

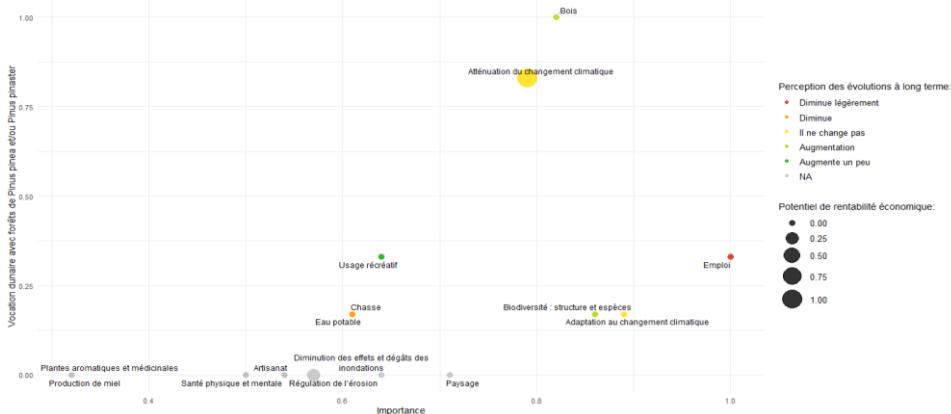
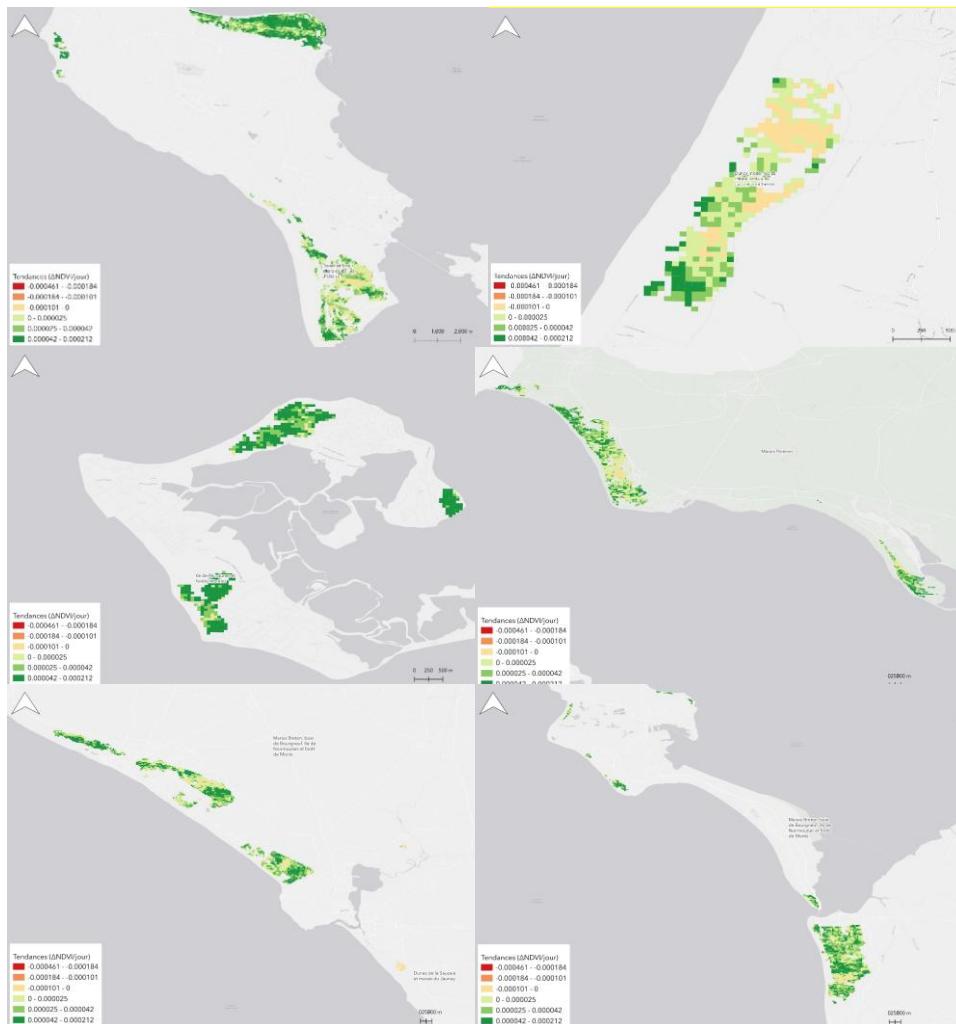
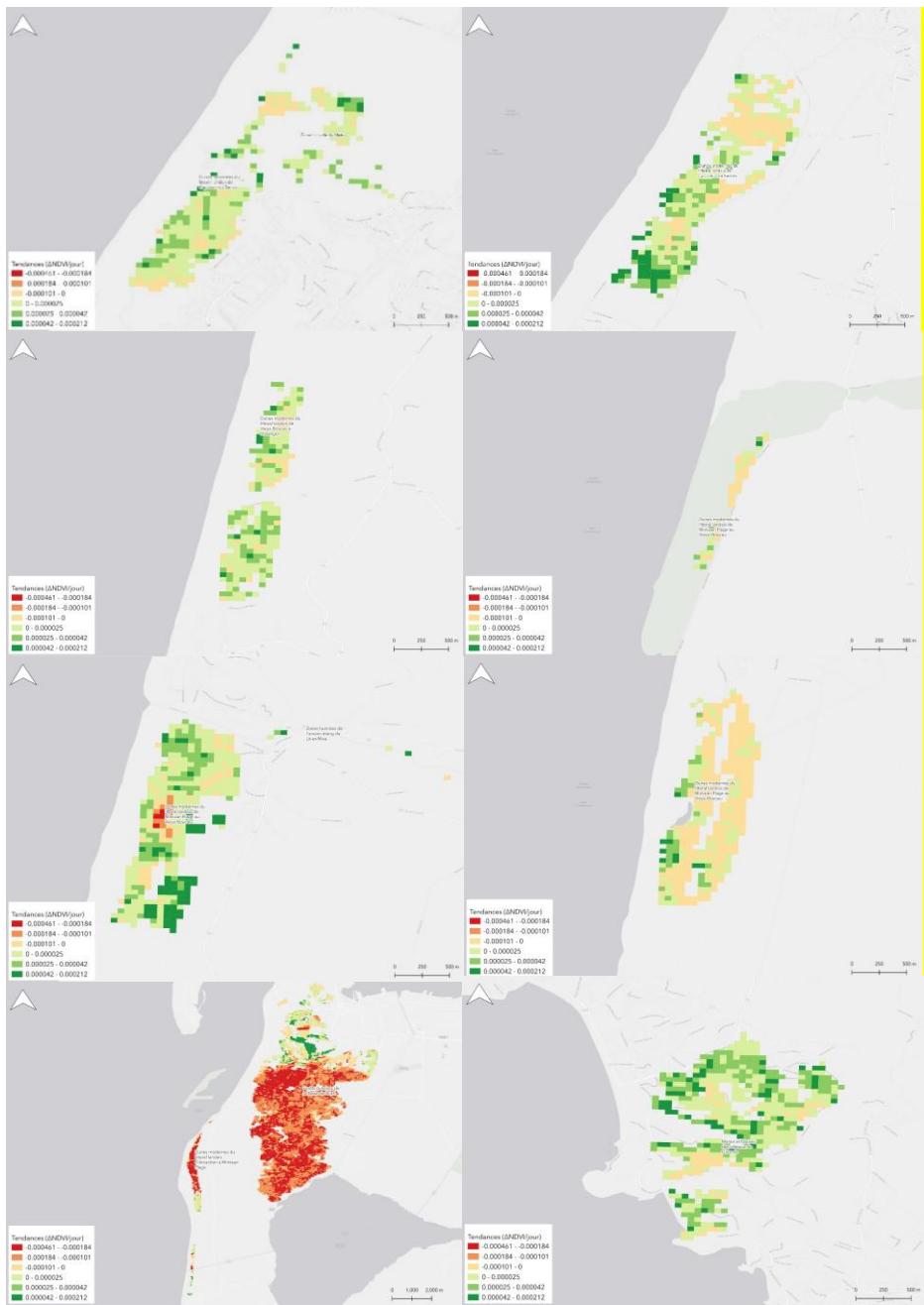


Figura 51. Resumen integrado de la importancia, vocación, potencial económico y evolución a largo plazo de los servicios ecosistémicos en el hábitat 2270 (Dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster*) en Nueva Aquitania.



114

Figura 52. Tendencias del NDVI en los pinares dunares de Nueva Aquitania (I).

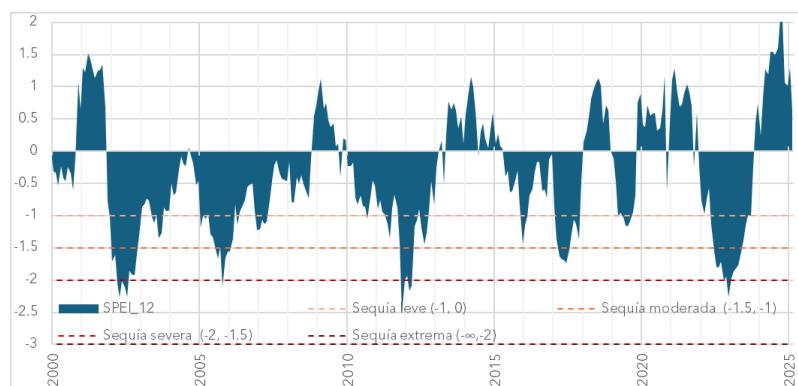


115

Figura 53. Tendencias del NDVI en los pinares dunares de Nueva Aquitania (II).

7.5.3. Indicadores de resiliencia

Dado lo expuesto en el apartado 6.5., no resulta pertinente comparar factores topográficos en el contexto dunar. Por ello, se han analizado varias sequías ocurridas durante el último siglo (Figura 54). En estos períodos (véase Figura 55), se ha observado que la resistencia del sistema disminuye mientras que su resiliencia aumenta, lo que podría atribuirse a la intensidad y duración de las sequías. Este comportamiento aparentemente contradictorio (menor resistencia, pero mayor resiliencia) puede explicarse por la hipótesis de que, en determinados ecosistemas, mientras el sistema no colapse, cuanto más se vea afectado por una perturbación (menor resistencia), mayor será su capacidad de recuperación a posteriori (aumento de la resiliencia).



116

Figura 54. Evolución del índice SPEI (2000-2024), calculado con datos históricos desde 1950 en la franja litoral de Nueva Aquitania (Beguería, 2022).

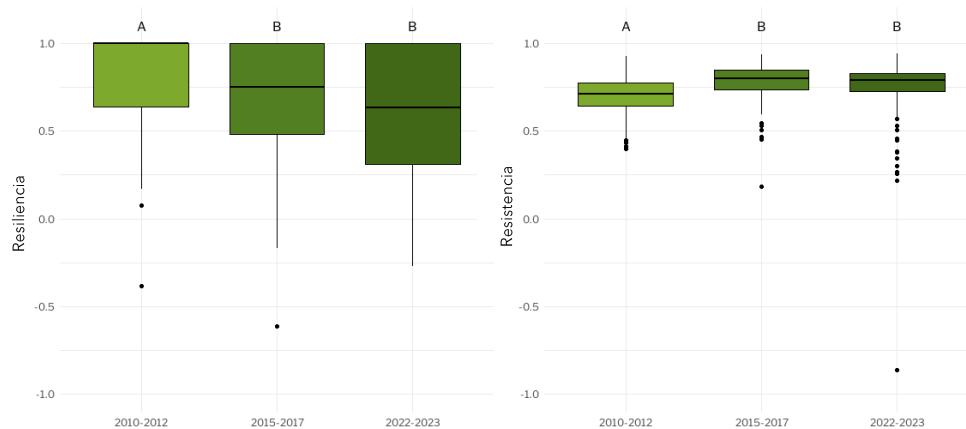


Figura 55. Resistencia y resiliencia para diferentes períodos asociados con sequías severas para las dunas con bosques de *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster* (hábitat 2270) en Nueva Aquitania.

7.5.4. Impacto de la gestión forestal en la resiliencia

La gestión de los bosques dunares de Nueva Aquitania se ha orientado históricamente hacia la conciliación de múltiples funciones –protección medioambiental, producción de madera y uso público– mediante enfoques innovadores y participativos. Aproximadamente el 80 % del cordón dunar aquitano es propiedad pública. El organismo responsable, la Oficina Nacional de los Bosques (ONF), aplica desde hace décadas un modelo de «gestión flexible» basado en la ingeniería ecológica, cuyo objetivo es imitar y acompañar los procesos naturales (dinámica del viento, arena y vegetación), en lugar de imponer estructuras rígidas (Forêts du Bassin d'Arcachon, 2023). Este enfoque se origina en técnicas del siglo XIX, cuando se emplearon empalizadas de madera y plantaciones de barrón (*Ammophila arenaria*) para estabilizar las dunas móviles. Con el tiempo, la metodología ha evolucionado y se basa actualmente en tres principios fundamentales: (1) retener la arena cerca de su fuente mediante barreras naturales, (2) proteger los ecosistemas «amortiguadores» que reducen la erosión (dunas, marismas, bosques), y (3) acompañar la movilidad costera en lugar de impedirla por completo (Forêts du Bassin d'Arcachon, 2023).

La estrategia conjunta ONF-Región Nueva Aquitania se fundamenta en convenios establecidos desde 2014 para fortalecer la gestión sostenible del litoral. El acuerdo vigente (2022-2027) establece cuatro ejes estratégicos:

- Prevención de riesgos naturales en un clima cambiante: lucha contra los incendios forestales y control de la erosión costera y montañosa.
- Gestión forestal sostenible y economía local: gestión multifuncional de los bosques al servicio del desarrollo territorial, valorización de los recursos, anticipación de los mercados futuros de la bioeconomía forestal y formación de profesionales.
- Funciones sociales y sensibilización: mejora de la acogida del público, educación ambiental y participación ciudadana en la gestión forestal.
- Protección de las funciones ecológicas: mitigación del cambio climático (mediante la captura de carbono), lucha contra especies invasoras o problemáticas, conservación de zonas húmedas y suelos, y mejora del estado de la biodiversidad gracias a una mejor caracterización de sus servicios (Santé des forêts, s.f.; Forêts du Bassin d'Arcachon, 2023).

Este enfoque multifuncional implica una estricta regulación del aprovechamiento forestal basada en criterios de sostenibilidad, incluyendo la limitación de cortas a hecho para evitar la degradación de los suelos arenosos. Se favorece, en lo posible, la regeneración natural del pino marítimo, complementada con reforestaciones tras eventos catastróficos como incendios forestales.

Las políticas actuales combinan restauración ecológica (dunas y bosques degradados), adaptación al cambio climático (selección de procedencias más resilientes de *Pinus pinaster*, mantenimiento de una franja forestal heterogénea resistente a incendios y plagas) y regulación de usos (extracción controlada de madera, gestión del acceso público), con el objetivo general de garantizar la integridad y funcionalidad de los ecosistemas dunares a largo plazo.

117

En este contexto, se han evaluado y comparado durante la sequía del año 2022/2023 la resiliencia de parcelas bajo diferentes enfoques de gestión forestal: aquellas donde prevalece la regeneración natural y mínima intervención (gestión extensiva), frente a parcelas gestionadas de manera más intensiva, que incluyen mantenimiento periódico de caminos, realización de claras y clareos frecuentes, y otras intervenciones activas. Las parcelas sometidas a gestión intensiva mostraron mayor resiliencia y resistencia durante dicho evento de sequía.

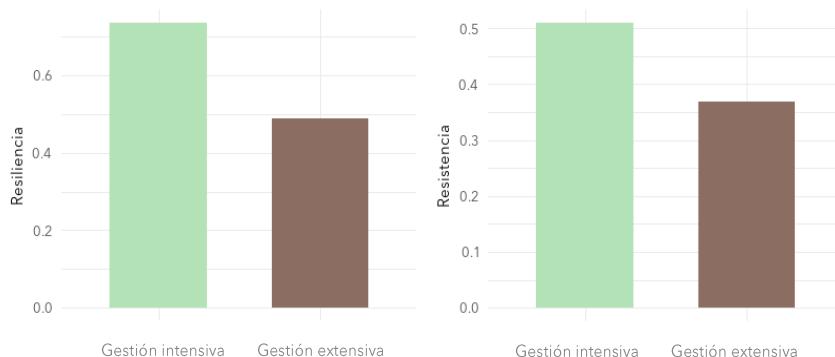


Figura 56. Comparación de la resiliencia entre rodales pareados de gestión intensiva y gestión extensiva en el hábitat 2270 de Nueva Aquitania durante la sequía del 2022/2023.

7.5.5. Importancia y potencial económico de los servicios ecosistémicos

La multifuncionalidad de los pinares dunares de Nueva Aquitania se refleja en una variedad de servicios ecosistémicos de gran importancia socioeconómica y, al mismo tiempo, en la necesidad de una gestión integral que concilie sus distintos usos. Estos macizos forestales presentan una doble faceta esencial: por un lado, son espacios naturales protegidos con un alto valor ecológico; por otro, son bosques explotados que sustentan la economía local.

Desde el siglo XIX, el pinar litoral de las Landas –parte del mayor macizo forestal de Europa occidental– fue plantado para fijar las dunas y proporcionar recursos madereros. Hoy en día, estas explotaciones siguen siendo relevantes, especialmente en lo que respecta al pino marítimo (*Pinus pinaster*), utilizado en la construcción, la industria (aserraderos, pasta de papel) y la bioenergía (leña, astillas). El macizo de las Landas proporciona una materia prima esencial para un amplio sector forestal, generador de miles de empleos, y contribuye a la absorción de alrededor del 20 % de las emisiones regionales de CO₂ (Salud de los bosques, s.f.).

Además de esta dimensión productiva, los bosques dunares ofrecen beneficios económicos indirectos de primer orden. Sirven como “escenario natural” que impulsa el turismo en la costa atlántica, acogiendo cada año a millones de visitantes que practican actividades al aire libre. El flujo turístico estimula la hostelería y el comercio, al tiempo que pone en valor el paisaje dunar y

118

la identidad cultural asociada a la historia de la fijación de las arenas o a los antiguos usos de la resina.

Estudios del ONF y otros organismos estiman que la captura de carbono representa un beneficio anual de unos 268 millones de euros, que la biodiversidad está valorada en aproximadamente 65 millones de euros, y que las actividades recreativas y paisajísticas generan en torno a 61 millones de euros (Las dunas costeras, s.f.). También se estima que la protección costera proporcionada por las dunas forestales es 100 veces más económica que la construcción de infraestructuras artificiales (Las dunas costeras, s.f.), lo que pone de relieve el valor de este "escudo verde" frente a la erosión y las tormentas marítimas.

En esta perspectiva, la producción de madera (tablas, pasta, pellets) y el uso de residuos (ramas, árboles caídos) para bioenergía refuerzan el perfil económico de los pinares, mientras que la retención de arenas y la captura de carbono subrayan su papel como infraestructura natural. La importancia de estos servicios pone de manifiesto la necesidad de explorar mecanismos de financiación innovadores, como los pagos por servicios ecosistémicos (PSE) o los créditos de carbono, para garantizar la viabilidad de su gestión a largo plazo.

Asimismo, la biodiversidad –sostenida por un mosaico de dunas embrionarias, grises y bosques costeros– desempeña un papel de "garantía ecológica", mejorando la resiliencia frente a perturbaciones y aumentando el atractivo de actividades científicas, ecoturísticas o de ciencia ciudadana.

El turismo y los servicios culturales completan este abanico de funciones. Con millones de visitantes cada año, los pinares litorales representan un activo clave para la oferta turística, consolidando la imagen de marca del litoral aquitano y generando oportunidades para la hostelería y el comercio local. No obstante, el aumento del uso recreativo debe gestionarse para evitar la degradación de la vegetación dunar o la sobrecarga de infraestructuras, siendo necesarias medidas de control de accesos y de concienciación ambiental. Aunque estos bosques pueden sostener de forma duradera una diversificación de actividades –desde senderos interpretativos hasta ecoturismo especializado–, su gestión debe velar siempre por preservar su integridad ecológica.

A futuro, se vislumbran grandes desafíos, pero también nuevas oportunidades de valorización sostenible. La adaptación al cambio climático exige una diversificación de la estructura forestal (por ejemplo, mediante especies resistentes al fuego como el alcornoque, o seleccionando procedencias de *Pinus pinaster* más tolerantes a la sequía), un refuerzo de la prevención de incendios (cortafuegos, mantenimiento de puntos de agua, vigilancia) y la aceptación de la movilidad de las dunas para proteger de forma duradera el litoral. La región de Nueva Aquitania ha establecido objetivos en sus planes de adaptación (Acclimaterra, etc.), subrayando la necesidad de responder a la vulnerabilidad tanto del litoral como de los bosques.

119

Por otra parte, el desarrollo de la bioeconomía forestal ofrece vías para aumentar la contribución económica de estos pinares sin perjudicar su conservación, promoviendo, por ejemplo, el uso de la madera como material sostenible o la extracción de subproductos (resina, aceites).

Por último, para que estas políticas sean eficaces, es esencial una gobernanza participativa que implique a las autoridades locales, los gestores (ONF, Conservatorio del Litoral), los propietarios, el sector turístico, los científicos y la sociedad civil. La coordinación debe reforzar una planificación integrada litoral-bosque, integrando la conservación de las dunas en los planes urbanísticos y en las estrategias de adaptación costera.

Espacios de diálogo como los consejos locales de gestión o los comités de pilotaje Natura 2000 podrían ampliarse para articular consensos sobre los usos, accesos o la protección de los hábitats. Iniciativas de sensibilización como la exposición itinerante "Dunas y Bosques: guardianes del litoral" (Salud de los bosques, s.f.) permiten implicar a la población y al sector turístico en la protección activa de las dunas.

En conclusión, los bosques dunares de Nueva Aquitania constituyen un patrimonio natural de valor incalculable y, al mismo tiempo, sustentan la economía regional gracias a una multitud de servicios ecosistémicos –desde la producción de madera hasta la protección del litoral, pasando por la biodiversidad y el ocio. El aumento de los fenómenos extremos, la creciente demanda de recursos y el auge del turismo exigen una gestión proactiva e innovadora, capaz de evitar la degradación de este "escudo verde" y de garantizar su sostenibilidad. La larga experiencia en el control de dunas y el conocimiento científico disponible permiten elaborar estrategias multifuncionales que integren producción, conservación, protección costera y usos sociales. Con la voluntad política necesaria, el compromiso ciudadano y la cooperación entre las partes interesadas, estos pinares costeros seguirán siendo los "guardianes del litoral", protegiendo las costas y aportando beneficios a las comunidades presentes y futuras.

8. Bibliografía

9 Bosques. (s. f.). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado 17 de diciembre de 2024, de https://www.miteco.gob.es/fr/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/red-natura-2000/rn_fichas_esp_bosques.html

Acácio, V., Holmgren, M., Moreira, F., & Mohren, G. M. J. (2010). Oak Persistence in Mediterranean Landscapes: The Combined Role of Management, Topography, and Wildfires. *Ecology and Society*, 15(4), art40. <https://doi.org/10.5751/ES-03740-150440>

AcclimaTerra, & Le Treut, H. (2018). Anticiper les changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine. Pour agir dans les territoires (p. 488). Région Nouvelle-Aquitaine.

Alfaro-Sánchez, R., Espelta, J. M., Valladares, F., Acuña-Míguez, B., & Martín-Forés, I. (2021). Disentangling the role of sex dimorphism and forest structure as drivers of growth and wood

120

density in expanding *Juniperus thurifera* L. woodlands. *Annals of Forest Science*, 78(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01097-6>

Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), 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), Article 4. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>

Altieri, S., Mereu, S., Cherubini, P., Castaldi, S., Sirignano, C., Lubritto, C., & Battipaglia, G. (2015). Tree-ring carbon and oxygen isotopes indicate different water use strategies in three Mediterranean shrubs at Capo Caccia (Sardinia, Italy). *Trees*, 29(5), Article 5. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1242-z>

Ameztegui, A., Coll, L., Cáceres, M. D., & Morán-Ordóñez, A. (2024). Disturbance impacts on Mediterranean forests across climate and management scenarios. *Journal of Environmental Management*, 371, 123193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123193>

Astigarraga, J., Andivia, E., Zavala, M. A., Gazol, A., Cruz-Alonso, V., Vicente-Serrano, S. M., & Ruiz-Benito, P. (2020). Evidence of non-stationary relationships between climate and forest responses: Increased sensitivity to climate change in Iberian forests. *Global Change Biology*, 26(9), Article 9. <https://doi.org/10.1111/gcb.15198>

Augusto, L. (2020). Nouvelle Aquitaine: Améliorer la réussite de la régénération naturelle du pin maritime en forêt dunaire. INRAE. <https://www.inrae.fr/actualites/nouvelle-aquitaine-ameliorer-reussite-regeneration-naturelle-du-pin-maritime-foret-dunaire>

Baquedano, F. J., & Castillo, F. J. (2007). Drought tolerance in the Mediterranean species *Quercus coccifera*, *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, and *Juniperus phoenicea*. *Photosynthetica*, 45(2), Article 2. <https://doi.org/10.1007/s11099-007-0037-x>

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), Article 10. <https://doi.org/10.1111/gcb.12269>

Barrio, G. D., & Lázaro, R. (2020). Geoecology and Desertification, from physical to human factors: Proceedings of the International Symposium in memory of Prof Juan Puigdefabregas (EcoDesert). CSIC - Estación Experimental de Zonas Áridas (EEZA). <https://doi.org/10.20350/DIGITALCSIC/10579>

Batista, T., Barros, R., Sardinha, J., Mendes, P., Lagartixo, A., & Galhardo, J. (2020). Relatório final. Adaptação às Alterações Climáticas. Alentejo Central. Plano intermunicipal.

Beguería, S. (2022). sbegueria/SPElbase: Version 2.7 (Versión v2.7) [Software]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5864391>

121

Belmonte Serrato, F., López Bermúdez, F., & Romero Díaz, A. (2008). Reducción de la biomasa del pino carrasco (*Pinus halepensis*) en un área del sureste semiárido peninsular como estrategia para evitar el estrés hídrico. 47-48, 25-34.

Benavides, R., Rabasa, S. G., Granda, E., Escudero, A., Hódar, J. A., Martínez-Vilalta, J., Rincón, A. M., Zamora, R., & Valladares, F. (2025). Direct and Indirect Effects of Climate on Demography and Early Growth of *Pinus sylvestris* at the Rear Edge: Changing Roles of Biotic and Abiotic Factors. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059824>

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>

Bonfils, C. J. W., Santer, B. D., Fyfe, J. C., Marvel, K., Phillips, T. J., & Zimmerman, S. R. H. (2020). Human influence on joint changes in temperature, rainfall and continental aridity. *Nature Climate Change*, 10(8), Article 8. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0821-1>

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), Article 6. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12847>

Brasier, C. M., Robredo, F., & Ferraz, J. F. P. (1993). Evidence for *Phytophthora cinnamomi* involvement in Iberian oak decline. *Plant Pathology*, 42(1), Article 1. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1993.tb01482.x>

Brasier, C. M., & Scott, J. K. (1994). European oak declines and global warming: A theoretical assessment with special reference to the activity of *Phytophthora cinnamomi*. *EPPO Bulletin*, 24(1), 221-232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.1994.tb01063.x>

Bravo, F., Oviedo, A., Calama, R., Calvo, L., Candel-Pérez, D., Canepa Oneto, A., Colino-Rabanal, V., Taranco, C., Gaztelurrutia, M., Diez, J., Manso, A., Nieto, M., Sanz, V., Celia, H., Lizana, M., Lopez, D., Madrigal-González, J., Montero, G., Mutke, S., & Velázquez, E. (2022). Adaptación al cambio climático. Directrices para la adaptación de la gestión del patrimonio natural y la política forestal al cambio climático en Castilla y León.

Camarero, J., Gazol, A., Sangüesa-Barreda, G., Cantero, A., Sánchez-Salguero, R., Sánchez-Miranda, A., & Ibáñez, R. (2018). Forest growth responses to drought at short-and long-term scales in Spain: Squeezing the stress memory from tree rings. *Front Ecol Evol*.

Camarero, J. J., Gazol, A., Sánchez-Salguero, R., Sangüesa-Barreda, G., Díaz-Delgado, R., & Casals, P. (2020). Dieback and mortality of junipers caused by drought: Dissimilar growth and wood isotope patterns preceding shrub death. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108078. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108078>

122

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), Article 1. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12295>

Camarero, J. J., Gazol, A., Valeriano, C., Pizarro, M., & González de Andrés, E. (2023). Topoclimatic modulation of growth and production of intra-annual density fluctuations in *Juniperus thurifera*. *Dendrochronologia*, 82, 126145. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2023.126145>

Camilo-Alves, C., da Clara, M. I. E., & de Almeida Ribeiro, N. M. C. (2013). Decline of Mediterranean oak trees and its association with *Phytophthora cinnamomi*: A review. *European Journal of Forest Research*, 132(3), Article 3. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0688-z>

Carcavilla, L., & Cova, R. (2009). La geoconservación en Castilla-La Mancha: Estado actual y perspectivas de futuro. *Cuaternario y geomorfología*, 23(3-4), Article 3-4.

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), Article 3. <https://doi.org/10.1111/geb.12111>

Carvalho. (1870). O passado, presente e futuro dos montados. Estudo Económico-Agrícola no Distrito de Beja. Dissertation, Instituto Geral de Agricultura, Lisbon.

Centeri, C. (2022). Effects of Grazing on Water Erosion, Compaction and Infiltration on Grasslands. *Hydrology*, 9(2), 34. <https://doi.org/10.3390/hydrology9020034>

Chaplot, V., & Mutema, M. (2022). Impact of Overgrazing on Diffuse and Concentrated Erosion: Case Study in the Sloping Lands of South Africa. *Hydrology*, 9(7), 121. <https://doi.org/10.3390/hydrology9070121>

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), Article 2. <https://doi.org/10.1080/11263500500160591>

Conesa-García, C. (2006). Las formas del relieve. En *El medio físico de la Región de Murcia* (1.ª ed., pp. 47-93). Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.

Corcobado, T., Cubera, E., Moreno, G., & Solla, A. (2013). *Quercus ilex* forests are influenced by annual variations in water table, soil water deficit and fine root loss caused by *Phytophthora cinnamomi*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 169, 92-99. Scopus. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.09.017>

Corcobado, T., Cubera, E., Pérez-Sierra, A., Jung, T., & Solla, A. (2010). First report of *Phytophthora gonapodyides* involved in the decline of *Quercus ilex* in xeric conditions in Spain. *New Disease Reports*, 22(1), Article 1. <https://doi.org/10.5197/j.2044-0588.2010.022.033>

123

Corcobado, T., Vivas, M., Moreno, G., & Solla, A. (2014). Ectomycorrhizal symbiosis in declining and non-declining *Quercus ilex* trees infected with or free of *Phytophthora cinnamomi*. *Forest Ecology and Management*, 324, 72-80. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.040>

Costa, A., Pereira, H., & Madeira, M. (2010). Analysis of spatial patterns of oak decline in cork oak woodlands in Mediterranean conditions. *Annals of Forest Science*, 67(2), 204-204. <https://doi.org/10.1051/forest/2009097>

Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206, 22.7.1992, pp. 7-50). (s. f.). <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/2013-07-01>

Cuarto inventario Forestal Nacional: Castilla y León. (2021). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).

Cuarto inventario Forestal Nacional: Castilla-La Mancha. (2023). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).

Cuarto inventario Forestal Nacional: Región de Murcia. (2012). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).

Cubera, E., & Moreno, G. (2007). Effect of single *Quercus ilex* trees upon spatial and seasonal changes in soil water content in dehesas of central western Spain. *Annals of Forest Science*, 64(3), Article 3. <https://doi.org/10.1051/forest:2007012>

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), Article 6. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.6.793>

del Campo, A. D., Navarro Cerrillo, R. M., Hermoso, J., & Ibáñez, A. J. (2007). Relationships between site and stock quality in *Pinus halepensis* Mill. Reforestation on semiarid landscapes in eastern Spain. *Annals of Forest Science*, 64(7), Article 7. <https://doi.org/10.1051/forest:2007052>

DeSoto, L., Olano, J. M., & Rozas, V. (2016). Secondary Growth and Carbohydrate Storage Patterns Differ between Sexes in *Juniperus thurifera*. *Frontiers in Plant Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00723>

Díez, A., & Molina, C. (2008). Propuesta del Plan de Gestión del Lugar de Importancia Comunitaria «Sabinares Sierra de Cabrejas» (Soria). Asoc. Tierras Sorianas del Cid, Asopiva y Junta de Castilla y León. Con la financiación del Programa PRODERCAL y la Fundación Biodiversidad.

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(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3229-2>

Dos Santos, M. P., Morais, T. G., Domingos, T., & Teixeira, R. F. M. (2022). Valuing Ecosystem Services Provided by Pasture-Based Beef Farms in Alentejo, Portugal. *Land*, 11(12), 2238. <https://doi.org/10.3390/land11122238>

DUNES DES CASERNES. (s. f.). Recuperado 13 de marzo de 2025, de https://www.conservatoire-du-littoral.fr/siteLittoral/279/28-dunes-des-casernes-40_landes.htm

Dunne, T. (1990). Chapter 1. Hydrology mechanics, and geomorphic implications of erosion by subsurface flow. En Geological Society of America Special Papers (Vol. 252, pp. 1-28). Geological Society of America. <https://doi.org/10.1130/SPE252-p1>

Dupouy, E. (2018, abril 16). Le rôle des écosystèmes face à l'érosion côtière en Aquitaine. UICN France. <https://uicn.fr/les-services-rendus-par-les-ecosystemes-sableux-en-aquitaine/>

Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R. M., Van Gils, H., & Groen, T. A. (2018). Forecasting oak decline caused by *Phytophthora cinnamomi* in Andalusia: Identification of priority areas for intervention. *Forest Ecology and Management*, 417, 122-136. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.045>

Esteve Selma, M. Á., Carreño Fructuoso, M. F., Moya Pérez, J. M., Montoya Bernabéu, P. F., Martínez Fernández, J., Pérez Navarro, M. Á., & Lloret, F. (2018). Respuesta de los bosques de *Pinus halepensis* del sureste ibérico al cambio climático: Los eventos de sequía extrema (Agencia Estatal de Meteorología & Agencia Estatal de Meteorología, Eds.; Asociación Española de Climatología; Agencia Estatal de Meteorología). <https://repositorio.aemet.es/handle/20.500.11765/9990>

Estratégia Regional de Adaptação às Alterações Climáticas do Alentejo (D4. Diagnóstico Prospectivo Regional, p. 274). (2023). [Entregable]. Alentejo. Adaptação às Alterações Climáticas. <http://web2.spi.pt/alentejo/>

Falk, D. A., Van Mantgem, P. J., Keeley, J. E., Gregg, R. M., Guiterman, C. H., Tepley, A. J., Jn Young, D., & Marshall, L. A. (2022). Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management*, 512, 120129. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120129>

Farjon, A. (2010). The Taxonomy of multiseed Junipers (*Juniperus* sect. *Sabina*) in southwest Asia and East Africa (Taxonomic notes on Cupressaceae I). *Edinburgh Journal of Botany*, 49(3), 251-283. <https://doi.org/10.1017/S0960428600000524>

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), Article 4.

Forêts du Bassin d'Arcachon: Des milieux exceptionnels entre lagune et océan. (2023, octubre 16). Office national des forêts. <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+/a64::forets-du-bassin-darcachon-des-milieux-forestiers-exceptionnels-entre-lagune-et-ocean.html>

125

Forner, A., Valladares, F., Bonal, D., Granier, A., Grossiord, C., & Aranda, I. (2018). Extreme droughts affecting Mediterranean tree species' growth and water-use efficiency: The importance of timing. *Tree Physiology*, 38(8), Article 8. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpy022>

Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., Beck, P. S. A., Camps-Valls, G., Chirici, G., Mauri, A., & Cescatti, A. (2021). Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. *Nature Communications*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7>

García de la Serrana, R., Vilagrosa, A., & Alloza, J. A. (2015). Pine mortality in southeast Spain after an extreme dry and warm year: Interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. *Trees*, 29(6), Article 6. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1261-9>

García Rodríguez, J. (2023). La gestión forestal sostenible en la Región de Murcia. Estrategia y plan forestal de la Región de Murcia. XLV JORNADA TEMÁTICA Red de Autoridades Ambientales Murcia, Murcia.

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, Article 59-60. https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.201159-60827

Garrido Abenza, R., Palenzuela Cruz, J. E., & Bañón Peregrín, L. M. (2013). Atlas climático de la Región de Murcia. Agencia Estatal de Meteorología. <http://hdl.handle.net/20.500.11765/13220>

Garrido-Cuenca, N. M., & Delgado-Piqueras, F. (2020). La lucha contra el cambio climático y otras políticas ambientales en Castilla La Mancha.

Gauquelin, T., Bertaudiére, V., Montes, N., Badri, W., & Asmode, J. (1999). Endangered stands of thuriferous juniper in the western Mediterranean basin: Ecological status, conservation and management. *Biodiversity & Conservation*, 8(11), Article 11. <https://doi.org/10.1023/A:1008966808796>

Gazol, A., Heres, A.-M., & Curiel Yuste, J. (2021). Land-use practices (coppices and dehesas) and management intensity modulate responses of Holm oak growth to drought. *Agricultural and Forest Meteorology*, 297, 108235. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108235>

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), Article 9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.025>

126

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 (world). <https://doi.org/10.3832/ifor2317-010>

GESDINET. (s. f.). Patrimonio Natural de Castilla y León | Reserva Natural | Reserva natural Sabinar de Calatañazor. Fundación Patrimonio Natural de Castilla y León. Recuperado 5 de marzo de 2025, de <https://patrimonionatural.org/espacios-naturales/reserva-natural/reserva-natural-sabinar-de-calatanazor>

Gimeno, T. E., Camarero, J. J., Granda, E., Pías, B., & Valladares, F. (2012a). Enhanced growth of *Juniperus thurifera* under a warmer climate is explained by a positive carbon gain under cold and drought. *Tree Physiology*, 32(3), 326-336. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps011>

Gimeno, T. E., Camarero, J. J., Granda, E., Pías, B., & Valladares, F. (2012b). Enhanced growth of *Juniperus thurifera* under a warmer climate is explained by a positive carbon gain under cold and drought. *Tree Physiology*, 32(3), 326-336. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps011>

Gómez Cantero, J. (2018). Alteraciones climáticas observadas en los últimos años. En J. Gómez Cantero, A. Rodríguez Torres, E. Bustillo Holgado, & P. Rodríguez Bustamante (Eds.), *Estudio sobre Efectos Constatados y Percepción del Cambio Climático en el Medio Rural de Castilla-La Mancha. Propuestas de Medidas de Adaptación*. (pp. 11-52). Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Granda, E., Camarero, J. J., Gimeno, T. E., Martínez-Fernández, J., & Valladares, F. (2013). Intensity and timing of warming and drought differentially affect growth patterns of co-occurring Mediterranean tree species. *European Journal of Forest Research*, 132(3), Article 3. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0687-0>

Granda, E., Gazol, A., & Camarero, J. J. (2018). Functional diversity differently shapes growth resilience to drought for co-existing pine species. *Journal of Vegetation Science*, 29(2), 265-275. <https://doi.org/10.1111/jvs.12617>

Greenwood, S., Ruiz-Benito, P., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Kitzberger, T., Allen, C. D., Fensham, R., Laughlin, D. C., Kattge, J., Bönnisch, G., Kraft, N. J. B., & Jump, A. S. (2017). Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology Letters*, 20(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/ele.12748>

Grünig, M., Seidl, R., & Senf, C. (2023). Increasing aridity causes larger and more severe forest fires across Europe. *Global Change Biology*, 29(6), Article 6. <https://doi.org/10.1111/gcb.16547>

Hernández-Lambráño, R. E., González-Moreno, P., & Sánchez-Agudo, J. Á. (2018). Environmental factors associated with the spatial distribution of invasive plant pathogens in the Iberian Peninsula: The case of *Phytophthora cinnamomi* Rands. *Forest Ecology and Management*, 419-420, 101-109. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.026>

127

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(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2707-7>

Ibáñez, B., Gómez-Aparicio, L., Ávila, J. M., Pérez-Ramos, I. M., García, L. V., & Marañón, T. (2015). Impact of tree decline on spatial patterns of seedling-mycorrhiza interactions: Implications for regeneration dynamics in Mediterranean forests. *Forest Ecology and Management*, 353, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.014>

Interpretation Manual of European Union Habitats, version EUR 28. (2013). European Commission, DG-ENV.

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), Article 9. <https://doi.org/10.1111/gcb.13636>

Justus, J. (2007). Complexity, Diversity, and Stability. En S. Sahotra & A. Plutynski (Eds.), *A Companion to the Philosophy of Biology* (1.^a ed., pp. 321-350). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470696590.ch18>

Kagawa, A., Sugimoto, A., & Maximov, T. C. (2006). ¹³CO₂ pulse-labelling of photoassimilates reveals carbon allocation within and between tree rings. *Plant, Cell & Environment*, 29(8), 1571-1584. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2006.01533.x>

Khorchani, M., Martin-Hernandez, N., Vicente-Serrano, S. M., Azorin-Molina, C., Garcia, M., Domínguez-Duran, M. A., Reig, F., Peña-Gallardo, M., & Domínguez-Castro, F. (2018). Average annual and seasonal Land Surface Temperature, Spanish Peninsular. *Journal of Maps*, 14(2), Article 2. <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), Article 12. <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), Article 13. <https://doi.org/10.1002/esp.441>

Klein, T., Di Matteo, G., Rotenberg, E., Cohen, S., & Yakir, D. (2013). Differential ecophysiological response of a major Mediterranean pine species across a climatic gradient. *Tree Physiology*, 33(1), Article 1. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps116>

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(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1671-8>

Kozlowski, T. T., & Pallardy, S. G. (2002). Acclimation and adaptive responses of woody plants to environmental stresses. *The Botanical Review*, 68(2), Article 2.

128

Krämer, S., Miller, P. M., & Eddleman, L. E. (1996). Root system morphology and development of seedling and juvenile *Juniperus occidentalis*. *Forest Ecology and Management*, 86(1), 229-240. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03769-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03769-3)

La dehesa, en peligro de extinción. (2016, noviembre 23). <https://www.lanzadigital.com/provincia/la-dehesa-en-peligro-de-extincion/>

La gestion des dunes par l'ONF. (s. f.). Natura 2000 dune-littorale-aquitaine. Recuperado 13 de marzo de 2025, de <https://dune-littorale-aquitaine.n2000.fr/tt/gestiondunes>

Lecina-Diaz, J., Martínez-Vilalta, J., Alvarez, A., Banqué, M., Birkmann, J., Feldmeyer, D., Vayreda, J., & Retana, J. (2021). Characterizing forest vulnerability and risk to climate-change hazards. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(2), Article 2. <https://doi.org/10.1002/fee.2278>

Lecina-Diaz, J., Martínez-Vilalta, J., Alvarez, A., Vayreda, J., & Retana, J. (2021). Assessing the Risk of Losing Forest Ecosystem Services Due to Wildfires. *Ecosystems*, 24(7), Article 7. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00611-1>

Lecina-Diaz, J., Senf, C., Grünig, M., & Seidl, R. (2024). Ecosystem services at risk from disturbance in Europe's forests. *Global Change Biology*, 30(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/gcb.17242>

Les dunes côtières. (s. f.). Recuperado 13 de marzo de 2025, de <https://www.observatoire-cote-aquitaine.fr/Les-dunes-cotieres-31>

LIFE Soria ForestAdapt. (2020). Informe de base climático de Soria y sus comarcas forestales (p. 51) [Informe]. LIFE Soria ForestAdapt. <https://www.soriaforestadapt.es/es/documento/informe-base-climatico-soria-sus-comarcas-forestales>

López-Rey Lumbreras, D. (2018). Extremos meteorológicos: Analizar el pasado para entender el presente. En J. Gómez Cantero, A. Rodríguez Torres, E. Bustillo Holgado, & P. Rodríguez Bustamante (Eds.), *Estudio sobre Efectos Constatados y Percepción del Cambio Climático en el Medio Rural de Castilla-La Mancha. Propuestas de Medidas de Adaptación.* (pp. 11-52). Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

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), Article 5. <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02143-6>

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.

129

Science of The Total Environment, 728, 138536.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138536>

Martín Vide, J., & Olcina Cantos, 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-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., & Tudela-Serrano, M. L. (2006). El suelo en la Región de Murcia, un medio vulnerable. En *El medio físico de la Región de Murcia* (1.^a ed., pp. 183-218). Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.

Martínez-Vilalta, J., Prat, E., Oliveras, I., & Piñol, J. (2002a). Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species. *Oecologia*, 133(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1009-2>

Martínez-Vilalta, J., Prat, E., Oliveras, I., & Piñol, J. (2002b). Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species. *Oecologia*, 133(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1009-2>

Martín-Forés, I., Magro, S., Bravo-Oviedo, A., Alfaro-Sánchez, R., Espelta, J. M., Frei, T., Valdés-Correcher, E., Rodríguez Fernández-Blanco, C., Winkel, G., Gerzabek, G., González-Martínez, S. C., Hampe, A., & Valladares, F. (2020). Spontaneous forest regrowth in South-West Europe: Consequences for nature's contributions to people. *People and Nature*, 2(4), 980-994. <https://doi.org/10.1002/pan3.10161>

Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., & Gomis, M. (2021). Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2(1), Article 1.

McDowell, N. G., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B. H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J. S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury-Brown, A., Hurt, G. C., Jackson, R. B., Johnson, D. J., Kueppers, L., Lichstein, J. W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T. A. M., Seidl, R., ... Xu, C. (2020). Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368(6494), Article 6494. <https://doi.org/10.1126/science.aa9463>

MedECC, C. (2020). Environmental Change in the Mediterranean Basin-Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report [Cramer, W., Guiot, J., Marini, K.(eds.)] Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France, 632.

Melo, C., Costa, S., Valente, A. R., Medeiros, C., Martins, F., Almeida, S., & Fernandes, S. (2022). Avaliação Ex-ante e Avaliação Ambiental Estratégica do Programa Regional do Alentejo para o período d

130

e programação 2021-2027 [Relatório Final (Relatório Ambiental) – versão final]. Avaliação Ambiental Estratégica Alentejo 2030.

Milieux littoraux. (2020, enero 7). Agence Régionale de la Biodiversité Nouvelle-Aquitaine. <https://www.biodiversite-nouvelle-aquitaine.fr/connaitre/les-milieux-aquatiques/milieux-littoraux/>

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), Article 8. <https://doi.org/10.1890/06-1715.1>

Montado, Cultural Landscape. (2017). UNESCO World Heritage Centre. <https://whc.unesco.org/en/tentativelists/6210/>

Morán-Ordóñez, A., Duane, A., Gil-Tena, A., De Cáceres, M., Aquilué, N., Guerra, C. A., Geijzendorff, I. R., Fortin, M.-J., & Brotons, L. (2020). Future impact of climate extremes in the Mediterranean: Soil erosion projections when fire and extreme rainfall meet. *Land Degradation & Development*, 31(18), Article 18. <https://doi.org/10.1002/lodr.3694>

Morán-Ordóñez, A., Ramsauer, J., Coll, L., Brotons, L., & Ameztegui, A. (2021). Ecosystem services provision by Mediterranean forests will be compromised above 2°C warming. *Global Change Biology*, 27(18), Article 18. <https://doi.org/10.1111/gcb.15745>

Morcillo, L., Gallego, D., González, E., & Vilagrosa, A. (2019). Forest decline triggered by phloem parasitismrelated biotic factors in Aleppo pine (*Pinus halepensis*). *Forests* 10: 608.

Morcillo, L., Muñoz-Rengifo, J. C., Torres-Ruiz, J. M., Delzon, S., Moutahir, H., & Vilagrosa, A. (2022a). 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>

Morcillo, L., Muñoz-Rengifo, J. C., Torres-Ruiz, J. M., Delzon, S., Moutahir, H., & Vilagrosa, A. (2022b). 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), Article 7. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpac001>

Moreno, G., Vivas, M., Pérez, A., Cubera, E., Madeira, M., & Solla, A. (2009). Soil properties linked to *Phytophthora cinnamomi* presence and oak decline in Iberian dehesas. 13868. EGU General Assembly Conference Abstracts.

Moreno-de-las-Heras, M., Bochet, E., Vicente-Serrano, S. M., Espigares, T., Molina, M. J., Monleón, V., Nicolau, J. M., Tormo, J., & García-Fayos, P. (2023). Drought conditions, aridity and forest structure control the responses of Iberian holm oak woodlands to extreme droughts: A large-scale remote-sensing exploration in eastern Spain. *Science of The Total Environment*, 901, 165887. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165887>

131

Moreno-Fernández, D., Viana-Soto, A., Camarero, J. J., Zavala, M. A., Tijerín, J., & García, M. (2021). Using spectral indices as early warning signals of forest dieback: The case of drought-prone *Pinus pinaster* forests. *Science of The Total Environment*, 793, 148578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148578>

Muñoz-Rojas, J., Carrasco González, R. M., & De Pedraza Gilsanz, J. (2009). Geomorfología Regional y Ordenación Integral del Territorio: Nuevas perspectivas basadas en la incertidumbre y la complejidad de las formas del terreno. Aplicación en la cuenca del Río Bullaque (Montes de Toledo, España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Geológica*, 103(1-4), Article 1-4.

Nafría García, D. A., Garrido Del Pozo, N., Álvarez Arias, M. V., Cubero Jiménez, D., Fernández Sánchez, M., Villarino Barrera, I., Gutiérrez García, A., & Abia Llera, I. (2013). Atlas agroclimático—Castilla y León (1ª Edición). Agencia Estatal de Meteorología & Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. <https://doi.org/10.31978/281-13-008-5>

Nasir Ahmad, N. S. B., Mustafa, F. B., Muhammad Yusoff, S. @ Y., & Didams, G. (2020). A systematic review of soil erosion control practices on the agricultural land in Asia. *International Soil and Water Conservation Research*, 8(2), 103-115. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.04.001>

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 in open woodlands of Southwestern Spain. *Dendrochronologia*, 38, 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.03.003>

NECESIDADES Y OPORTUNIDADES DE TRANSFERENCIA DE CONOCIMIENTO E INNOVACIÓN EN EL SISTEMA DEHESA-MONTADO. (2019). [Entregable]. Proyecto PRODEHESA-MONTADO.

Nicoletti, R., De Masi, L., Migliozi, A., & Calandrelli, M. M. (2024). Analysis of Dieback in a Coastal Pinewood in Campania, Southern Italy, through High-Resolution Remote Sensing. *Plants*, 13(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/plants13020182>

Olano, J. M., González-Muñoz, N., Arzac, A., Rozas, V., von Arx, G., Delzon, S., & García-Cervigón, A. I. (2017). Sex determines xylem anatomy in a dioecious conifer: Hydraulic consequences in a drier world. *Tree Physiology*, 37(11), 1493-1502. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpx066>

ONF. (s. f.). Nouvelle-Aquitaine, la région la plus boisée de France. Recuperado 7 de abril de 2025, de <https://www.onf.fr/onf/%2B/6d::onf-en-nouvelle-aquitaine.html>

Pargade, J. (2023). Le changement climatique et la forêt. En Nouvelle-Aquitaine. CNPF Nouvelle-Aquitaine.

Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M. E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., Hauf, Y., Jasinevičius, G., Labonne, S., Linkevičius, E., Mahnken, M., Milanovic, S., Nabuurs, G.-J., Nagel, T. A., Nikinmaa, L., Panyatov, M., Bercak, R., Seidl, R., Ostrogović Sever, M. Z., ... Schelhaas,

132

- M.-J. (2023). Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, 29(5), Article 5. <https://doi.org/10.1111/gcb.16531>
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J., & Vallejo, R. (2004). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology*, 171(1), Article 1. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029381.63336.20>
- Peñuelas, J., Sardans, J., Filella, I., Estiarte, M., Llusià, J., Ogaya, R., Carnicer, J., Bartrons, M., Rivas-Ubach, A., Grau, O., Peguero, G., Margalef, O., Pla-Rabés, S., Stefanescu, C., Asensio, D., Preece, C., Liu, L., Verger, A., Barbata, A., ... Terradas, J. (2017). Impacts of Global Change on Mediterranean Forests and Their Services. *Forests*, 8(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/f8120463>
- Pérez-Mazarío, S., & de Luque-Ripoll, M. (2014). Interpretación del Estándar de Gestión Forestal FSC en la Dehesa Española. GEA FORESTAL.
- Piayda, 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 *<i>Quercus suber</i>* L. woodland during the extreme drought event in 2012. *Biogeosciences*, 11(24), Article 24. <https://doi.org/10.5194/bg-11-7159-2014>
- Pichel, J. (2025, marzo 4). España se queda sin cazadores: Un «colapso» con consecuencias para el campo. *elconfidencial.com*. https://www.elconfidencial.com/tecnologia/ciencia/2025-03-04/cazadores-colapso-consecuencias-campo_4075741/
- Piganiol, V. (2023, septiembre). Un an après, retour sur les incendies forestiers en Gironde de 2022 (ISSN: 2492-7775) [Actualité]. *Géoconfluences*; École normale supérieure de Lyon. <https://geoconfluences.ens-lyon.fr/actualites/veille/breves/incendies-gironde-2022>
- Pinto-Correia, T., Menezes, Helena, & Barroso, L. F. (2014). The Landscape as an Asset in Southern European Fragile Agricultural Systems: Contrasts and Contradictions in Land Managers Attitudes and Practices. *Landscape Research*, 39(2), 205-217. <https://doi.org/10.1080/01426397.2013.790948>
- Pinto-Correia, T., & Primdahl, J. (2009). When rural landscapes change functionality: Constraints and development options for multifunctional landscapes. Examples from contrasting case-studies in Portugal and Denmark. *Multifunctional rural land management: Economics and policies*, 213-234.
- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N., & Sá-Sousa, P. (2011). Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agroforestry Systems*, 82(2), 99-104. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9388-1>
- Pons Giner, B., Mata Olmo, R., Panadero Moya, M., Pillet Capdepón, F., Sancho Comíns, J., Tapiador, F. J., & del Pozo, C. (2011). *Atlas de los paisajes de Castilla-La Mancha* (Servicio de

133

publicaciones de la Universidad de Castilla-La Mancha). Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.

Redondo, M. Á., Pérez-Sierra, A., Abad-Campos, P., Torres, L., Solla, A., Reig-Armiñana, J., & García-Breijo, F. (2015). Histology of *Quercus ilex* roots during infection by *Phytophthora cinnamomi*. *Trees*, 29(6), Article 6. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1275-3>

Région Nouvelle-Aquitaine, Direction régionale de l'Offre de la Biodiversité, & Préfecture de la région Nouvelle-Aquitaine. (s.f.). Stratégie régionale pour la biodiversité Nouvelle-Aquitaine. Le Diagnostic. [Rapport technique]. <https://srb.biodiversite-nouvelle-aquitaine.fr/>

Réseau Action Climat. (2024, septiembre 19). Nouvelle-Aquitaine: Des territoires variés, tous impactés. Réseau Action Climat. <https://reseauactionclimat.org/nouvelle-aquitaine-des-territoires-varies-tous-impacts/>

Respuesta de los bosques de *Pinus halepensis* del sureste ibérico al cambio climático: Los eventos de sequía extrema. (s. f.).

Reyna-Bowen, L., Fernandez-Rebollo, P., Fernández-Habas, J., & Gómez, J. A. (2020). The influence of tree and soil management on soil organic carbon stock and pools in dehesa systems. *CATENA*, 190, 104511. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104511>

Ribeiro, N. A., Gonçalves, A. C., Dias, S., Afonso, T., & Ferreira, A. G. (2003). Multi Level Monitoring System for Cork Oak (*Quercus Suber* L.) Stands in Portugal. En P. Corona, M. Köhl, & M. Marchetti (Eds.), *Advances in Forest Inventory for Sustainable Forest Management and Biodiversity Monitoring* (Vol. 76, pp. 395-403). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0649-0_29

Rodríguez-Estrella, T. (1986). La Neotectónica en la región de Murcia y su incidencia en la ordenación del territorio. I Jornadas de Estudio del Fenómeno sísmico y su incidencia en la Ordenación del Territorio, Murcia.

Rodríguez-Estrella, T. (2006). Geología de la Región de Murcia. En El medio físico de la Región de Murcia (1.º ed., pp. 11-45). Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.

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 growth responses to hydroclimate and drought in semi-arid Spain. *Regional Environmental Change*, 24(2), Article 2. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02256-x>

Ruiz Álvarez, V., Belmonte Serrato, F., & García Marín, R. (2018). Cambios y tendencias en el número de días de lluvia en la Región de Murcia (1947-2016). *Acta de las Jornadas Científicas de la Asociación Meteorológica Española*, 1(35), Article 35. <https://doi.org/10.30859/ameJrCn35p420>

134

Ruiz Gómez, F. J., Navarro-Cerrillo, R. M., Pérez-de-Luque, A., Oßwald, W., Vannini, A., & Morales-Rodríguez, C. (2019). Assessment of functional and structural changes of soil fungal and oomycete communities in holm oak declined dehesas through metabarcoding analysis. *Scientific Reports*, 9(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41804-y>

Sánchez, M., Caetano, P., Romero, M., Navarro, R., & Trapero, A. (2006). Phytophthora root rot as the main factor of oak decline in southern Spain. *Progress in research on Phytophthora diseases of forest trees*, 149-154.

Sánchez, M. E., Caetano, P., Ferraz, J., & Trapero, A. (2002). Phytophthora disease of *Quercus ilex* in south-western Spain. *Forest Pathology*, 32(1), Article 1. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00261.x>

Sánchez Sánchez, E. (2018). Los escenarios previstos en Castilla-La Mancha. En J. Gómez Cantero, A. Rodríguez Torres, E. Bustillo Holgado, & P. Rodríguez Bustamante (Eds.), *Estudio sobre Efectos Constatados y Percepción del Cambio Climático en el Medio Rural de Castilla-La Mancha. Propuestas de Medidas de Adaptación*. (pp. 11-52). Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Sánchez-Cuesta, R., Ruiz-Gómez, F. J., Duque-Lazo, J., González-Moreno, P., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2021). The environmental drivers influencing spatio-temporal dynamics of oak defoliation and mortality in dehesas of Southern Spain. *Forest Ecology and Management*, 485, 118946. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118946>

Sánchez-Pinillos, M., Coll, L., De Cáceres, M., & Ameztegui, A. (2016). Assessing the persistence capacity of communities facing natural disturbances on the basis of species response traits. *Ecological Indicators*, 66, 76-85. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.024>

Sánchez-Salguero, R., & Camarero, J. J. (2020). Greater sensitivity to hotter droughts underlies juniper dieback and mortality in Mediterranean shrublands. *Science of The Total Environment*, 721, 137599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137599>

Sancho de Francisco, C., & Bachiller Martínez, J. (1990). *Introducción al estudio del espacio geográfico soriano*. Arevacon, 16.

San-Eufrasio, B. (2021). Studies of variability in the response of holm oak (*Quercus ilex* L.) to stresses associated with the decline syndrome: Drought and *Phytophthora cinnamomi* [Universidad de Córdoba, UCOPress]. <http://hdl.handle.net/10396/21540>

Santé des forêts. (s. f.). Site du CNPF Nouvelle Aquitaine. Recuperado 13 de marzo de 2025, de <https://nouvelle-aquitaine.cnpf.fr/nos-actions/reseaux-d-experimentations-et-d- etudes/sante-des-forets>

Sarparast, M., Ownegh, M., & Sepehr, A. (2020). Investigation the driving forces of land-use change in northeastern Iran: Causes and effects. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 19, 100348. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100348>

135

Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., & Verkerk, P. J. (2014). Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4(9), Article 9. <https://doi.org/10.1038/nclimate2318>

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairotta, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., & Reyer, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7(6), Article 6. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>

Seidl, R., & Turner, M. G. (2022). Post-disturbance reorganization of forest ecosystems in a changing world. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(28), Article 28. <https://doi.org/10.1073/pnas.2202190119>

Senf, C., Pflugmacher, D., Zhiqiang, Y., Sebald, J., Knorn, J., Neumann, M., Hostert, P., & Seidl, R. (2018). Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. *Nature Communications*, 9(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07539-6>

Senf, C., & Seidl, R. (2021). Mapping the forest disturbance regimes of Europe. *Nature Sustainability*, 4(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00609-y>

Senf, C., & Seidl, R. (2022). Post-disturbance canopy recovery and the resilience of Europe's forests. *Global Ecology and Biogeography*, 31(1), Article 1. <https://doi.org/10.1111/geb.13406>

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(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4118-2>

Soria, E. D. de. (2021, julio 9). Preocupación en Pinares por la falta de mano de obra. *El Día de Soria*. <https://www.eldiasoria.es/noticia/z43f527cc-bc30-ac82-62fc7cd1ff42db55/202107/preocupacion-en-pinares-por-la-falta-de-mano-de-obra>

Swanson, C. W., Janowiak, M. K., Brandt, L. A., Butler, P. R., Handler, S. D., Shannon, P. D., Derby Lewis, A., Hall, K., Fahey, R. T., Scott, L., Kerber, A., Miesbauer, J. W., & Darling, L. (2016). Forest Adaptation Resources: Climate change tools and approaches for land managers. 2nd ed. (NRS-GTR-87-2; p. NRS-GTR-87-2). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-87-2>

Taïbi, K., Del Campo, A. D., Vilagrosa, A., Bellés, J. M., López-Gresa, M. P., Pla, D., Calvete, J. J., López-Nicolás, J. M., & Mulet, J. M. (2017). Drought Tolerance in *Pinus halepensis* Seed Sources As Identified by Distinctive Physiological and Molecular Markers. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1202. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01202>

Tamudo, E., Camarero, J. J., Sangüesa-Barreda, G., & Anadón, J. D. (2021). Dwarf Mistletoe and Drought Contribute to Growth Decline, Dieback and Mortality of Junipers. *Forests*, 12(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/f12091199>

136

Tavankar, F. (2015). Structure of natural *Juniperus excelsa* stands in Northwest of Iran. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 16(2). <https://doi.org/10.13057/biodiv/d160210>

Thom, D., & Seidl, R. (2016). Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/brv.12193>

Torquato, P. R., Zou, C. B., Adhikari, A., Adams, H. D., & Will, R. E. (2020). Drought Tolerance and Competition in Eastern Redcedar (*Juniperus virginiana*) Encroachment of the Oak-Dominated Cross Timbers. *Frontiers in Plant Science*, 11, 59. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00059>

Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), Article 6250. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>

Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), Article 10. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>

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>

Vicente, E., Vilagrosa, A., Ruiz-Yanetti, S., Manrique-Alba, À., González-Sanchís, M., Moutahir, H., Chirino, E., Del Campo, A., & Bellot, J. (2018). Water Balance of Mediterranean *Quercus ilex* L. and *Pinus halepensis* Mill. Forests in Semiarid Climates: A Review in A Climate Change Context. *Forests*, 9(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/f9070426>

Vicente-Serrano, S. M., Azorin-Molina, C., Sanchez-Lorenzo, A., Morán-Tejeda, E., Lorenzo-Lacruz, J., Revuelto, J., López-Moreno, J. I., & Espejo, F. (2014). Temporal evolution of surface humidity in Spain: Recent trends and possible physical mechanisms. *Climate Dynamics*, 42(9-10), Article 9-10. <https://doi.org/10.1007/s00382-013-1885-7>

Vilà-Cabrera, A., Astigarraga, J., Jump, A. S., Zavala, M. A., Seijo, F., Sperlich, D., & Ruiz-Benito, P. (2025). Anthropogenic land-use legacies underpin climate change-related risks to forest ecosystems. [https://www.cell.com/trends/plant-science/abstract/S1360-1385\(23\)00155-3](https://www.cell.com/trends/plant-science/abstract/S1360-1385(23)00155-3)

Voelker, S. L., DeRose, R. J., Bekker, M. F., Sriladda, C., Leksungnoen, N., & Kjelgren, R. K. (2018). Anisohydric water use behavior links growing season evaporative demand to ring-width increment in conifers from summer-dry environments. *Trees*, 32(3), Article 3. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1668-1>

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), Article 5. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99298.x>

Zuil, M. (2017, febrero 15). La dehesa, en riesgo de desaparición: "Estamos en un momento crítico". https://www.elconfidencial.com/espagna/2017-02-15/dehesa-ecosistema-desaparicion_1329814/

137