

8.2. FICHAS DE IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y OPORTUNIDADES DE ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO PARA ECOSISTEMAS ARBOLADOS

8.2.1. ENCINARES Y ALCORNOCALES

GREGORIO MONTERO GONZÁLEZ; FELIPE BRAVO OVIEDO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) y alcornoque (*Q. suber*) son especies muy características de la península ibérica en general y de Castilla y León en particular. Sus exigencias ecológicas son relativamente distintas, pues la encina resiste mejor las bajas temperaturas, la escasez de lluvia y los suelos limoso-arcillosos y calizos, que el alcornoque no tolera, salvo que estén muy descarbonatados. Cuando esos límites diferenciales no se presentan, las dos especies conviven juntas, siempre en suelos silíceos, con poco limo y arcillas. Ambas especies se presentan en Castilla y León en formaciones adehesas (230.000 ha en Salamanca, 46.500 ha en Ávila y unas 26.500 ha en Zamora) y en masas de monte bajo con formas arbustivas y subarbustivas, como las que abundan en el valle del río Corneja y solanas de la sierra de Ávila, además de las procedentes de las repoblaciones realizadas al amparo de la PAC¹ o las que se van instalando por expansión natural sobre terrenos agrícolas abandonados (MONTERO et al., 2017).

La encina cubre 849.241 ha² en toda la región, y presenta una alta plasticidad ecológico-fisiográfica que le permite vivir y regenerarse en condiciones muy diversas. Según SÁNCHEZ-PALOMARES et al. (2012) la encina se sitúa entre los 100 y los 1.640 m, con altitudes óptimas comprendidas entre los 300 y 1.150 m y altitud media de unos 700 m. En lo referente a las precipitaciones, han encontrado masas entre los 332 y los 2.260 mm anuales, con óptimos comprendidos entre los 524 y los 986 mm anuales y una media anual de 745 mm, con precipitaciones de verano comprendidas entre 22 y 369 mm, óptimos de vegetación comprendidos entre 30 y 202 mm y una media de 87 mm. En cuanto al régimen térmico, la temperatura media oscila entre los 8 y los 18 °C, con óptimos vegetativos comprendidos entre los 10,2 y 16,7 °C, y media anual de 13,5 °C. La temperatura media anual del mes más cálido oscila entre 17,1 y 28,2 °C, con óptimos entre 18,9 y 26,4 °C y media de 23,1 °C.

¹ Política Agraria Común (PAC), accesible en <https://www.mapa.gob.es/es/pac/default.aspx>

² Teselas con *Quercus ilex* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición

El alcornoque tiene una menor plasticidad ecológica e importancia superficial en Castilla y León que la encina, cubriendo 7.704 ha³, siendo más de la mitad adehesadas y formando el resto alcornoques arbolados no adehesados con densidades muy variables y sotobosque con distinta cobertura de matorral. De acuerdo a con SÁNCHEZ-PALOMARES et al. (2007) vive en altitudes comprendidas entre 31 y 1.006 m de altitud, con óptimos entre 191 y 825 m, y media de 452 m. En lo referente a precipitaciones, estos autores encuentran masas de alcornoque situadas entre los 445 y los 1.374 mm, con óptimos

vegetativos entre los 594 y 1.173 mm, y media de 827 mm. La precipitación de verano oscila entre los 17 y los 343 mm, mientras que la temperatura media varía entre los 10,9 y los 18,0 °C, con óptimos entre los 11,9 y 17,3 °C y media de 15,2 °C. La temperatura media del mes más cálido oscila entre los 20,0 y 28,1 °C, con óptimos entre 21,3 y 26,2 °C y media de 24,2 °C.

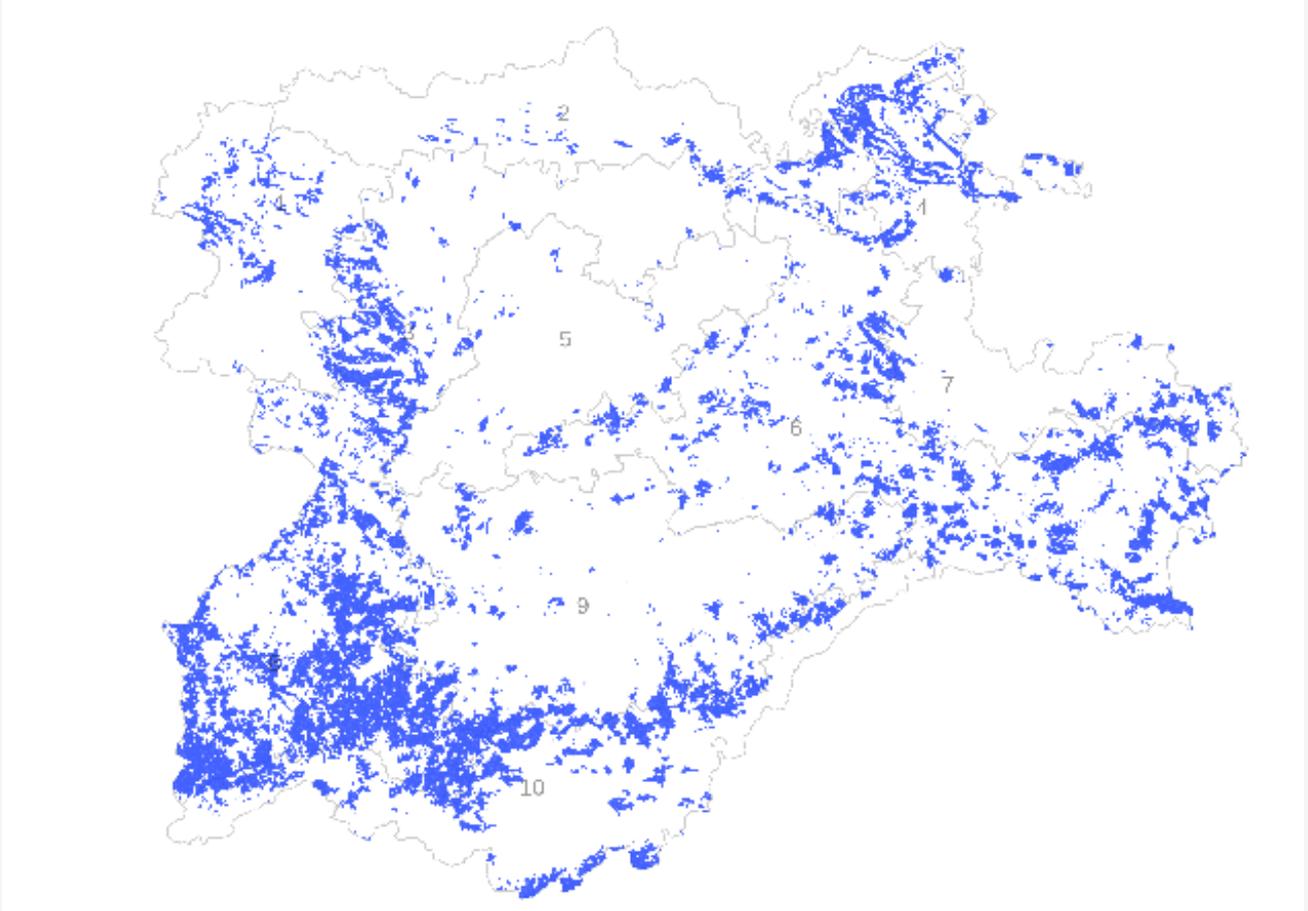
3 Teselas con *Quercus ilex* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



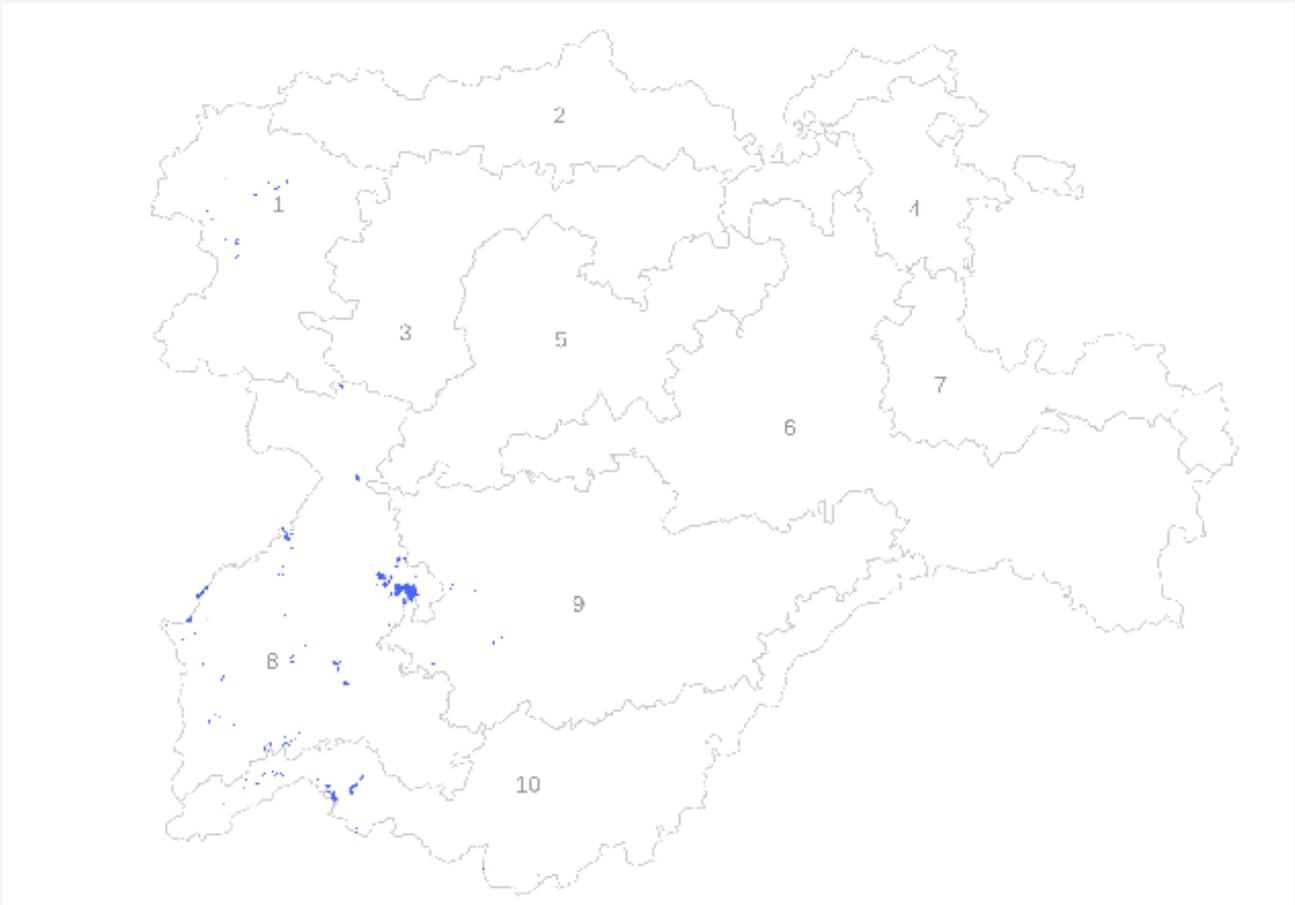
Dehesa de Quercus ilex (Valdelosa, Salamanca). Foto de EZQUERRA, J



Quercus suber incluido en el Catálogo de Árboles Notables de la Junta de Castilla y León (León). Foto de COBOS, M. T.



Mapa de distribución de masas forestales con *Quercus ilex* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.



Mapa de distribución de masas forestales con *Quercus suber* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Encina y alcornoque son especies resistentes a los cambios de clima debido a su alta plasticidad ecológica. Al menos que el cambio climático sobrepase o alcance las peores previsiones actuales en términos de aumento de las temperaturas y disminución de las precipitaciones anuales, no es de esperar que la estructura y dinámica de las poblaciones de encina y alcornoque castellanoleonesas se vea afectada por cambios importantes y trascendentes en su estructura y dinámica actuales que no sean derivados de malos usos y aprovechamientos. De acuerdo con las previsiones realizadas por GÓMEZ-SANZ (2019) estas dos especies verán como aumenta su hábitat potencial con el cambio climático de manera que bien por expansión natural o uso en repoblaciones forestales podrán ver aumentada su superficie en Castilla y León. Es evidente ya la pujanza de la encina en masas mixtas con pino negral (*Pinus pinaster*) que se ve comprometido por el cambio climático, la mayor densidad de las masas favorecida por el abandono de la selvicultura y del pastoreo y por la extracción de agua para cultivos cercanos (PRIETO et al, 2015).

En el caso de la encina, es previsible que el aumento de la temperatura en los intervalos previstos por el IPCC no le afecte muy negativamente ni en su crecimiento, ni en su producción de bellota, ni tampoco en su capacidad de regeneración natural. Al situarse las poblaciones de Castilla y León en zonas más frías y lluviosas de lo que se suele llamar la encina meseteña (*Q. ilex*) es lógico pensar que un aumento de la temperatura media de 1-1,5 °C y una disminución de las precipitaciones no tengan consecuencias muy negativas. En todo caso, cabría esperar que el incremento de temperatura indujese a una mayor producción de bellota, al menos en las zonas más frías, en las cuales los encinares suelen estar menos adehesados. La regeneración natural en estas zonas no debería de resentirse, y tampoco es esperable una mayor predisposición de estos encinares a ser atacados por plagas o enfermedades.

En el caso del alcornoque, la elevación de las temperaturas siempre le favorecerá, dada su condición de especie más termófila que la encina. En zonas frías, la elevación de las temperaturas le ayudará a

crecer mejor. La disminución de las precipitaciones, si estas no bajan de 350-400 mm anuales, no suelen impedir el descorche, aunque como es bien conocido, a menor pluviometría, menor calibre del corcho y también menor porosidad del corcho. La reducción de las precipitaciones, especialmente en suelos pobres, puede llevar aparejada la dificultad, o incluso inexistencia, de la producción corchera.

Las masas de encinar y alcornocal en Castilla y León presentan problemáticas relacionadas con el aumento de la mortalidad y problemas de regeneración, aunque menores a las zonas del suroeste de la distribución de la especie. En ambos casos se deben a la disminución de precipitaciones y a la falta de selvicultura (clareos y claras, acotamientos pastorales, etc.) o aplicación de tratamientos inadecuados (p.e., podas abusivas). La alta densidad de herbívoros silvestres también dificulta la regeneración natural. La mortalidad en ambas especies producida por el cambio climático como el proceso de la seca ha sido bastante menor que la producida en otras aéreas de su distribución, como Andalucía, Extremadura y Castilla La Mancha. Un incremento importante de las temperaturas, en combinación con algún patógeno específico, podría fomentar la mortalidad por la seca. En Castilla y León puede haber riesgo de mortalidad en zonas con poca precipitación y suelos pobres, tales como en algunas zonas de los Arribes del Duero, en pequeñas crestas cacuminales de la penillanura salmantino-zamorana, y otras en el Campo Charro. A largo plazo también puede haber afección en el Valle del Tiétar. Los árboles adultos son muy resistentes, pero también los árboles jóvenes procedentes de regeneración natural. Cuando estos se producen de manera abundante o suficiente, son capaces de adaptarse a cambios relativamente grandes en lo que se refiere a temperaturas y precipitaciones. Los árboles adultos y muy longevos, como es el caso de la encina y en menor grado del alcornoque, ya han demostrado su resistencia a grandes perturbaciones de tipo climático dentro de los límites previsibles que puedan esperarse en los territorios que actualmente habitan. En cualquier caso, siempre serán más resistentes que los individuos jóvenes, que no han sido afectados por alguna gran perturbación. Solo se podrían

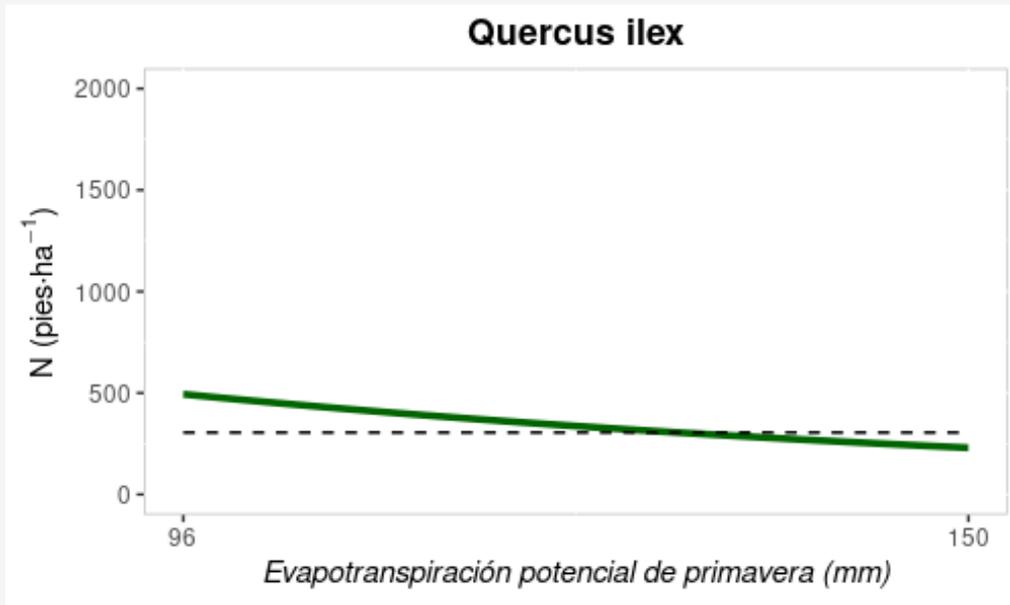
producir daños considerables si las perturbaciones climáticas que pudiesen producirse fuesen mucho más destructivas que las que hayan podido soportar a lo largo de su vida. En el caso de las dehesas, la poda muy fuerte de la encina, que suele hacerse en las dehesas salmantinas, pone en riesgo a estas ante fenómenos adversos que debilitan su vigor, favoreciendo las pudriciones de muchas ramas, lo cual reduce la longevidad de los ejemplares frente a los no podados y también reduce su capacidad de adaptación a fenómenos adversos como el cambio climático. Lo mismo puede decirse del alcornoque, aunque en esta especie la poda no suele ser tan severa.

Las dehesas de encina están muy envejecidas por falta de regeneración natural. Grandes cantidades de árboles están dañadas con abundantes pudriciones en ramas y tronco por las podas severas y repetidas que han sufrido y que continúan recibiendo. La falta de regeneración en masas adehesadas, junto con la ya citada aplicación de podas abusivas, están disminuyendo y diezmando el encinar castellano-leonés de forma acelerada. La regeneración natural, muy escasa en encinares y alcornocales adehesados, podría verse afectada en alguna medida, pero no es previsible un cambio tal que no permitiese a estas especies autoregenerarse de forma natural en ausencia de otros factores, como podrían ser tratamientos y usos abusivos, degradación del suelo, pastoreo excesivo, etc. Los fenómenos de calentamiento global y sequías producidas por el cambio climático acentuarían aún más ese proceso de degradación de las dehesas, y harán disminuir la producción de bellota y pastos del mismo a gran velocidad, aunque aparentemente no se note y se tenga la sensación de que todo sigue igual.

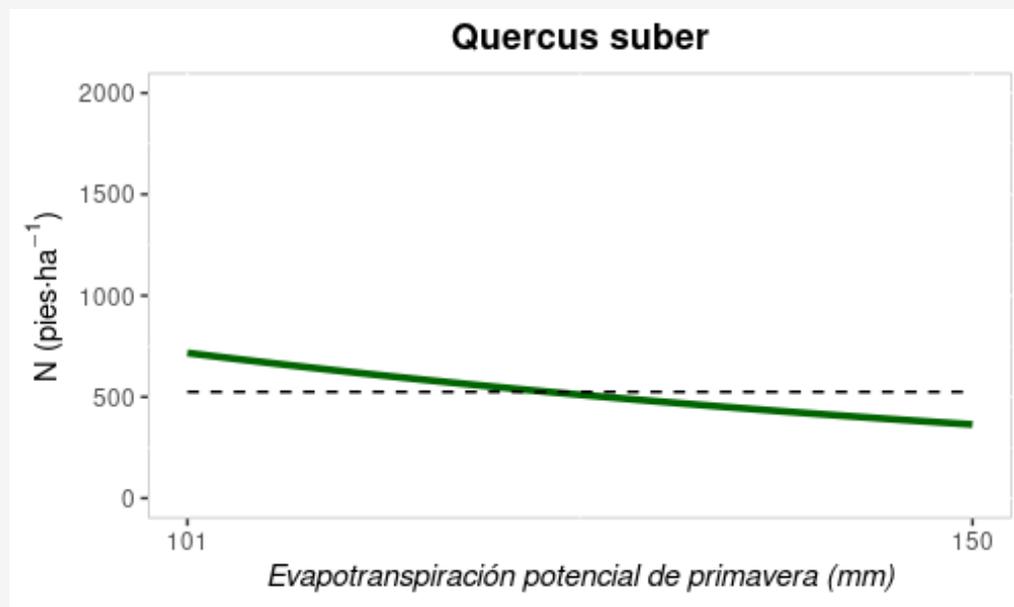
En el alcornoque se dan prácticamente los mismos problemas que en la encina para los sistemas adehesados, aunque como en Castilla y León su distribución es más reducida, el problema tiene una dimensión menor.

Caso especial lo constituyen, las zonas de monte bajo de encina, siempre situadas en terrenos arenosos o arcillosos, pobres y secos, y con serios problemas de autocompetencia. En los montes bajos de encina o zonas pobladas por matas arbustivas situadas sobre suelos secos y sueltos, la competencia entre pies es muy alta y hace que estos crezcan con poco vigor y arvevejados.

Estudios sobre la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, demuestran la influencia de las condiciones climáticas en la misma, con menores densidades en condiciones climáticas más extremas (ver figuras; RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2020). Las figuras muestran cómo evoluciona la máxima densidad de la masa (línea de autoaclareo o valor de densidad máximo para un diámetro medio cuadrático de 25 cm, SDImax) según cambia la evapotranspiración potencial de primavera (mm). El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDImax medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En ambos casos, el área entre las curvas de SDImax dibujadas es poco significativa, puesto que la curva de SDImax se desvía ligeramente respecto de la referencia. En estos casos, podemos sugerir que la encina y el alcornoque son poco vulnerables al efecto previsto del cambio climático.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDI_{max}) para *Quercus ilex*. La línea continua (verde) representa la estimación del SDI_{max} utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (evapotranspiración potencial (mm) de primavera (abril, mayo y junio)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDI_{max} . Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDI_{max}) para *Quercus suber*. La línea continua (verde) representa la estimación del SDI_{max} utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (evapotranspiración potencial (mm) de primavera (abril, mayo y junio)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDI_{max} . Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

El aumento previsto de temperaturas puede facilitar la expansión de estas especies. Es posible que el alcornoque pudiese incrementar su área de distribución con el aumento de la temperatura en aquellas zonas más frías del centro-norte de Zamora, pero no son de esperar cambios importantes en este aspecto. Para la encina, no es previsible que se produzcan variaciones relevantes, ya que los sitios que no ocupa ahora no suelen ser por falta de condiciones ambientales adecuadas, sino por motivos de uso del territorio. Partiendo del hecho de que se está produciendo un calentamiento del clima que afecta al área de distribución de las dos especies en Castilla y León, puede indicarse que la situación óptima para la encina adehesada se produciría en

zonas en las que las precipitaciones superasen los 500-550 mm de precipitación anual. Con lluvia suficiente, el aumento de las temperaturas no haría más que mejorar sus condiciones de vegetación. Con menos lluvia seguiría habiendo dehesa, pero la producción de bellota y pasto sería cada vez menor.

El diagnóstico de tipo general no excluye que algunos enclaves concretos (suelos pobres con muy baja capacidad de retención de agua, en carrascales de Ávila, Campo Charro y Arribes del Duero) la encina pudiese ver comprometido su crecimiento y perder, cada vez más ejemplares, su porte arbóreo.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Regular la densidad estructural de masas con elevada competencia intraespecífica

En los montes bajos de encina o zonas pobladas por matas arbustivas situadas sobre suelos secos y sueltos, la competencia entre pies es muy alta y hace que estos crezcan con poco vigor y arvevejados, por lo cual necesitan de intervenciones selvícolas que intenten paliar esa situación. Las zonas de monte bajo de encina, siempre situadas en terrenos arenosos o arcillosos, pobres y secos, tienen serios problemas de autocompetencia que hay que intentar corregir. No se llegará a condiciones óptimas, pero se puede mejorar significativamente su vigor. En las zonas de encinares de monte bajo o carrascales, con suelos pobres y con escasa capacidad de retención de agua, se recomienda hacer aclareos quitando los

brotos o arbolillos más dominados, lo que permitirá que los seleccionados tengan mayor disponibilidad de agua. Estas intervenciones, bastante costosas, solo aportan una relativamente baja cantidad de biomasa, que oscila entre 5 y 10 t/ha de materia seca, al cortarse menos de la mitad de los pies y siempre los más dominados. La situación aconsejable en montes bajos de encina se lograría con aclareos de las cepas o matas para reducir la competencia entre brotes o brinzales. Los resalveos en montes bajos de encina se ajustarán a lo propuesto en los trabajos de BRAVO et al. (2008), haciendo resalveos moderados y frecuentes para disminuir el rebrote.

Fomentar la densificación del arbolado para aumentar la resistencia de las dehesas frente al cambio climático

Llegar a un equilibrio entre el número de árboles por clases diamétricas o de edades del encinar adehesado manteniendo una fracción de cubierta media, próxima al 50-60%, permitiría aumentar la producción de bellota por hectárea sin disminuir la producción de pastos comparando con la situación actual. En las dehesas de encina actuales que

estén demasiado aclaradas se deben de acometer programas de densificación del arbolado, tendentes a reconstruir masas irregulares, equilibradas y productivas, cuyo número de pies por hectárea y clases diamétricas ha de asemejarse a lo indicado en el siguiente cuadro:

Norma selvícola para la densificación de dehesas de encina. Elaboración propia.

<i>Clases diamétricas</i>	<i>Número de árboles/ha</i>	<i>Clases diamétricas</i>	<i>Número de árboles /ha</i>
≤ 20	60	50-60	9
20-30	38	60-70	6
30-40	23	≥ 70	2
40-50	15	<i>Total</i>	<i>153</i>

La regulación de la densidad en dehesas de alcornoque se debe de mejorar y equilibrar mediante programas de densificación, con criterios similares a los indicados para la encina. En el caso del alcornoque, se lograría manteniendo el número de pies por hectárea y clases diamétricas (MONTERO & LÓPEZ, 2008) y regenerando el alcornocal para renovar el arbolado, aumentando la densidad cuando ello sea necesario.

En alcornocales con menor aptitud para la producción de pastos procedentes de reforestación de tierras agrícolas o similares, las densidades han de ser mayores que en la encina para optimizar la producción de corcho (MONTERO & LÓPEZ, 2008). Para las masas procedentes de las repoblaciones de la PAC y similares que se desarrollen como masas regulares, se buscarán densidades próximas a las expuestas en el siguiente cuadro:

Norma selvícola de densidades para alcornocales. Elaboración propia.

<i>Clases diamétricas</i>	<i>Número de árboles/ha</i>	<i>Clases diamétricas</i>	<i>Número de árboles /ha</i>
20-29	125-175	60-69	30-40
30-39	75-100	≥ 70	30
40-49	50-75	<i>Total</i>	<i>350-470</i>
50-59	40-50		

La presencia de matorral disperso en los encinares y alcornoques puede proteger a las plántulas, de forma que éstas puedan alcanzar una talla suficiente para escapar o resistir la presión de los herbívoros silvestres y la ganadería. La composición específica y la densidad del matorral nodriza debe definirse localmente en el marco de las prácticas de

gestión para la adaptación previstas en este documento. Esta medida, basada en la naturaleza, podría sustituir o limitar el uso de protectores individuales, los cuales son muy costosos de implementar. Es necesario promover y vigilar la regeneración natural en las dehesas debido a que se encuentran muy envejecidas.

Ejecutar podas adecuadas en dehesas

Las podas de formación y de mantenimiento de la encina, si se quieren seguir haciendo, han de ser moderadas y no muy frecuentes, ya que no son necesarias para lograr una dehesa equilibrada y vigorosa. La producción de bellota no se reduciría

si faltasen las podas abusivas, sino más bien al contrario. En términos generales, podría decirse lo mismo para el alcornoque, aunque las podas que se aplican en Castilla y León no son tan severas como en el caso de la encina.

Favorecer la expansión natural en zonas agrícolas marginales

Se debe facilitar la expansión de los encinares y alcornoques en zonas agrícolas donde se ha abandonado el cultivo mediante regulación de la densidad y acotación al pastoreo cuando proceda. Esto permitirá una migración de las especies

consideradas a zonas donde encuentra un hábitat adecuado. En algunos casos puede ser necesario reforzar el regenerado mediante plantación con procedencias adecuadas y/o con especies complementarias para formar una masa mixta.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

- i. Encinares de los Arribes del Duero (comarca 8), la Sierra de Ávila (comarca 10) y la parte alta del río Corneja (comarca 8); los chaparrales calizos del este de Soria podrían ser las principales zonas de intervención (comarca 6).
- ii. Encinares de las tres zonas geológicas de la dehesa salmantina (comarca 8) indicadas por GÓMEZ-GUTIÉRREZ (1992) referidas al Horst del

Campo Charro, formadas por sedimentos de la era primaria; la penillanura salmantino-zamorana, formada por rocas ígneas de granito producidas por la orogénesis Herciniana; y la depresión de Ciudad Rodrigo, situada entre las dos anteriores y formada por sedimentos de la edad terciaria, no consideramos a priori que puedan considerarse como diferentes en su respuesta al cambio climático, aunque lógicamente la más expuesta sería la del Campo Charro y la menos la depresión de Ciudad Rodrigo.

A largo plazo, deberían tenerse en cuenta las formaciones de encina del Valle del Tiétar (comarca 10).

Alcornocal de Valdelosa (Salamanca) en la comarca 8 y alcornocales zamoranos y leoneses en las comarcas 1 y 8.

REFERENCIAS

BRAVO, F. 2008. SELVICULTURA Y CAMBIO CLIMÁTICO. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA. INIA-FUCOVASA. 981-1003 PP. [HTTPS://GREGORIOMONTERO.FILES.WORDPRESS.COM/2016/09/7_SELVICULTURAYCAMBIOCLIMC3A1TICO.PDF](https://gregoriomontero.files.wordpress.com/2016/09/7_selviculturaycambioclimc3a1tico.pdf)

GÓMEZ-SANZ, V. 2019. SITE-SCALE ECOLOGICAL MARGINALITY: EVALUATION MODEL AND APPLICATION TO A CASE STUDY. ECOLOGICAL MODELLING, 408, 108739. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ECOLMODEL.2019.108739](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108739)

MONTERO, G., & LÓPEZ, E. 2008. SELVICULTURA DE QUERCUS SUBER L. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA-FUCOVASA. 779-825 PP. [HTTPS://DOCPLAYER.ES/71384059-SELVICULTURA-DEL-QUERCUS-SUBER-L-GREGORIO-MONTERO-EDUARDO-LOPEZ.HTML](https://docplayer.es/71384059-selvicultura-del-quercus-suber-l-gregorio-montero-eduardo-lopez.html)

MONTERO, G., RUIZ-PEINADO, R., & PASALODOS, M. 2017. LA DEHESA. ESTRUCTURA, PRODUCCIONES ARBÓREAS Y TENDENCIAS DE GESTIÓN SILVOPASCÍCOLAS. FORESTA, 68, 41-63. [HTTP://WWW.FORESTALES.NET/CANALES/FICHA.ASPX?IDMENU=B6947309-987F-4BFF-808D-4E7E974CCAF8&COD=E-F4C8EA2-1B18-48C8-B2E6-36F06A579D1F&IDIO=MA=ES-ES](http://www.forestales.net/canales/ficha.aspx?idmenu=b6947309-987f-4bff-808d-4e7e974ccaf8&cod=e-f4c8ea2-1b18-48c8-b2e6-36f06a579d1f&idio=ma=es-es)

PRIETO-RECIO, C. MARTÍN-GARCÍA, J, BRAVO, F., & DIEZ, J. J. 2015. UNRAVELLING THE ASSOCIATIONS BETWEEN CLIMATE, SOIL PROPERTIES AND FOREST MANAGEMENT IN *PINUS PINASTER* DECLINE IN THE IBERIAN PENINSULA. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 356, 74-83. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2015.07.033](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.033)

RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

SANCHEZ-PALOMARES, O., JOVELLAR, J. C., RUBIO, A., & GANDULLO, J. M. 2007. LAS ESTACIONES ECOLÓGICAS DE LOS ALCORNOCALES ESPAÑOLES. MONOGRAFÍAS INIA. SERIE FORESTAL NO 14. [HTTP://LIBROS.INIA.ES/LIBROS/PRODUCT_INFO.PHP?PRODUCTS_ID=62](http://libros.inia.es/libros/product_info.php?products_id=62)

SANCHEZ-PALOMARES, O., LÓPEZ, E., ROIG, S., VÁZQUEZ, A., & GANDULLO, J. M. 2012. LAS ESTACIONES ECOLÓGICAS ACTUALES Y POTENCIALES DE LOS ENCINARES ESPAÑOLES PENINSULARES. MONOGRAFÍAS INIA. SERIE FORESTAL NO 23. [HTTP://LIBROS.INIA.ES/LIBROS/PRODUCT_INFO.PHP?PRODUCTS_ID=705](http://libros.inia.es/libros/product_info.php?products_id=705)

8.2.2. REBOLLARES Y QUEJIGARES

GREGORIO MONTERO GONZÁLEZ; CELIA HERRERO DE AZA

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Rebollo (*Quercus pyrenaica*) y quejigo (*Quercus faginea*) comparten fundamentalmente la marcescencia de sus hojas y una cierta apetencia por la humedad del suelo. El hecho de tener hojas marcescentes confiere a ambas especies ciertas singularidades paisajísticas, ya que las convierte en no totalmente caducifolias, y menos aún pueden considerarse perennifolias. Podría decirse que son robles que se sitúan en un lugar intermedio entre los robles caducifolios (*Q. robur* y *Q. petraea*), con los cuales se hibrida el rebollo en el norte de su área de distribución y nuestro *Quercus perennifolius* por excelencia, la encina.

El rebollo es un roble más mediterráneo, mientras que el quejigo se parece más a una encina (que necesita más agua en el suelo) que a un roble. Según SÁNCHEZ-PALOMARES et al. (2013), el rebollo vive, o puede vivir, en altitudes que van de 370 a 1.620 m, con óptimos entre 740 y 1.300 m de altitud. Las precipitaciones en su área actual oscilan entre los 370 y los 2.010 mm anuales, con óptimos entre los 650 y los 1.500 mm, mientras que la temperatura media anual oscila entre los 7,2 y los 15,4 °C, con óptimos entre los 8,6 y los 12,5 °C. En lo referente a suelos vive siempre en suelos silíceos, procedentes de la descomposición de granito y gneis, y no tolera los calizos. La distribución del rebollo se encuentra entre la del pino negral (*Pinus pinaster*), en zonas bajas más cálidas, y la de pino silvestre (*Pinus sylvestris*), en zonas más altas y frías. Estas situaciones pueden darse en la práctica totalidad del área de distribución que ocupa el rebollo en Castilla y León.

De la superficie estimada para la especie, 716.646¹ están presentes en Castilla León, siendo así la comunidad que tiene una mayor cantidad de rebollo en España, con un 64% del total, lo que da idea de la importancia de los rebollares en esta comunidad. De esta superficie, casi 130.000 ha están adheradas: Salamanca (109.000 ha), Zamora (11.300 ha), Ávila (4.300 ha), Segovia (4.000 ha), Soria (500 ha) (LÓPEZ-SENESPLEDA et al., 2018).

El quejigo tiene menos importancia en términos de superficie en Castilla y León, cubriendo tan solo 152.810 ha² en la región, que suponen un 25% de la superficie española. Las provincias más pobladas son Burgos (64.400 ha, repartidas entre las comarcas de La Losa y La Bureba en el norte de la provincia); Soria (27.250 ha, distribuidas entre los valles de las zonas que unen San Leonardo con Arcos de Jalón y en la falda suroeste del Moncayo); Salamanca (19.300 ha, distribuidas por la depresión que une Ciudad Rodrigo con la capital, casi todas ellas adheradas, formando pequeñas manchas dispersas y pies sueltos entre dehesas de encina y de rebollo); Palencia (17.600 ha, distribuidas por los valles de El Cerrato); Zamora (4.800 ha, en la cuenca

¹ Teselas con *Quercus pyrenaica* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

² Teselas con *Quercus faginea* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

del río Esla) y siendo el resto pequeños rodales sueltos salpicados por el noroeste de Valladolid, sur de Burgos, Soria y muy pocos en Segovia (LÓPEZ-SENESPLEDA et al., 2018). Sus masas son de monte bajo en la meseta y en las zonas llanas que limitan con carrascales de encina. En las zonas bajas, con humedad edáfica, el quejigo aparece en mezclas adhesionadas junto con la encina, y se encuentra también como árbol desperdigado o en bosquetes de árboles de cierto tamaño y edad, con la apariencia de ser procedentes de semilla. En lo que se refiere a las altitudes en las que vive la especie, en general oscilan entre los 560 y los 1.470 m, con un promedio de 925 m. Las precipitaciones anuales oscilan, de

media, entre 435 y 1.335 mm, con promedio de unos 720 mm. La temperatura media anual oscila entre 8,4 y 14,6 °C, con un promedio de 10,9 °C. Los suelos pueden ser calcáreos-silíceos, siempre que mantengan suficiente humedad en verano por su frecuente ubicación en las proximidades de arroyos y vaguadas, y zonas con cierta cantidad de limo y arcillas. A esta especie se le ha calificado como especie freatófila (que se abastece de aguas freáticas, con las que sus raíces pueden estar en contacto casi de forma permanente).

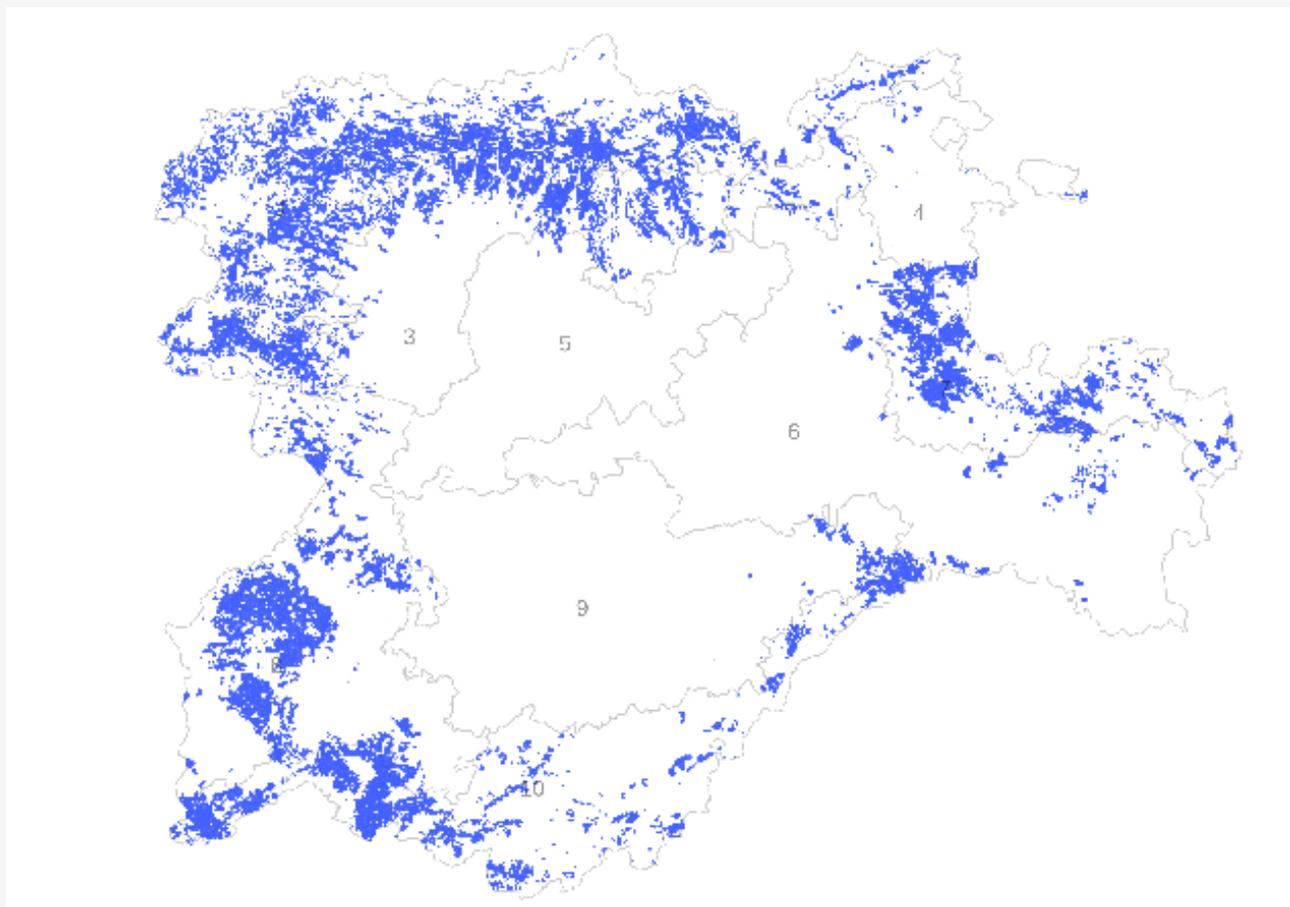
Rebollar de Congosto de Valdavia (Palencia). Foto de HERRERO, C.



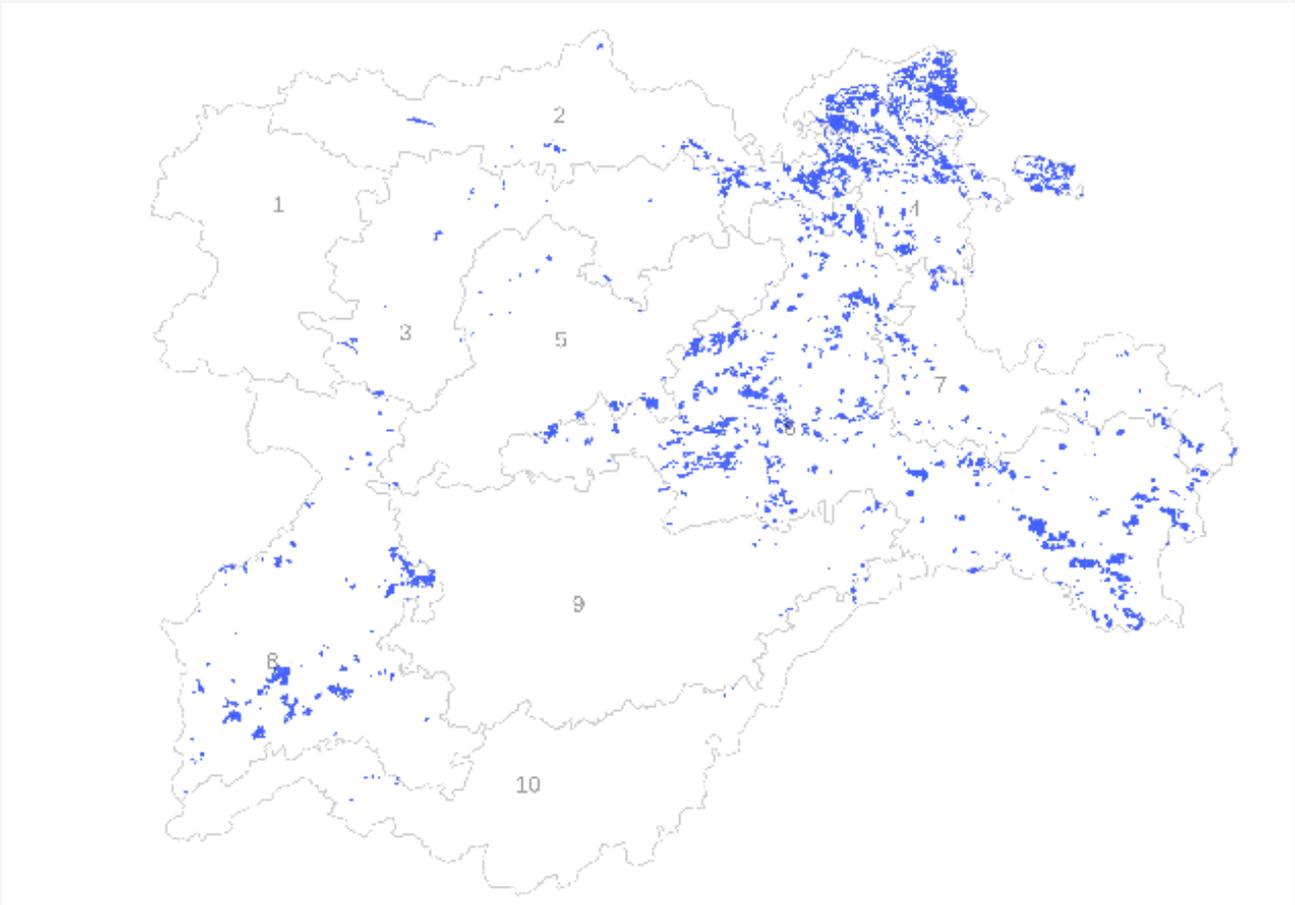
Rebrote de encina (al frente) con quejigo de gran porte (detrás) en una dehesa (Tábara, Zamora). Foto de SEVILLA, F.



Rebollar en Hijosa de Pisuerga (Palencia). Foto de HERRERO, C.



Mapa de distribución de masas forestales con *Quercus pyrenaica* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.



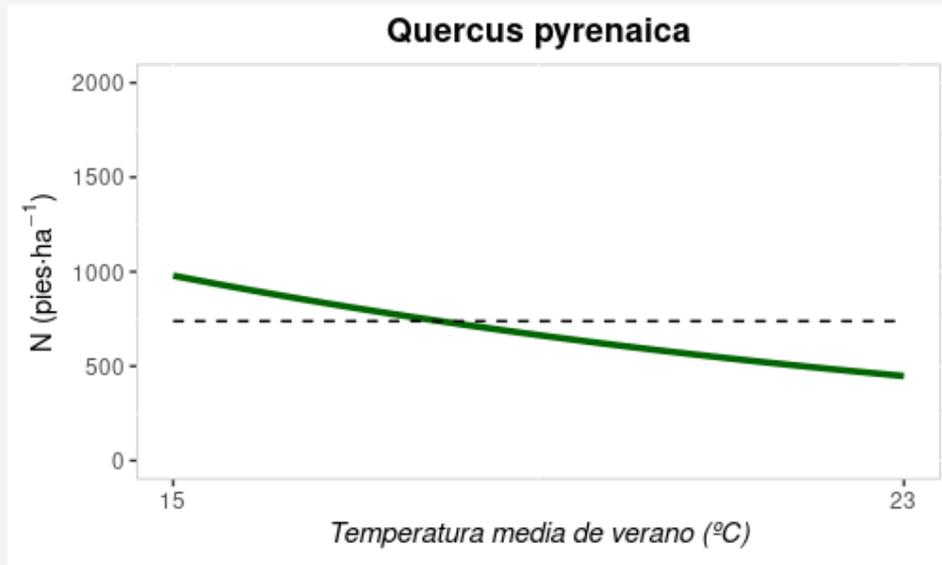
Mapa de distribución de masas forestales con *Quercus faginea* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Estas dos especies viven en Castilla y León, en la parte de su área natural más fresca y lluviosa, por lo cual un aumento de las temperaturas y una posible disminución de las precipitaciones, si no son muy acusadas, es probable que no afecten a sus áreas de distribución actuales. Por supuesto que pueden existir enclaves especiales en los cuales su área pueda verse reducida por el cambio climático. Ambas especies son relativamente resistentes a los cambios que puedan producirse, pudiendo soportar climas algo más secos y templados que el clima medio en que viven actualmente. Tampoco son de esperar, a corto y medio plazo, ataques importantes de plagas y enfermedades como consecuencia de la elevación de las temperaturas y la disminución de las precipitaciones. A menos que los cambios se aceleren mucho en los próximos años, tampoco se prevén a corto plazo cambios a peor en la estructura y dinámica de estas masas. De hecho, la dinámica actual de estas especies en Castilla y León está mejorando, y se está enriqueciendo el número de individuos y especies que conviven y comparten sus nichos ecológicos. Actualmente, ambas especies están ampliando su área de distribución y aumentando el número de individuos por unidad de área, es decir, cada vez ocupan mayores territorios en Castilla y León, tal y como indican los datos del Inventario Forestal Nacional (IFN) si se compara la información de los inventarios realizados hasta la fecha. La estructura típica dominante de monte bajo coetáneo, consecuencia de su aprovechamiento tradicional para leñas a turnos cortos y repetitivos durante mucho tiempo, ha contribuido a que estos montes hayan desarrollado estructuras más diversificadas, complejas y estables que las que tenían anteriormente. Las mayores perturbaciones en

los montes bajos y medios de estas dos especies pueden venir dadas por el exceso de autocompetencia entre sus individuos y por el envejecimiento de algunas cepas que, con frecuencia, dan lugar a pies puntisecos, sobre todo en estaciones o enclaves más vulnerables ecológicamente.

El rebollo es una especie muy plástica con gran poder de adaptación a climas y suelos. Su capacidad para regenerarse de forma natural por semillas, brotes de cepa y brotes de raíz le confiere una gran facultad para implantarse y competir con las especies que convive. En el caso del rebollo, grandes variaciones en la aridez de las zonas pueden dar lugar a una menor tasa de crecimiento, aunque su presencia está fuertemente condicionada a la existencia de un periodo de sequía estival. Así, como apunta el trabajo realizado por RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020), la siguiente figura muestra cómo se va a reducir la línea de autoaclareo según cambien las condiciones climáticas del verano, ya que la máxima capacidad de carga del rebollo, expresado como el Índice de Densidad Máximo de la Masa (SDI_{max}), disminuye con la temperatura media de verano. Por otro lado, el área comprendida entre ambas líneas permite conocer la desviación del SDI_{max} respecto de la media a lo largo del gradiente climático. Esta área bajo la curva puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. Una mayor área entre curvas indica una mayor vulnerabilidad de la especie. En este caso, el área entre las curvas de SDI_{max} dibujadas es significativa, puesto que la curva de SDI_{max} se desvía respecto de la referencia,



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máxima de la Masa, SDImax) para *Quercus pyrenaica*. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (temperatura media (°C) de verano (julio, agosto y septiembre)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

El rebollo puede subir en cotas de altitud si se produce un calentamiento del clima, entremezclándose con *Pinus sylvestris*. En las zonas más bajas y cálidas de su área de distribución se mezcla con *Pinus pinaster* y, en principio, tiene cierto margen para soportar un aumento considerable de las temperaturas, ya que es capaz de soportarlas en la actualidad en la meseta sur. En estas situaciones, es frecuente encontrar áreas de transición entre el rebollo y los dos pinos mencionados. Situaciones similares se dan en los páramos leoneses con respecto a las masas de *P. pinaster*, repoblado en los años 1960-70 sobre suelos silíceos, ya que en los calizos el rebollo no es viable.

Por otra parte, los principales problemas que afectan a las masas de rebollo se deben a la fragmentación existente, con unidades de pequeña extensión y de escaso nivel de madurez ecológica donde la regeneración natural no predomina frente al rebrote de cepa al riesgo de incendios, que aumenta considerablemente en las masas de pequeño tamaño en situaciones limítrofes; y al riesgo de estancamiento con importante decaimiento forestal. El estancamiento y puntisecado se produce cuando el rebollo llega a un determinado estado de desarrollo, que en condiciones más xéricas pueden afectar antes a su fisiología. En algunas zonas adeshadas se producen problemas de pudriciones y daños por

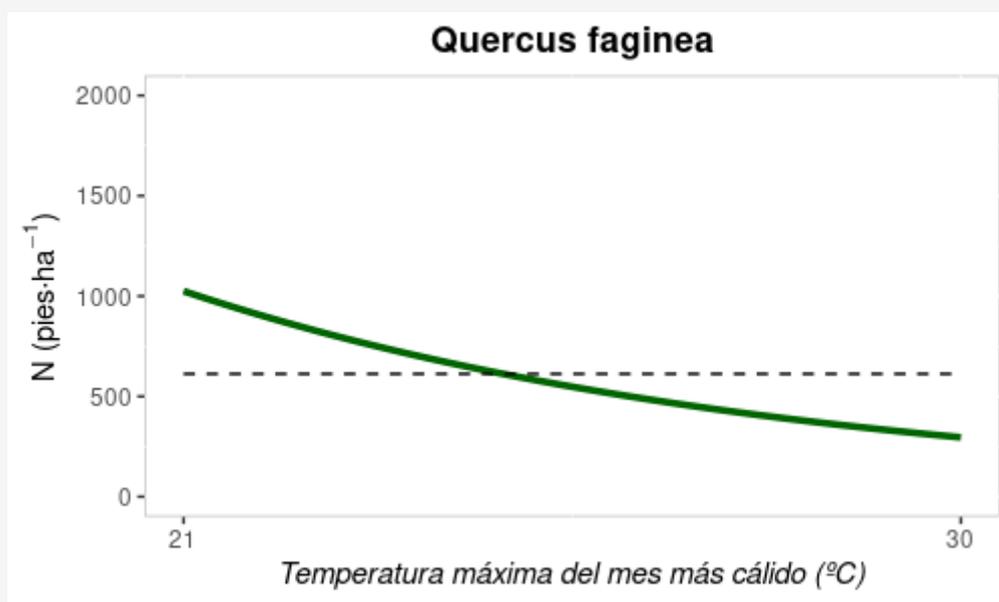
ataques del *Cerambyx*. A estos riesgos, se añade la sustitución por otras especies más rentables económicamente (pinos o castaños) debido al crecimiento lento de esta especie que no hace rentable su aprovechamiento para madera. La existencia de masas muy densas y estancadas que además ocupan una gran superficie sugiere que se ejecuten prioritariamente tratamientos para su mejora.

Para el quejigo, el aumento de la aridez, consecuencia de la disminución de la precipitación ligada al cambio climático y de la temperatura, sí constituye un problema. Un estudio sobre modelos bioclimáticos en bosques caducifolios de Castilla y León (DEL RÍO & PENAS, 2006) ha predicho para finales de este siglo un descenso generalizado de la superficie ocupada por el quejigo de acuerdo con los diversos escenarios del cambio climático. Asimismo, en un escenario de cambio global, CORCUERA et al. (2004) prevén una reducción de las manchas de quejigo localizadas en el noreste de España a favor de otras especies de árboles más resistentes a la sequía, como la encina. Sin embargo, el quejigo es una especie con eficaces estrategias de regeneración (semillas y brotes de raíz y cepa), además, esta especie no se mueve por parámetros de altitud, sino que lo hace más por parámetros de naturaleza del suelo y de la humedad edáfica. En zonas de solana y suelos con poca capacidad de retención de agua

puede ser (y de hecho ya lo ha sido) desplazada por la encina, con la cual se mezcla en las zonas de la depresión de Ciudad Rodrigo (Salamanca) en forma de pies sueltos o bosquetes adhesionados. En las comarcas de La Plana y La Bureba (Burgos) se ha regenerado de forma natural en los últimos 30-35 años a consecuencia de la disminución del pastoreo y el aprovechamiento para leñas. En estas zonas, así como en los páramos calizos de Soria, El Riato y en el noroeste de la provincia de Valladolid, donde suele aparecer en forma de monte bajo de brotes y brinzales, podría ser desplazada por la carrasca, debido a que esta soporta mejor la sequía.

Por otra parte, respecto a la temperatura, el trabajo realizado por RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020) muestra que se va a reducir la línea de autoaclarado según cambien las condiciones climáticas,

ya que la máxima capacidad de carga del quejigo disminuye con la aridez (temperatura máxima del mes más cálido). Por otro lado, el área entre ambas líneas permite conocer la desviación del SDI_{max} respecto de la media a lo largo del gradiente climático. Esta área bajo la curva puede ser interpretada como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. Una mayor área entre curvas indica una mayor vulnerabilidad de la especie. En este caso, el área entre las curvas de SDI_{max} dibujadas es significativa, puesto que la curva de SDI_{max} se desvía respecto de la referencia, pudiendo sugerir que el quejigo es sensible a cambios climáticos, incluso más que el rebollo.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDI_{max}) para Quercus faginea. La línea continua (verde) representa la estimación del SDI_{max} utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (temperatura máxima del mes más cálido (°C)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDI_{max}. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

Finalmente, los principales problemas de las masas de quejigo son los incendios, ya que debido a la mayor frecuencia de las sequías prolongadas se ha intensificado el daño a esta especie, de maduración lenta y baja capacidad de rebrote. Así mismo, la ausencia del control de la herbivoría y de las labores de gestión (tratamientos orientados a la producción

de leña y labores que eliminen la competencia entre chirpiales por la creciente espesura de la masa, que dificulta o impide la producción de fruto y, por consiguiente, la regeneración sexual) parecen ser requisitos indispensables para asegurar un estado de conservación favorable.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la diversidad de composición de especies en rebollares y quejigares

Se propone fomentar las masas mixtas, puesto que son más resilientes, aprovechan mejor los recursos del suelo y la luz, y contienen mayor biodiversidad.

Así pues, para el rebollo se proponen masas mixtas con *Pinus pinaster* y *P. sylvestris*, fomentando y regularizando las mezclas con estas especies. Las nevadas tardías después de la emisión de las hojas del rebollo, especialmente en zonas de mayor altitud, causan grandes roturas de ramas que suelen marcar, en algunos casos, el límite altitudinal arbóreo de la especie. Más generalmente, los brotes de raíz o de cepa se puntisecan con frecuencia y no logran alcanzar porte arbóreo. En zonas medias y bajas, el

rebollo puede representar un mayor porcentaje de la mezcla e incluso puede proporcionar algunos productos madereros y algo de producción de bellota para la fauna y la caza. Las intervenciones a realizar serán las adecuadas técnicamente a la situación ecológica. Por la parte baja del área de distribución, se propone promover mezclas con *P. pinaster*.

Para el quejigo, se considera conveniente promover su mezcla con *P. halepensis* en las escasas zonas en las que se presenten oportunidades en esta comunidad, así como apoyar su mezcla con encina en zonas abiertas y adhesionadas, como Salamanca y Zamora.

Fomentar de las dehesas

Por la parte baja del área de distribución del rebollo, se proponen adehesamientos para mejorar el pastoreo y en zonas con buena capacidad de producción de pastos.

Se propone también centrar los esfuerzos en el regenerado por resultar más ventajosos que trabajar sobre el arbolado viejo, fomentando el uso de

protectores para mejorar los resultados. Estas medidas deberían aplicarse en suelos favorables, dando paso a la encina en los no favorables.

Controlar de la densidad de la masa para reducir el estrés hídrico

La realización de claras para disminuir la densidad de las masas permitiría una mayor capacidad de adaptación al cambio climático, favoreciendo la existencia de individuos más vigorosos y rebajando el índice foliar y la evapotranspiración de la masa, haciéndola más resistente a la falta de agua en el suelo.

En el caso de las zonas bajas ocupadas por rebollo puede resultar más interesante realizar claras intentando pasar de monte bajo a fustal, fomentando la elección de pies procedentes de brotes de raíz sobre los procedentes de cepa, que son más escasos y en general menos viables y longevos. Se propone promover árboles con buen porvenir, haciendo que no emitan brotes epicórnicos e intentando que el tronco quede asombrado. También eliminar competencia mediante claras y controlando los rebrotes en las calles, problema menor en zonas con ganado. Se trata de reducir la densidad de la masa para reducir la competencia y así disminuir el efecto de la sequía y la escasez de nutrientes que causan frecuentes puntisecados en los chirpiales adultos a partir de los 5-6 m de altura, si las condiciones de estación no son buenas. Estas intervenciones se iniciaron en los años finales del siglo XX a través del programa MINER en León, y sirvió como propuesta de gestión en el resto de las provincias. Tras las intervenciones en varios miles de hectáreas, se elaboró un informe (no publicado) por parte del Centro de Valonsadero y el CIFOR-INIA que recogía la información de las intervenciones realizadas y sus resultados.

En las masas de quejigo se propone realizar claras moderadas y frecuentes en montes bajos para disminuir la autocompetencia entre los chirpiales, seleccionando los más rectos y con menor curvatura en la base del fuste. Esta curvatura se produce por el efecto de la cepa en el crecimiento de los brotes periféricos que, aunque sean vigorosos, suelen puntisecarse antes que los situados en el centro de la cepa, normalmente de crecimiento más recto (SAN MIGUEL, 1986). Se propone realizar claras en montes bajos para disminuir la competencia y fomento del adehesamiento en zonas con buena calidad de producción de pastos. Debido a que gran parte de sus masas son montes bajos, siendo montes regenerados por brotes de cepa tras la corta, es recomendable la realización de resalveos de conversión para mejorar el estado de vigor y las posibilidades de fructificación y regeneración sexual de los chirpiales respetados por la corta.

Se propone también como medida en montes bajos sobre suelos esqueléticos, con matas que por excesiva competencia tienden a puntisecarse, la oportunidad de utilizar la regeneración mediante brote de cepa.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Consideramos que, en el caso del rebollo, las zonas de seguimiento estarían situadas en el sur de Ávila y suroeste de Salamanca y Zamora (comarcas 8 y 10), junto con aquellas masas forestales donde la presencia es casi testimonial o relíctica y de extensión muy reducida.

En el caso del quejigar, consideramos que las masas del oeste de Salamanca y Zamora (comarca 8) junto con las del norte de Burgos (comarca 2),

deberían tener un seguimiento para ver la evolución del estado de conservación de las poblaciones mediante el estudio de la distribución de clases de tamaño y su capacidad de persistencia en el futuro, a través del reclutamiento y de los factores (tanto bióticos como abióticos) que condicionan la regeneración natural de sus especies características.

REFERENCIAS

ALLUÉ, J. L. 1995. NATURALEZA, EFECTOS Y AMORTIGUAMIENTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LOS MONTES ESPAÑOLES. *MONTES*, 40, 21-28.

CORCUERA, L., CAMARERO, J. J., & GIL-PELEGRÍN, E. 2004. EFFECTS OF A SEVERE DROUGHT ON GROWTH AND WOOD ANATOMICAL PROPERTIES OF QUERCUS FAGINEA. *IAWA JOURNAL*, 25(2), 185-204. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1163/22941932-90000360](https://doi.org/10.1163/22941932-90000360)

DEL RÍO, S., & PENAS, Á. 2006. POTENTIAL DISTRIBUTION OF SEMI-DECIDUOUS FORESTS IN CASTILE AND LEON (SPAIN) IN RELATION TO CLIMATIC VARIATIONS. *PLANT ECOLOGY*, 185, 269-282. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/s11258-006-9103-x](https://doi.org/10.1007/s11258-006-9103-x)

LÓPEZ-SENEPLEDA, E., MONTERO, G., RUIZ-PEINADO, R., ALONSO, R., SERRADA, R., & SÁNCHEZ-PALOMARES, O. 2018. CINCUENTA AÑOS DE AUTOECOLOGÍA FORESTAL PARAMÉTRICA EN ESPAÑA. *REVISTA FORESTA Nº 70*. 40-47 PP. [HTTPS://WWW.INIA.ES/SERVICIOSYRECURSOS/RECURSOSINFORMATICOS/MODERNFOREST/DOCUMENTS/CINCUENTA_AGNOS_AUTOECOLOGIA_FORESTAL_PARAMETRICA_ESPAGNA.PDF](https://www.inia.es/serviciosyrecursos/recursosinformaticos/modernforest/documents/cincuenta_agnos_autoecologia_forestal_parametrica_espagna.pdf)

RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

SÁNCHEZ-PALOMARES, O., ROIG, S., DEL RÍO, M., RUBIO, A., & GANDULLO, J. M. 2008. LAS ESTACIONES ECOLÓGICAS ACTUALES Y POTENCIALES DE LOS REBOLLARES ESPAÑOLES. *MONOGRAFÍAS INIA: SERIE FORESTAL Nº 17*, MADRID. 343 PP.

SAN MIGUEL, A. 1986. ECOLOGÍA, TIPOLOGÍA, VALORACIÓN Y ALTERNATIVAS SILVOPASCÍCOLAS DE LOS QUEJIGARES (QUERCUS FAGINEA LAMK.) DE GUADALAJARA. *TESIS INIA NO SERIADAS*, MADRID.

8.2.3. ROBLEDALES

GREGORIO MONTERO GONZÁLEZ; IRENE RUANO BENITO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Roble albar (*Quercus petraea*) y común (*Quercus robur*) ocupan conjuntamente una superficie de 28.612 ha en Castilla y León¹. El límite meridional de los robles albar y común en Europa se sitúa en Castilla y León.

El roble albar es el más abundante, con una superficie de 23.426 ha² en Castilla y León. En cuanto a su distribución, la mayor parte está presente en la cordillera Cantábrica que circunda el norte de la provincia de León y las sierras que rodean la comarca del Bierzo; otra parte importante se localiza en la montaña Palentina, ocupando gran parte del norte de la provincia de Palencia; y la superficie restante se divide entre el noroeste de Burgos en su límite con Cantabria, y rodales pequeños y dispersos que se reparten por la sierra de la Demanda y el macizo de Urbión, ambos en Soria.

El límite meridional se encuentra representado por pequeños grupos o por pies aislados en Segovia, y algún ejemplar aislado en la sierra de Francia (Salamanca); en las proximidades del municipio Mogarraz se encuentra un rodal mixto con *Quercus pyrenaica* y *Castanea sativa*, y en San Martín del Castañar hay otro rodal prácticamente puro, así como pies sueltos en el valle de las Batuecas, río Ladrillar, río Francia y ladera oeste de la Peña de Francia.

Se considera una especie característica de montaña y media ladera que soporta suelos sueltos, secos y pedregosos (como indica su nombre específico), y tolera bien los calizos bien drenados. Presenta un sistema radical profundo y con abundantes raíces secundarias que colonizan el suelo con facilidad, por lo que puede vivir en sitios más agrestes que el roble común, que se considera un roble asociado a zonas más llanas y con suelos más profundos y fértiles. Según LÓPEZ-SENESPLEDA & MONTERO (2013), el roble albar vive entre los 39 y los 1.827 m de altitud, con óptimos entre 502 y 1.342 m y media de 897 m. La precipitación anual oscila entre 602 y 2.227 mm, con zonas de vegetación óptimas entre 843 y 1.509 mm y media anual de 1.162 mm. La precipitación de verano varía entre los 64 y 376 mm, con óptimos de 132 a 297 mm y medias de 205 mm. En cuanto a las temperaturas, la temperatura media anual oscila entre 5,5 y 15,6 °C, con óptimos que van desde los 7,7 y los 12,6 °C y una media de 10,1 °C.

¹ Teselas de *Quercus petraea* y *Quercus robur* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

² Teselas de *Quercus petraea* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

La temperatura media del mes más cálido varía entre los 13,4 y 24,0 °C, con óptimos entre 15,3 y 21,2 °C y media de 18,1 °C. Es una especie característica de montaña y media ladera que soporta suelos sueltos, secos y pedregosos (como indica su nombre específico), y tolera bien los calizos bien drenados. Presenta un sistema radical profundo y con abundantes raíces secundarias que colonizan el suelo con facilidad, por lo que puede vivir en sitios más agrestes que el roble común, que se considera un roble asociado a zonas más llanas y con suelos más profundos y fértiles (BRAVO-OVIEDO & MONTERO, 2008.).

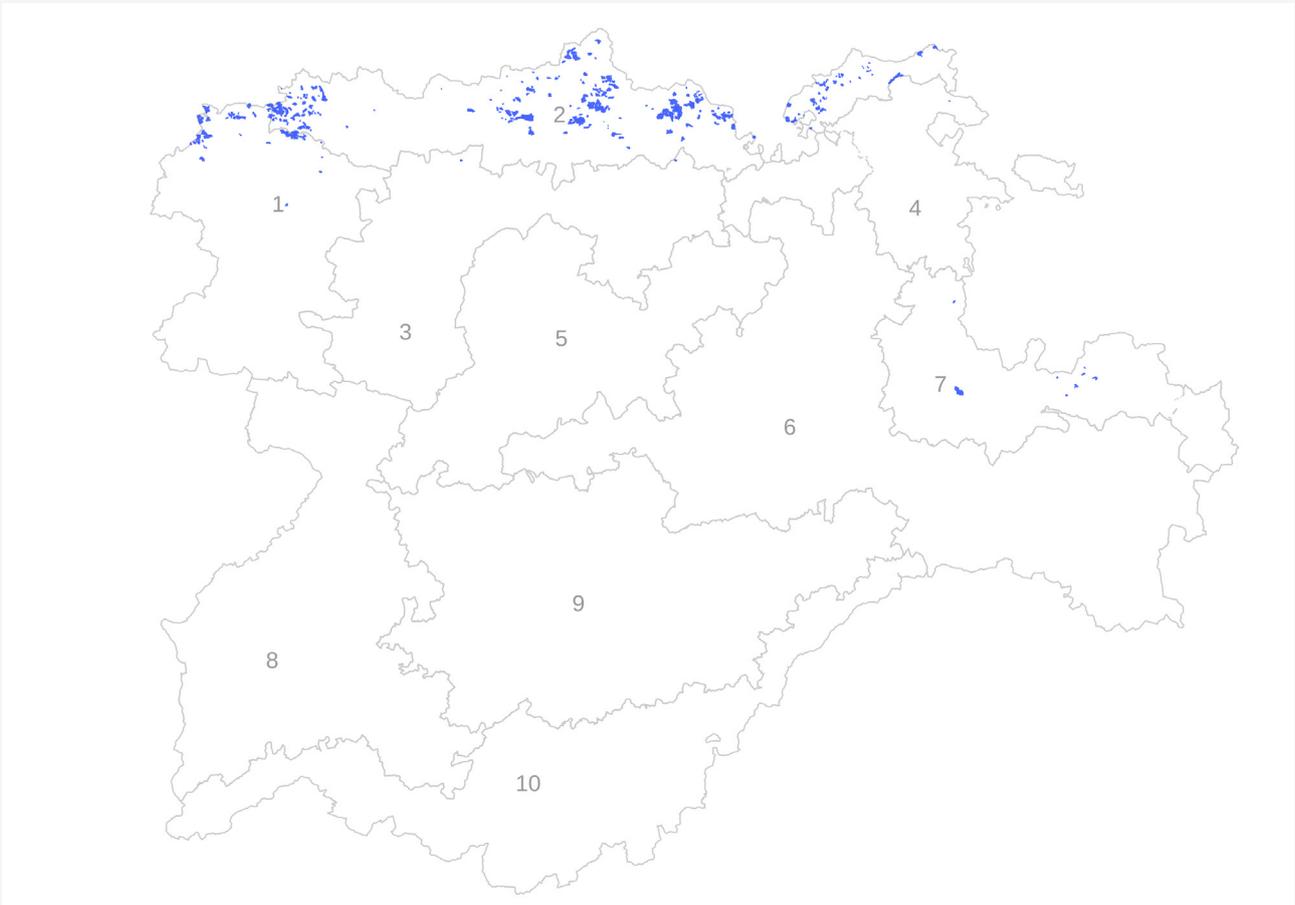
El roble común ocupa en Castilla y León una superficie de 5.186 ha, distribuidas en su mayoría entre las provincias de León y Burgos, mientras que en Palencia se pueden encontrar algunas masas y pequeños rodales en Zamora que no ocupan más de 3 o 4 ha. Conviene resaltar que la mayoría del área de roble común en Castilla y León se distribuye por las zonas de menor altitud y menor pendiente, las cuales se encuentran dentro del área general de distribución del roble albar. El roble común se considera como un roble de llanura en relación al albar,

y que requiere suelos más frescos y profundos. No soporta los suelos calizos ni los muy pedregosos y es sensible a las heladas tardías. Según LÓPEZ-SENESPLEDA & MONTERO (2013), el roble común se ha encontrado entre 12 y 1.703 m de altitud, con zonas de óptima vegetación entre 123 y 700 m y media de 416 m. Las precipitaciones anuales varían entre los 665 y los 2.296 mm, con óptimos entre los 1.099 y 1.693 mm y medias anuales de 1.408 mm. La precipitación de verano oscila entre 82 y 372 mm, con óptimos de 127 a 246 mm y media de 173 mm. Por otro lado, la temperatura media anual oscila entre los 5,3 y los 15,2 °C, con óptimos entre los 10,6 y los 13,5 °C y media anual de 12,1 °C. La temperatura media del mes más cálido puede variar entre 12,9 y 23,6 °C, con óptimos de 17,2 y 19,6 °C y media de 18,5 °C.

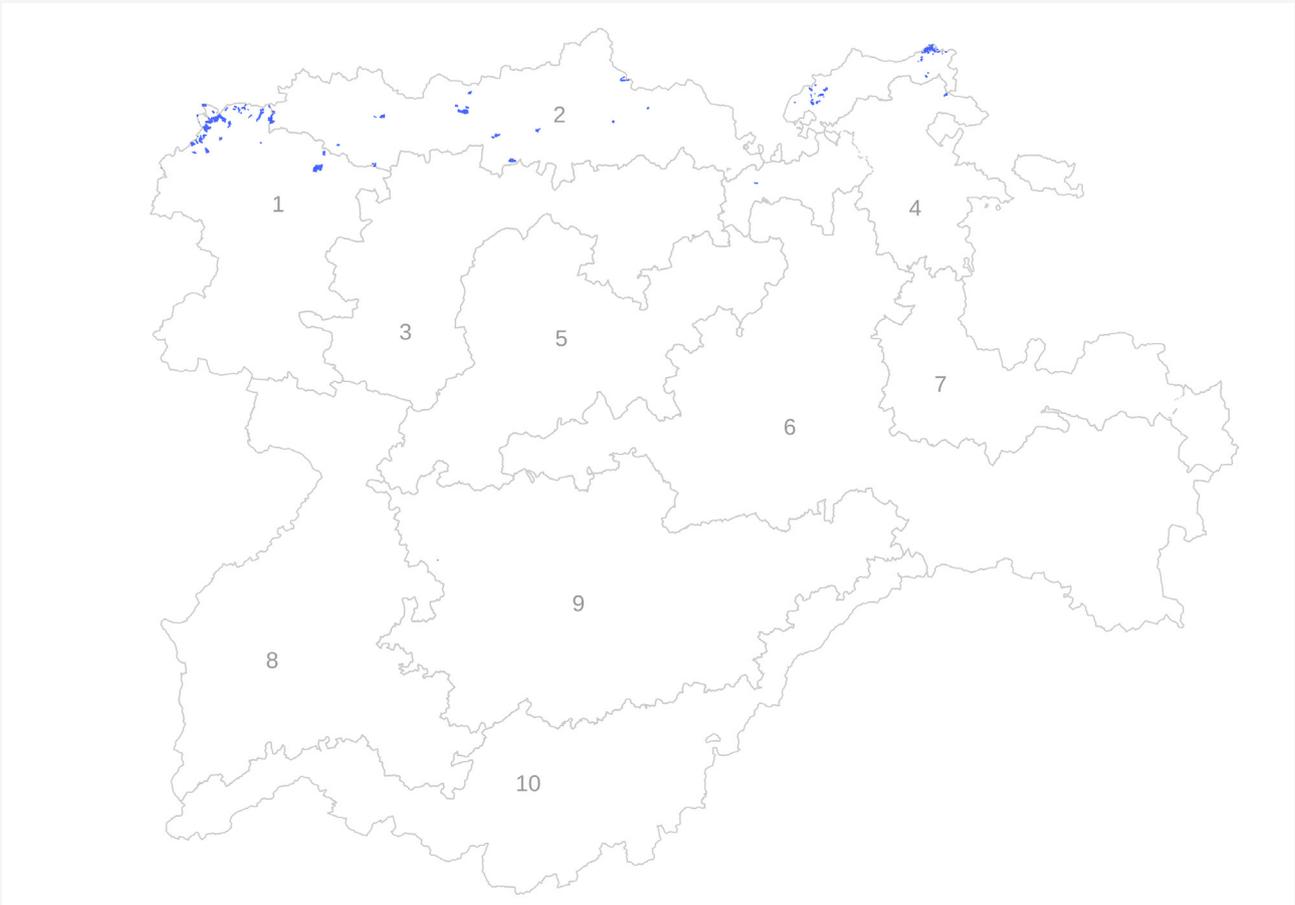
Estas especies suelen mezclarse con fresnos de hoja ancha, tilos, *Acer pseudoplatanus*, cerezos silvestres y castaños. El roble común aparece con *Acer campestre*, olmos de montaña y nogales. El roble albar también forma bosques mixtos con hayas y convive con abedules, álamos temblones y acebos.



Robledal mixto de *Quercus robur* y *Quercus petraea* en un valle (Valdesamario – León). Foto de EZQUERRA, J.



Mapa de distribución de masas forestales con roble albar (*Quercus petraea*) como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.



Mapa de distribución de masas forestales con roble común (*Quercus robur*) como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

La plasticidad ecológica de ambos robles es muy alta, como se deduce de su extensa área de distribución en Europa. No parece probable que los robledales sufran grandes perturbaciones ecológicas por extremos climáticos derivados del cambio climático. Los efectos por disminución de precipitación no es probable que sean importantes, ya que cualquiera de las dos especies puede vivir con lluvias inferiores a los 850 mm anuales en su umbral inferior. Solo si la precipitación media bajase de esa cifra, las masas comenzarían a sufrir los efectos del cambio climático en sus enclaves más secos y cálidos.

La dominancia del roble albar en la mayoría de las masas suele ser muy alta con respecto al resto de las especies con las que se mezcla, siendo algo menor la dominancia del roble común en sus mezclas más habituales, salvo en algunos rodales del noroeste de León donde existen rodales dominantes. Esta característica permite al roble albar resistir la competencia con el resto de las especies con las que se mezcla mejor que al roble común, que muchas veces se encuentra en pequeños rodales dispersos en los cuales no es dominante. Si el cambio climático supusiese una elevación de más de dos grados de temperatura media, como se predice bajo las simulaciones de emisiones RCP 4.5 y RCP 8.5, y una disminución de más del 20% de las precipitaciones, la abundancia de pies de roble disminuiría debido a la competencia por agua y nutrientes tanto en las masas puras como en las mezcladas. El roble común podría ver comprometida su existencia en aquellas zonas con menor precipitación, orientadas al sur y situadas sobre suelos con baja capacidad de retención de agua. El roble albar podría soportar una pequeña elevación de las temperaturas, pues es más termófilo que el roble común, aunque podría verse colonizado por el rebollo y otras especies con las que se mezcla pese a que ahora sea la especie dominante.

La escasa intervención selvícola de ambas especies ha convertido a los robledales en comunidades cada vez más diversificadas estructuralmente. Los montes bajos se han diversificado en estructura, aunque sigan manteniendo aspecto de masas coetáneas, y su distribución diamétrica se ha ampliado

progresivamente con el paso del tiempo. Algunos robledales, sobre todo aquellos de roble albar tratados como masas irregulares, siguen presentando la estructura de monte bajo, así como los pocos que fueron adehesados, aunque cada vez la van perdiendo más deprisa por la falta del pastoreo. En todos los casos sigue siendo frecuente encontrar, en cualquier forma de masa, ejemplares dispersos de gran tamaño y edad, algunos de los cuales han adquirido nombre propio como árboles singulares. En general, la dinámica de estos robledales los va convirtiendo en comunidades cada vez más complejas, aunque a veces las distribuciones de diámetros, altura o área basimétrica por clases diamétricas no hayan cambiado mucho en términos comparativos con respecto a tiempos pasados, exceptuando el aumento de ejemplares de las clases inferiores (más jóvenes). Es decir, las variaciones se presentan como más aparentes que reales en términos de porcentajes. Siempre se ha producido un aumento de existencias mayor que los correspondientes cambios estructurales. La herramienta BASIFOR (BRAVO et al., 2004) o sistemas de simulación de alternativas de gestión como SIMANFOR (BRAVO et al., 2010; 2012) pueden ayudar a cuantificar este tipo de dinámica de masas.

Los montes bajos en lugares secos y soleados podrían ser los más susceptibles de sufrir daños importantes por autocompetencia entre individuos de la misma especie u otras de especies acompañantes con las que se mezcla en esas zonas. Las zonas más vulnerables están orientadas al sur y situadas sobre suelos con baja capacidad de retención de agua. El roble albar, situado en zonas de exposición sur y suelos arenosos con baja capacidad de retención de agua, puede sufrir procesos de decaimiento derivados de un cambio climático intensivo.

Estudios sobre la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, demuestran la influencia de las condiciones climáticas en la misma, con menores densidades en condiciones climáticas más extremas (ver figuras; RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2020). Las figuras muestran cómo evoluciona la máxima densidad de la masa (línea de autoclareo o valor de densidad máximo para

un diámetro medio cuadrático de 25 cm, SDI_{max}) según cambia el rango de temperaturas en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDI_{max} medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En el caso del roble albar, el gráfico sugiere que el aumento de la temperatura máxima anual promedio (°C) supondrá un descenso importante en la máxima densidad de la especie. Para el caso del roble común, el gráfico sugiere que un aumento en la temperatura mínima de primavera (°C) reducirá la capacidad de carga de la especie, pero de manera mucho menos preocupante que para el roble albar, que se muestra más vulnerable a condiciones más extremas.

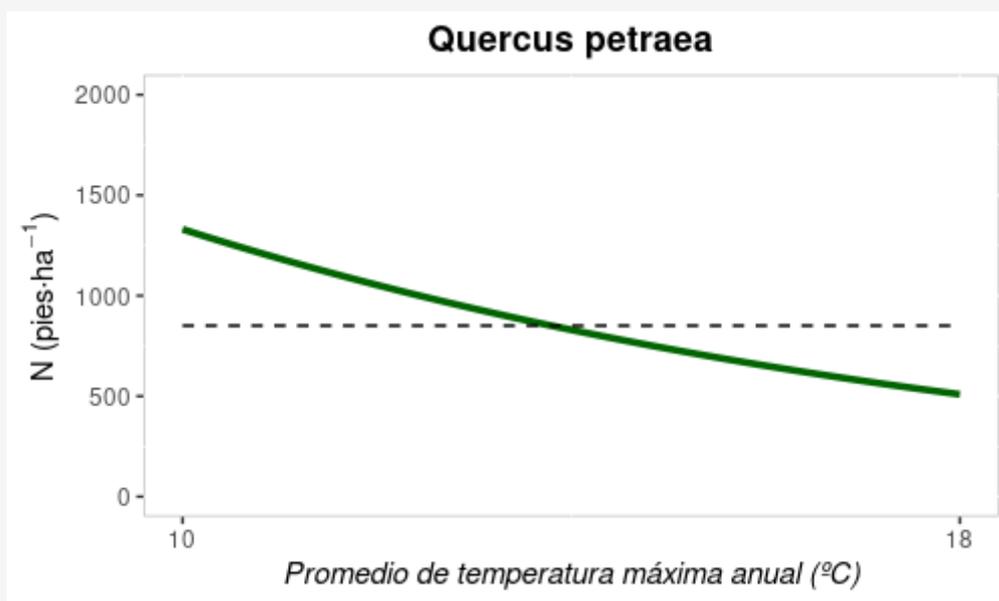
La dominancia del roble albar en la mayoría de las masas suele ser muy alta con respecto al resto de las especies con las que se mezcla, siendo algo menor la dominancia del roble común en sus mezclas más habituales, salvo en algunos rodales del noroeste de León donde existen rodales dominantes. Esta característica permite al roble albar resistir la competencia con el resto de las especies con las que se mezcla mejor que al roble común, que muchas veces se encuentra en pequeños rodales dispersos en los cuales no es dominante. El roble común podría ver comprometida su existencia en aquellas zonas con menor precipitación, orientadas al sur y situadas sobre suelos con baja capacidad de retención de agua. En caso de cambios en el clima intensos, el número de individuos de estas especies podrían retroceder en su área de distribución. El roble albar podría soportar una pequeña elevación de las temperaturas, pues es más termófilo que el roble común, aunque podría verse colonizado por el rebollo y otras especies con las que se mezcla, aunque ahora sea la especie dominante. Para ambos robles, si el cambio climático supusiese una elevación de más de dos grados de temperatura media, como se predice bajo las simulaciones de emisiones RCP 4.5 y RCP 8.5, y una disminución de más del 20% de las precipitaciones, el área distribución de ambos robles se vería reducida por su límite sur en

las zonas más cálidas y menos lluviosas, las cuales podrían ser colonizadas, probablemente, por el rebollo en las zonas de mezclas actuales. Ambas especies pueden ceder parte de su área al rebollo en sus zonas más bajas, exposiciones de solana y con menores precipitaciones, en las cuales se mezclan e hibridan frecuentemente en la actualidad.

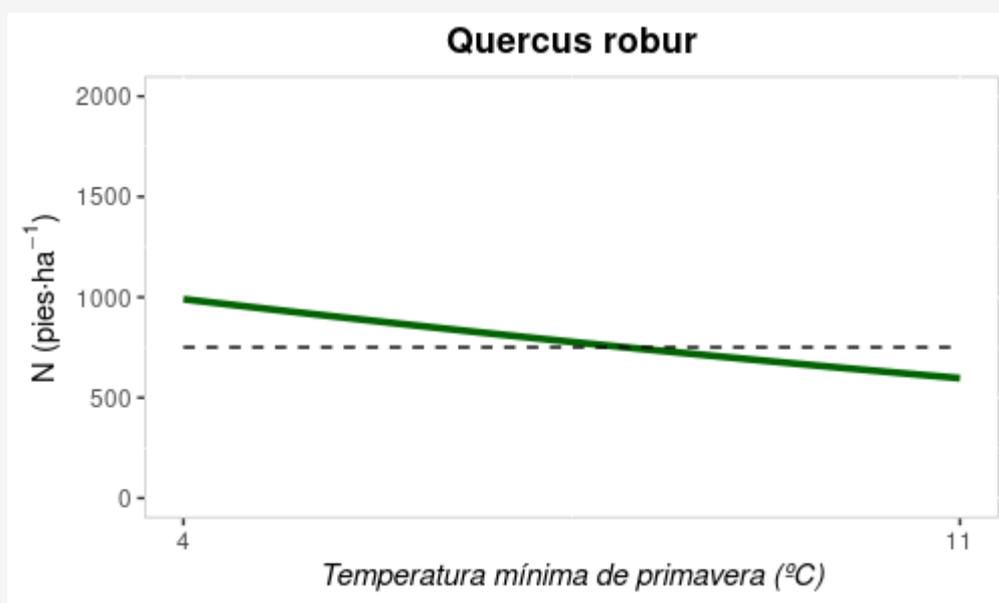
Tanto el roble albar como el común pueden subir cotas de altitud si se produjese una elevación importante de las temperaturas. El roble común tiene una mayor limitación en este sentido, ya que es sensible a las heladas tardías, que con alguna frecuencia le "quemán" las hojas jóvenes, obligándole a un segundo rebrote con el consiguiente gasto de energía adicional que ello conlleva. Dada la meridionalidad de las masas de ambas especies de Castilla y León, un aumento de la temperatura media que llegase a alcanzar los 15,5°C (actualmente comprendida entre los 10 y los 12°C), podría causar efectos perjudiciales en las zonas situadas más al sur, principalmente en exposiciones de solana, ocasionando el desplazamiento de las especies hacia el norte y/o hacia posiciones de umbría .

La fase de regeneración es un proceso complejo que puede verse afectado para todo el género *Quercus*, principalmente por las tasas de depredación post-dispersión de las bellotas y la depredación de las plántulas por parte de ungulados, aparte del efecto negativo de patógenos oomicetos que afectan a adultos y plántulas y el régimen de precipitación necesario para la supervivencia de las plántulas hasta que están establecidas.

En el caso de las masas mixtas de roble y haya, hasta ahora el roble se veía desplazado por el haya porque tolera peor la sombra y produce menos semillas. Pero el roble es más resistente a las sequías y altas temperaturas, y muestra una mayor adaptabilidad, por lo que está mostrando mayores crecimientos que el haya en los últimos años y la ventaja del roble frente al haya aumentará en los próximos años.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máxima de la Masa, SDImax) para roble albar (Quercus petraea). La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (promedio de temperatura máxima anual (°C)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máxima de la Masa, SDImax) para roble común (Quercus robur). La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (temperatura mínima (°C) de primavera (abril, mayo y junio)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Controlar la densidad de la masa para reducir el estrés hídrico

Si el cambio climático comienza a influir apreciablemente en el vigor y capacidad de regeneración natural de los robledales, estos necesitarán intervenciones selvícolas para rebajar su densidad o espesura. Así se conseguirá disminuir su competencia intraespecífica y con otras especies o con el matorral. Los programas de claras, sobre todo en los

actuales montes bajos de estas especies, son muy beneficiosos para reducir la autocompetencia por agua, luz y nutrientes, mejorando la capacidad de las masas para resistir sequías y olas de calor, así como mejorar la producción de madera de pies de mayor tamaño, y de bellota y pastos para el ganado doméstico y la fauna silvestre de la zona.

Fomentar la diversidad de composición de especies

Está demostrado que, en igualdad de condiciones ecológicas, las masas mixtas son más estables y resistentes a las perturbaciones que las masas puras, lo cual justifica los tratamientos selvícolas encaminados a fomentar las masas mixtas frente a las masas puras o monoespecíficas (BRAVO et al. 2021; FELTON et al. 2010; PRETZSCH & FORRESTER, 2017). Para ambas especies siempre será conveniente favorecer las mezclas con las especies que conviven con ellas, como el pino silvestre o el haya en el caso del roble albar, así como con tilos, arces,

serbales, *Crataegus*, *Amelachier*, acebos, avellanos, etc. En el caso del roble común, las mezclas podrían fomentarse con castaños, tilos, acebos, abedules, fresnos, chopos, cerezos y/o arces, entre otras. Estas mezclas son compatibles con el aclarado de las masas para disminuir la competencia por el agua y los nutrientes. Además, en el caso del roble albar y el haya, es recomendable favorecer la presencia de roble albar ya que se verá menos afectado que el haya por los efectos del cambio climático.

Aumentar la diversidad estructural de los robledales

Aunque se ha comentado que la escasa intervención selvícola ha convertido los robledales en comunidades cada vez menos diversificadas estructuralmente, la idea es llevar a estas masas hacia montes altos (regeneración por semillas) o a fustales sobre cepas. Uno de los objetivos debe ser favorecer la regeneración natural siempre que ello sea posible, ya que la presencia de ungulados puede afectar al éxito de la regeneración. Las medidas encaminadas al fomento de las masas mixtas deberán de ir acompañadas de un programa de claras

moderadas, frecuentes y continuadas en el tiempo y en el espacio para transformar las masas actuales en montes altos, fustales sobre cepas, o montes adehesados cuando la producción de pastos se considere interesante. Los robledales de buena calidad y que conservan bastantes árboles procedentes de semilla deben de orientarse a la consecución de masas de estructura irregular, tratados por alguno de los métodos de entresaca (normal, regularizada o por bosquetes).

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

- i. Para el roble albar y común, las zonas de la montaña palentina con orientación sur (Cervera de Pisuerga, San Salvador de Cantamuda, Barruelo de Santullán, etc.), pertenecientes a la comarca 2.
- ii. Hay ejemplares y rodales de valor fitogeográfico en Burgos, concretamente en Pradoluengo y la sierra de Mencia, la dehesa de Arlanzón y el monte de Hurones (comarca 4). También hay bosquetes de roble común en Cajigal del Valle de Mena (comarca 4) y rodales de roble albar en las dehesas de los montes de Santa Cruz del Valle (comarca 10).
- iii. Para controlar los límites meridionales, para el roble común la sierra de la Peña de Francia (Salamanca, comarca 10), concretamente las poblaciones relictas de San Martín de Castañar, Mogarraz y las Batuecas; y para el roble albar la sierra de Béjar (comarca 10) y las montañas de la sierra de Ayllón, en El Espinar y Navafría (Segovia, comarca 10).

REFERENCIAS

- BRAVO, F., RIVAS-GONZÁLEZ, J. C., MONREAL, J. A., & ORDÓÑEZ, C. 2004. BASIFOR 2.0: APLICACIÓN INFORMÁTICA PARA EL MANEJO DE LAS BASES DE DATOS DEL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL. CUADERNOS DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CIENCIAS FORESTALES, 18, 243-247. [HTTPS://DIALNET.UNIRIOJA.ES/DESCARGA/ARTICULO/2980927.PDF](https://dialnet.unirioja.es/download/articulo/2980927.pdf)
- BRAVO, F., RODRÍGUEZ, F., & ORDÓÑEZ, C. 2012. A WEB-BASED APPLICATION TO SIMULATE ALTERNATIVES FOR SUSTAINABLE FOREST MANAGEMENT: SIMANFOR. FOREST SYSTEMS, 21(1), 4-8. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2112211-01953](https://doi.org/10.5424/fs/2112211-01953)
- BRAVO, F., RODRÍGUEZ, F., ORDÓÑEZ, C., BROTO, M., LIZARRALDE, I., RUANO, I., DEL RÍO, M., & CALAMA, R. 2010. SIMANFOR: APLICACIÓN WEB PARA LA SIMULACIÓN DE ALTERNATIVAS SELVÍCOLAS. DIVULGACIÓN 1ER. TRIMESTRE, (100).
- BRAVO-OVIEDO, A., & MONTERO, G. 2008. DESCRIPCIÓN DE LOS CARACTERES CULTURALES DE LAS PRINCIPALES ESPECIES FORESTALES DE ESPAÑA. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA. INIA-FUCOVASA. 1039-1114. [HTTPS://GREGORIOMONTERO.FILES.WORDPRESS.COM/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FORESTALES-COMPENDIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF](https://gregoriomontero.files.wordpress.com/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FORESTALES-COMPENDIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF)
- BRAVO, F., ARIZA, A., DUGARSUREN, N., & ORDÓÑEZ, C. 2021. DISENTANGLING THE RELATIONSHIP BETWEEN TREE BIOMASS YIELD AND TREE DIVERSITY IN MEDITERRANEAN MIXED. FORESTS, 12(7), 848. [HTTPS://DOI.ORG/10.3390/F12070848](https://doi.org/10.3390/f12070848)
- FELTON, A., LINDBLADH, M., BRUNET, J., FRITZ, O. 2010. REPLACING CONIFEROUS MONOCULTURES WITH MIXED-SPECIES PRODUCTION STANDS: AN ASSESSMENT OF THE POTENTIAL BENEFITS FOR FOREST BIODIVERSITY IN NORTHERN EUROPE. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 260, 939-947. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2010.06.011](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.011)
- PRETZSCH, H., & FORRESTER, D. I. 2017. STAND DYNAMICS OF MIXED-SPECIES STANDS COMPARED WITH MONOCULTURES. IN: MIXED-SPECIES FORESTS (PP. 117-209). SPRINGER, BERLIN, HEIDELBERG. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/978-3-662-54553-9_4](https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_4)
- RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

8.2.4. HAYEDOS

IRENE RUANO BENITO; CELIA HERRERO DE AZA

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Los hayedos (*Fagus sylvatica*) son uno de los bosques característicos de las montañas de León, Palencia, Burgos y norte de Soria, apareciendo en menor medida en Segovia y de forma puntual en el sur de Salamanca, cubriendo un total de 62.362 ha en Castilla y León¹.

El haya suele mezclarse con *Quercus petraea*, *Q. pyrenaica* y *Pinus sylvestris*, también con *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*, *Populus tremula*, *Juniperus thurifera* y *J. sabina*. En general se encuentra en expansión al amparo de pinares o robledales, ya que estas especies le dan la cubierta necesaria para establecer su regeneración y después, al formar un dosel muy cerrado y umbroso, desplazar a otras especies que necesitan más luz (ORIA DE RUEDA, 2003).

Los hayedos tuvieron hasta el último tercio del siglo XX un aprovechamiento tradicional para carbón, madera y pastos, entre otros. El abandono de estos aprovechamientos ha favorecido el monte alto en la mayoría de los hayedos actuales, cuyo manejo reduce la presencia de grandes árboles con madera

muerta y cavidades, los cuales favorecen la biodiversidad, como ocurría antes con aprovechamientos como los trasmochos con pastoreo.

Los hayedos de Castilla y León están cercanos a su límite sudoccidental de distribución, donde las precipitaciones son menores y la sequía estival es mayor, por lo que los hayedos están presentes en orientaciones sombrías, altitudes mayores y lugares con frecuentes nieblas. El haya necesita un alto grado de humedad, especialmente en la época estival. Por esto, su distribución se limita a zonas con mayor precipitación en el norte y este de Castilla y León. Aunque la humedad es muy limitante, por el contrario, el haya no es exigente en la naturaleza de los suelos. A pesar de esta falta de exigencia en el suelo, necesita una humedad mínima para desarrollarse. Actualmente puede compensar esta falta de humedad en Castilla y León creciendo en zonas de nieblas, umbría y altas altitudes.

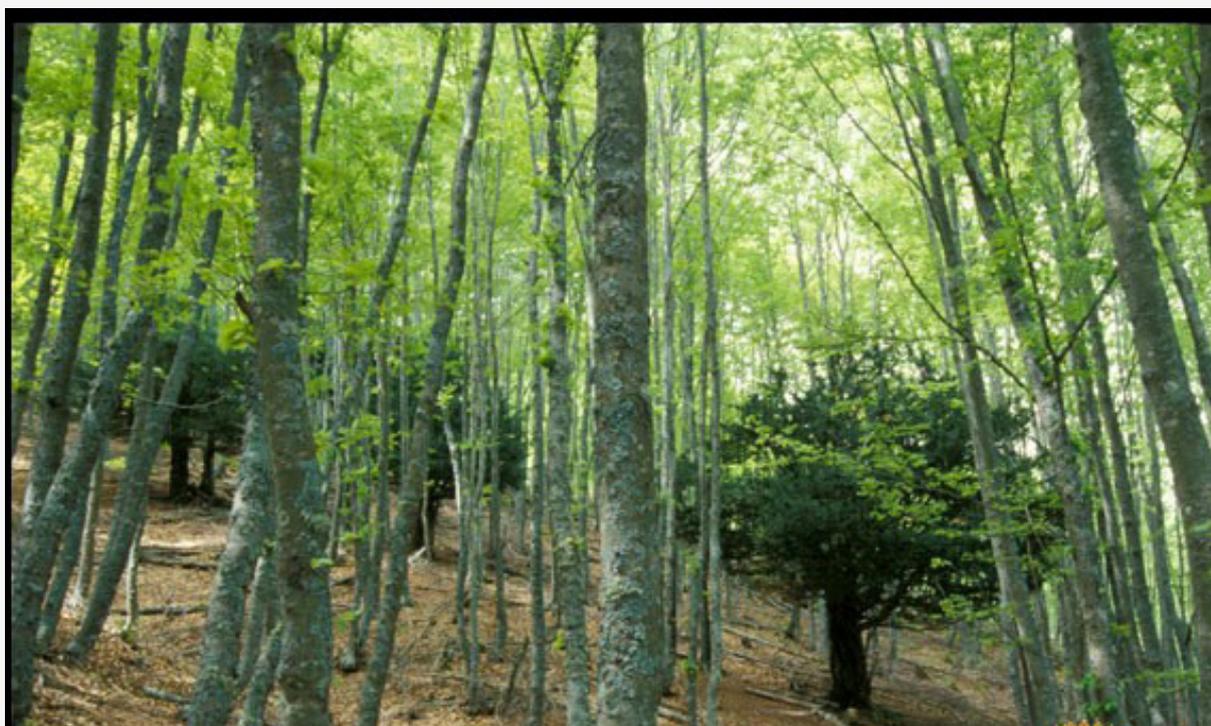
Los hayedos xero-termófilos calcícolas se distribuyen por las montañas calcáreas del norte de la comunidad, estando presentes en diversos puntos del valle del Ebro a su paso por la provincia de Burgos, así como en diversas localidades de la cordillera Cantábrica, y en las provincias de Palencia y León. En estos últimos territorios alternan hayedos acidófilos y hayedos eutrofos.

¹ Teselas con *Fagus sylvatica* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografía-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

Los hayedos acidófilos atlánticos se distribuyen en una estrecha franja a lo largo de las sierras que marcan el reborde septentrional de la comunidad autónoma, desde el Moncayo en el sistema Ibérico hasta la vertiente leonesa de la sierra de los Ancares en la cordillera Cantábrica. A modo excepcional, aparece un enclave de este hábitat en el puerto de la Quesera, en la sierra de Ayllón (Segovia), en lo que constituye uno de los hayedos más meridionales de la península ibérica. Los hayedos acidófilos pueden estar acompañados por otras especies como *Betula alba*, *Pinus sylvestris* o *Quercus petraea*.

Aunque no es frecuente la presencia de matorrales y las poblaciones de especies vasculares es pobre, pueden aparecer arbolillos de *Sorbus aucuparia* o *Ilex aquifolium*, además de arándanos, brezos y helechos, acompañados de una gran riqueza de líquenes y plantas no vasculares como musgos y hepáticas.

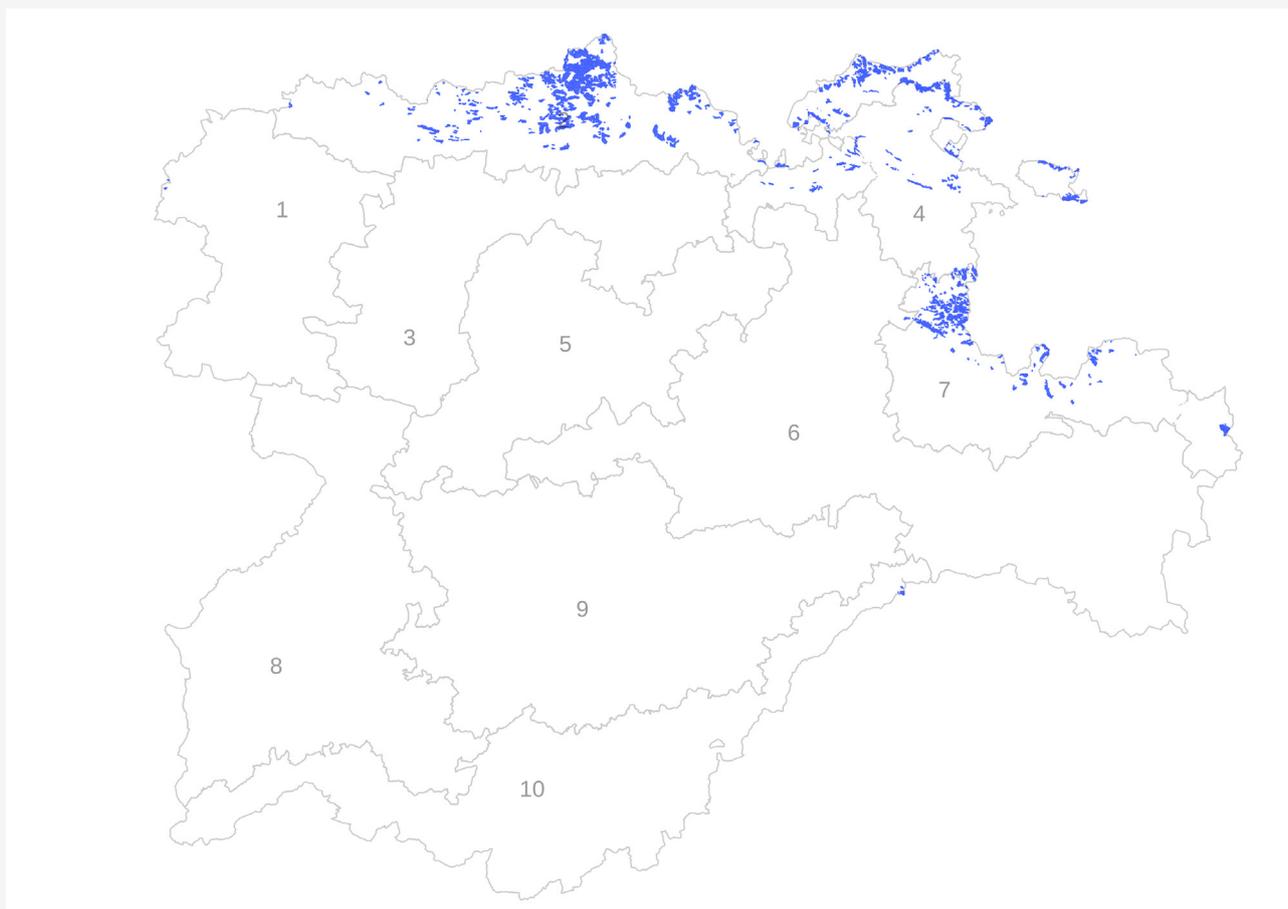
Los hayedos se caracterizan por una alta biodiversidad asociada a pies extramaduros y componentes de madera muerta, con presencia de cavidades, que son necesarios para la supervivencia de muchas especies de musgos, líquenes, hongos, invertebrados, anfibios, y en general para los distintos procesos biogeoquímicos asociados. En el caso de los hayedos acidófilos, estos son buenos indicadores la presencia del arándano *Vaccinium myrtillus* y las gramíneas *Deschampsia flexuosa*, *Galium rotundifolium*, *Luzula sylvatica* o *Blechnum spicant*. En los hayedos calcáreos es buen indicador la presencia de orquídeas forestales como *Cephalanthera longifolia* o *Epipactis helleborine*. El boj (*Buxus sempervirens*) es un buen indicador de los hayedos xero-termófilos más occidentales (ESCUADERO et al., 2008). El estudio de la presencia de estas especies indicará la calidad de los hayedos.



Hayedo con tejos (Tosande, Palencia). Foto de SEVILLA, F.



Hayedo con sotobosque de Ilex aquifolium en la vertiente sur del Valle de Tobalina (Burgos). Foto de VÁZQUEZ-VELOSO, A.



Mapa de distribución de masas forestales con haya (Fagus sylvatica) como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

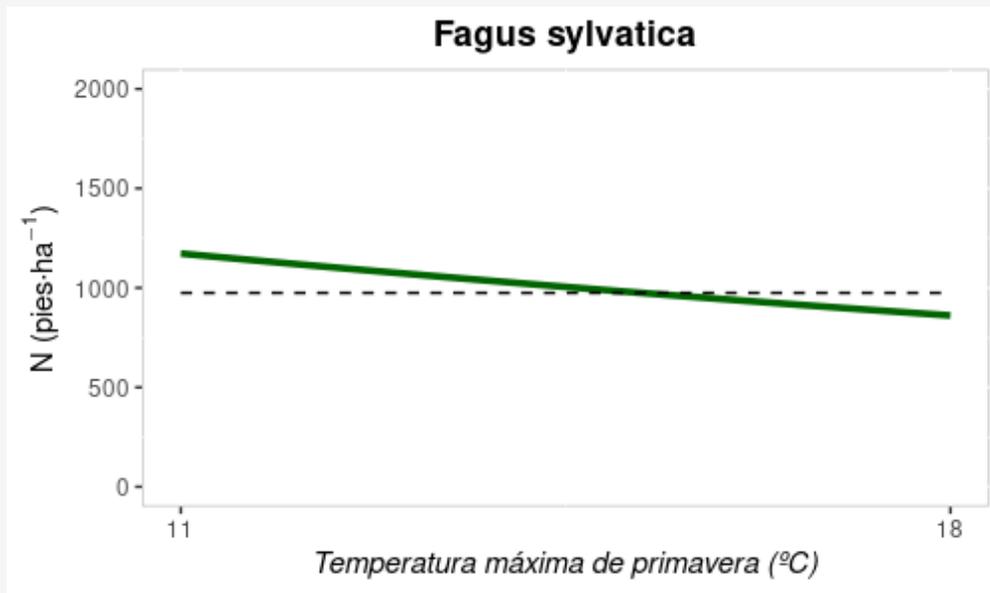
VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Los hayedos en Castilla y León están en sus límites de distribución, siendo más vulnerables a posibles cambios climatológicos, donde la sequía estival y la falta de humedad son su principal limitación. Algunos estudios afirman que los nuevos escenarios estimados con el cambio climático, como un aumento de las temperaturas y un cambio de estacionalidad en las precipitaciones, afectarán a los hayedos, pudiendo limitar seriamente su distribución y abundancia (HERRERA et al., 2001; PEÑUELAS & BOADA, 2003; ROZAS, 2001). Las sequías esperadas pueden afectar a los hayedos, por una parte, limitando la regeneración natural, y por otra disminuyendo la vitalidad de los árboles dominantes. El efecto de la falta de humedad y sequía estival afecta significativamente a la supervivencia de las plántulas de haya, dificultando la incorporación de nuevos pies a las masas (WAGNER et al., 2010). El haya no solo se verá perjudicada por la disminución de agua disponible en el suelo, sino que también se verá afectada por su alta demanda evaporativa, suponiendo altas pérdidas de agua cuando el ambiente en la atmósfera es seco, lo que implica un efecto negativo sobre el crecimiento (ARANDA et al., 2016).

En cambio, otros estudios han observado la expansión de los hayedos en sus límites de distribución de la península (SÁNCHEZ DE DIOS et al., 2021) o de Europa (FOTELLI et al., 2009) o predicen una producción mayor para esta especie al aumentar el periodo de crecimiento, siempre que no haya limitación de agua (SABATÉ et al., 2002). El abandono del pastoreo puede facilitar la expansión de los hayedos,

invadiendo zonas de matorral y pastos herbáceos (OLANO et al., 2009b). También puede verse favorecida su presencia en zonas de densidad baja en robledales y pinares (ARANDA, 2015; OLANO et al., 2009b). ARANDA (2015) concluye que, ante esta diversidad de respuesta, el futuro del haya en la península ibérica está condicionada por procesos a nivel local, dependiendo de sus condiciones micro-climáticas y edáficas, así como de la gestión aplicada.

La siguiente figura muestra que la máxima capacidad de carga del haya, expresada mediante el Índice de Densidad Máxima de la Masa (SDI_{max}), disminuye con la temperatura máxima de primavera. El área entre ambas líneas nos permite conocer la desviación del SDI_{max} respecto de la media a lo largo del gradiente climático. Esta área bajo la curva puede ser interpretada como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. Una mayor área entre curvas indica una mayor vulnerabilidad de la especie. En este caso, el área comprendida entre las curvas de SDI_{max} obtenidas para el haya no es muy significativa, puesto que la curva de SDI_{max} se desvía muy poco respecto de la referencia. En este caso, podemos sugerir que el haya es poco vulnerable a cambios climáticos puesto que, a lo largo de toda su distribución climática, el SDI_{max} disminuye aproximadamente 300 pies/ha, lo que supone una reducción mucho menor que otras especies estudiadas.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDImax) para Fagus sylvatica. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (temperatura máxima (°C) de primavera (abril, mayo y junio)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

El haya cuenta con una capacidad de adaptación al suelo que le puede favorecer. También su variabilidad intra-específica puede ser clave para su adaptación a la sequía y la falta de humedad ambiental, ya que se han observado diferencias intra-específicas en la respuesta a la sequía. Puede existir una adaptación local de las poblaciones situadas en zonas más secas, dentro de los límites marcados por su intolerancia a la sequía (ROBSON et al., 2012; SÁNCHEZ-GÓMEZ et al. 2013; WEBER et al., 2013).

La estructura de la masa, entendida como la densidad o la mezcla con otras especies, puede ser clave para el consumo del agua de los árboles. Los aclareos pueden aumentar el crecimiento al reducir la competencia, y además prolongan la duración del periodo de crecimiento (VAN DER MAATEN, 2012). La productividad o la eficiencia del crecimiento del haya aumenta en presencia de otras especies, aunque puede haber factores que también influyan e interaccionen con ese efecto positivo de la mezcla, como el estrés hídrico o la carga ganadera (CONDÉS et al., 2013; PRETZSCH et al., 2012).

En relación a las clases de edad, en el caso de las especies tolerantes a la sombra como el haya,

los árboles grandes pueden ser más sensibles a la sequía que los árboles más pequeños, y esta diferencia aumenta en climas secos (MÉRIAN & LEBOURGEOIS, 2011). La presencia de grandes pies de haya, ya sean vivos asociados a antiguos aprovechamientos de leñas y pastoreo, en proceso de decaimiento o incluso muertos, está asociada a una alta biodiversidad por representar microhábitats para ciertas especies. Por lo tanto, su desaparición supondrá una pérdida de biodiversidad.

Otros impactos que pueden afectar al haya en Castilla y León son las heladas tardías. Al adelantarse la fenología foliar ante primaveras más cálidas, la frecuencia de defoliación por heladas tardías puede aumentar. SANGÜESA-BARREDA et al. (2021) observaron que las poblaciones más altas y en zonas más secas sufren más el efecto de las heladas tardías y que su frecuencia ha aumentado en las poblaciones más meridionales. Los incendios no son frecuentes en los hayedos, aunque en zonas de porte bajo y con presencia de matorral podrían verse afectados, no siendo esta una de las grandes preocupaciones (OLANO et al., 2009b).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Regular la densidad de las masas para reducir el estrés hídrico

La gestión de los hayedos tiene que buscar el mantenimiento de la humedad, tanto para que los pies grandes sobrevivan como para facilitar la regeneración natural, dando continuidad a las masas. Para ello, es necesario bajar la densidad para reducir la competencia y que los árboles tengan más vigor,

pero de forma paulatina para que no sufran (VAN DER MAATEN et al., 2013). CANDEL-PÉREZ et al., (2017) estimaron que con densidades bajas la tasa de mortalidad del haya es menor, la supervivencia es más alta y los portes mayores.

Fomentar la diversidad estructural de las masas

Se deben evitar los bosques de haya con estructuras muy homogéneas, aplicando esquemas de gestión que no impliquen cortar grandes superficies, como la entresaca por bosquetes. Se recomienda utilizar esquemas de gestión que no eliminen

simultáneamente grandes superficies, utilizar técnicas de corta y saca respetuosas con el suelo y reducir el impacto sobre especies diferente al haya (OLANO et al. 2009a, 2009b).

Fomentar la diversidad de composición de especies

Favorecer las masas mixtas de haya con otras especies como el pino silvestre puede ser una opción eficaz en las zonas secas (PRETZSCH et al., 2015, 2016), ya que este tipo de mezclas mejora la disponibilidad de agua (GONZÁLEZ DE ANDRÉS et al., 2017).

No obstante, hay que tener en cuenta el objetivo de gestión, ya que los efectos pueden ser positivos para el haya, pero negativos para el pino (GONZÁLEZ DE ANDRÉS et al., 2018).

Fomentar la regeneración natural

Aparte de las medidas comentadas anteriormente, en el caso de hayedos de zonas llanas, se recomienda limitar la presión de la ganadería. Las dificultades para regenerar pueden verse acrecentadas por la ganadería, por lo que es necesario limitar su

presencia, al menos en los tramos en regeneración. Además, la compactación del suelo por un pastoreo excesivo puede disminuir la infiltración de agua en el suelo, aumentando la erosión hídrica, lo que empeorará el estado del hayedo (OLANO et al. 2009).

Favorecer la biodiversidad típica de los hayedos a través de la gestión de árboles extramaduros y muertos

En una situación aconsejable, la evolución de los hayedos mantendrá la biodiversidad asociada a madera muerta y árboles extramaduros, dejando distintos componentes de madera muerta, como árboles viejos y extramaduros, tanto en pie como

tumbados en el suelo, de distintos tamaños y estadios de descomposición, características fundamentales para promover y conservar la biodiversidad asociada (HERRERO et al., 2016; OLANO et al. 2009a, 2009b).

Aumentar y adaptar la diversidad genética

Se debe mantener la diversidad genética en el regenerado natural, ya que se han observado diferencias intra-específicas con adaptaciones locales a la sequía de las poblaciones situadas en zonas más secas (ROBSON et al., 2012; SÁNCHEZ-GÓMEZ et al., 2013; WEBER et al., 2013). Esto se puede lograr

mediante intervenciones selvícolas que actúen sobre un área reducida, como puede ser la entresaca por bosquetes, confiriendo también una mayor resiliencia a la masa.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Una de las zonas de seguimiento más importante es la sierra de Ayllón (Segovia, comarca 10) por estar en su límite de distribución.

En general, en las zonas más al sur y exposiciones de solana de la provincia de Burgos (comarca 4),

concretamente los bosques relictos de la comarca de Valdelucio, páramos de la Lora y bosques de Valdivielso, Valle de Losa y Treviño.

REFERENCIAS

ARANDA, I. 2015. VULNERABILIDAD FUNCIONAL DEL HAYA (*FAGUS SYLVATICA* L.) Y RECURRENCIA DE LOS PERIODOS SECOS. EN: LOS BOSQUES Y LA BIODIVERSIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y ADAPTACIÓN EN ESPAÑA. MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, MADRID. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/332038499_VULNERABILIDAD_FUNCIONAL_DEL_HAYA_CAP13](https://www.researchgate.net/publication/332038499_VULNERABILIDAD_FUNCIONAL_DEL_HAYA_CAP13)

ARANDA, I., RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J., ROBSON, T. M., CANO, F. J., & SÁNCHEZ-GÓMEZ, D. 2016. REVISIÓN DE LOS ASPECTOS FUNCIONALES DE LA RESPUESTA A LA SEQUÍA EN *FAGUS SYLVATICA*. 60 CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. SOCIEDAD ESPAÑOLA DE LAS CIENCIAS FORESTALES. [HTTPS://WWW.CONGRESOFORRESTAL.ES/ACTAS/DOC/6CFE/6CFE01-087.PDF](https://www.congresoforestal.es/actas/doc/6CFE/6CFE01-087.PDF)

CANDEL-PÉREZ, D., BLANCO, J. A., GONZÁLEZ DE ANDRÉS, E., LO, Y. H., IMBERT, J. B., & CASTILLO, F. 2017. SIMULANDO LA INTERACCIÓN ENTRE LA DENSIDAD INICIAL Y LOS FLUJOS DE AGUA Y NUTRIENTES PARA COMPRENDER EL DESARROLLO DE RODALES MIXTOS DE *PINUS SYLVESTRIS* Y *FAGUS SYLVATICA* BAJO CAMBIO CLIMÁTICO. *ECOSISTEMAS* 26(2), 38-51. 10.7818/ECOS.2017.26-2.05

CONDÉS, S., DEL RIO, M., & STERBA, H. 2013. MIXING EFFECT ON VOLUME GROWTH OF *FAGUS SYLVATICA* AND *PINUS SYLVESTRIS* IS MODULATED BY STAND DENSITY. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 292, 86-95. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2012.12.013](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.013)

ESCUADERO, A., & AL. 2008. GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. 432 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/FRANCISCO-EZQUERRA/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON/LINKS/552D4EED0CF2E089A3AD724C/GUIA-BASICA-PARA-LA-INTERPRETACION-DE-LOS-HABITATS-DE](https://www.researchgate.net/profile/Francisco-Ezquerra/publication/274959001_Guia_basica_para_la_interpretacion_de_los_habitats_de_interes_comunitario_en_castilla_y_leon/links/552d4eed0cf2e089a3ad724c/Guia-basica-para-la-interpretacion-de-los-habitats-de)

FOTELLI, M. N., NAHM, M., RADOGLU, K., RENNENBERG, H., HALYVOPOULOS, G., & MATZARAKIS, A. 2009. SEASONAL AND INTERANNUAL ECOPHYSIOLOGICAL RESPONSES OF BEECH (*FAGUS SYLVATICA*) AT ITS SOUTH-EASTERN DISTRIBUTION LIMIT IN EUROPE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 257(3), 1157-1164. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2008.11.026](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.026)

GONZÁLEZ DE ANDRÉS, E., CAMARERO, J. J., BLANCO, J. A., IMBERT, J. B., LO, Y. H., SANGÜESA-BARRERA, G., & CASTILLO, F. J. 2018. TREE-TO-TREE COMPETITION IN MIXED EUROPEAN BEECH-SCOTS PINE FORESTS HAS DIFFERENT IMPACTS ON GROWTH AND WATER-USE EFFICIENCY DEPENDING ON SITE CONDITIONS. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 106(1), 59-75. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2745.12813](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12813)

- GONZÁLEZ DE ANDRÉS, E., SEELY, B., BLANCO, J. A., IMBERT, J. B., LO, Y. H., & CASTILLO, F. J. 2017. INCREASED COMPLEMENTARITY IN WATER-LIMITED ENVIRONMENTS IN SCOTS PINE AND EUROPEAN BEECH MIXTURES UNDER CLIMATE CHANGE. *ECOHYDROLOGY*, 10(2), e1810. [HTTPS://DOI.ORG/10.1002/ECO.1810](https://doi.org/10.1002/eco.1810)
- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F. J., SOLLINS, P., GREGORY, S. V., LATTIN, J. D., ..., & CUMMINS, K. W. 1986. ECOLOGY OF COARSE WOODY DEBRIS IN TEMPERATE ECOSYSTEMS. *ADVANCES IN ECOLOGICAL RESEARCH*, 15, 133-302. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/S0065-2504\(08\)60121-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X)
- HERRERA, J., LASKURAIN, N. A., ESCUDERO, A., LOIDI, J., & OLANO, J. M. 2001. SUCESIÓN SECUNDARIA EN UN ABEDULAR-HAYEDO EN EL PARQUE NATURAL DE URKIOLA (BIZKAIA) MEDIANTE DENDROCRONOLOGÍA. *LAZAROA*, 22, 59-66. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/ADRIAN-ESCUDERO/PUBLICATION/27589005_SUCESION_SECUNDARIA_EN_UN_ABEDULAR-HAYEDO_EN_EL_PARQUE_NATURAL_DE_URKIOLA_BIZKAIA/LINKS/0FCFD508800EA44E4B000000/SUCESION-SECUNDARIA-EN-UN-ABEDULAR-HAYEDO-EN-EL-PARQUE-NATURAL-DE-UR](https://www.researchgate.net/profile/Adrian-Escudero/publication/27589005_SUCESION_SECUNDARIA_EN_UN_ABEDULAR-HAYEDO_EN_EL_PARQUE_NATURAL_DE_URKIOLA_BIZKAIA/LINKS/0FCFD508800EA44E4B000000/SUCESION-SECUNDARIA-EN-UN-ABEDULAR-HAYEDO-EN-EL-PARQUE-NATURAL-DE-UR)
- HERRERO, C., MONLEON, V. J., GÓMEZ, N., & BRAVO, F. 2016. DISTRIBUTION OF DEAD WOOD VOLUME AND MASS IN MEDITERRANEAN FAGUS SYLVATICA L. FORESTS IN NORTHERN IBERIAN PENINSULA. IMPLICATIONS FOR FIELD SAMPLING INVENTORY. *FOREST SYSTEMS*, 25(3), e069-e069. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2016253-09009](https://doi.org/10.5424/FS/2016253-09009)
- MCCOMB, W., & LINDENMAYER, D. 1999. DYING, DEAD, AND DOWN TREES. EN: MAINTAINING BIODIVERSITY IN FOREST ECOSYSTEMS (PP. 335-372.). CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, ENGLAND. [HTTPS://WWW.CAMBRIDGE.ORG/CORE/BOOKS/MAINTAINING-BIODIVERSITY-IN-FOREST-ECOSYSTEMS/DYING-DEAD-AND-DOWN-TREES/DEA05B6655AABAB8F2A677E721BE606B](https://www.cambridge.org/core/books/maintaining-biodiversity-in-forest-ecosystems/dying-dead-and-down-trees/DEA05B6655AABAB8F2A677E721BE606B)
- MÉRIAN, P., & LEBOURGEOIS, F. 2011. SIZE-MEDIATED CLIMATE-GROWTH RELATIONSHIPS IN TEMPERATE FORESTS: A MULTI-SPECIES ANALYSIS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 261(8), 1382-1391. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2011.01.019](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.019)
- OLANO, J. M., & PERALTA DE ANDRÉS, J. 2009A. 9150 HAYEDOS CALCÍCOLAS MEDIOEUROPEAS DEL CEPHALANTHERO-FAGION. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 64 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/9150_TCM30-196886.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/9150_TCM30-196886.PDF)
- OLANO, J. M., & PERALTA DE ANDRÉS, J. 2009B. 9120 HAYEDOS ACIDÓFILOS ATLÁNTICOS CON SOTO-BOSQUE DE ILEX Y A VECES DE TAXUS (QUERCION ROBORI-PETRAEAE O ILICI-FAGENION). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 71 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/9120.PDF](http://www.jolube.es/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/9120.PDF)
- ORIA DE RUEDA, 2003. LOS BOSQUES DE CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. 300 PP.
- PEÑUELAS, J., & BOADA, M. 2003. A GLOBAL CHANGE-INDUCED BIOME SHIFT IN THE MONTSENY MOUNTAINS (NE SPAIN). *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 9(2), 131-140. [HTTPS://DOI.ORG/10.1046/J.1365-2486.2003.00566.X](https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00566.x)
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., AMMER, C., AVDAGIC, A., BARBEITO, I., BIELAK, K., ..., & BRAVO-OVIEDO, A. 2015. GROWTH AND YIELD OF MIXED VERSUS PURE STANDS OF SCOTS PINE (PINUS SYLVESTRIS L.) AND EUROPEAN BEECH (FAGUS SYLVATICA L.) ANALYSED ALONG A PRODUCTIVITY GRADIENT THROUGH EUROPE. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 134(5), 927-947. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-015-0900-4](https://doi.org/10.1007/s10342-015-0900-4)
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., SCHÜTZE, G., AMMER, C., ANNIGHÖFER, P., AVDAGIC, A., ..., & BRAVO-OVIEDO, A. 2016. MIXING OF SCOTS PINE (PINUS SYLVESTRIS L.) AND EUROPEAN BEECH (FAGUS SYLVATICA L.) ENHANCES STRUCTURAL HETEROGENEITY, AND THE EFFECT INCREASES WITH WATER AVAILABILITY. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 373, 149-166. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.04.043](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.043)
- PRETZSCH, H., DIELER, J., SEIFERT, T., & RÖTZER, T. 2012. CLIMATE EFFECTS ON PRODUCTIVITY AND RESOURCE-USE EFFICIENCY OF NORWAY SPRUCE (PICEA ABIES [L.] KARST.) AND EUROPEAN BEECH (FAGUS SYLVATICA [L.]) IN STANDS WITH DIFFERENT SPATIAL MIXING PATTERNS. *TREES*, 26(4), 1343-1360. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S00468-012-0710-Y](https://doi.org/10.1007/s00468-012-0710-y)
- ROBSON, T. M., SÁNCHEZ-GÓMEZ, D., CANO, F. J., & ARANDA, I. 2012. VARIATION IN FUNCTIONAL LEAF TRAITS AMONG BEECH PROVENANCES DURING A SPANISH SUMMER REFLECTS THE DIFFERENCES IN THEIR ORIGIN. *TREE GENETICS & GENOMES*, 8(5), 1111-1121. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S11295-012-0496-5](https://doi.org/10.1007/s11295-012-0496-5)
- RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

ROZAS, V. 2001. DETECTING THE IMPACT OF CLIMATE AND DISTURBANCES ON TREE-RINGS OF *FAGUS SYLVATICA* L. AND *QUERCUS ROBUR* L. IN A LOWLAND FOREST IN CANTABRIA, NORTHERN SPAIN. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 58(3), 237-251. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1051/FOREST:2001123](https://doi.org/https://doi.org/10.1051/forest:2001123)

SABATÉ, S., GRACIA, C., & SÁNCHEZ, A. 2002. LIKELY EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON GROWTH OF *QUERCUS ILEX*, *PINUS HALEPENSIS*, *PINUS PINASTER*, *PINUS SYLVESTRIS* AND *FAGUS SYLVATICA* FORESTS IN THE MEDITERRANEAN REGION. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 162, 23-37. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/S0378-1127\(02\)00048-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00048-8)

SÁNCHEZ DE DIOS, R., GÓMEZ, C., AULLÓ, I. & AL. *FAGUS SYLVATICA* L. 2021. PERIPHERAL POPULATIONS IN THE MEDITERRANEAN IBERIAN PENINSULA: CLIMATIC OR ANTHROPIC RELICTS? *ECOSYSTEMS* 24, 211–226. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10021-020-00513-8](https://doi.org/10.1007/s10021-020-00513-8)

SÁNCHEZ-GÓMEZ, D., ROBSON, T. M., GASCÓ, A., GIL-PELEGRÍN, E., & ARANDA, I. 2013. DIFFERENCES IN THE LEAF FUNCTIONAL TRAITS OF SIX BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.) POPULATIONS ARE REFLECTED IN THEIR RESPONSE TO WATER LIMITATION. *ENVIRONMENTAL AND EXPERIMENTAL BOTANY*, 87, 110-119. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ENVEXPBOT.2012.09.011](https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.09.011)

SANGÜESA-BARREDA, G., DI FILIPPO, A., PIOVESAN, G., ROZAS, V., DI FIORE, L., GARCÍA-HIDALGO, M., GARCÍA-CERVIGÓN, A.I., MUÑOZ-GARACHANA, D., BALIVA, M., & OLANO, J. M. 2021. WARMER SPRINGS HAVE INCREASED THE FREQUENCY AND EXTENSION OF LATE-FROST DEFOLIATIONS IN SOUTHERN EUROPEAN BEECH FORESTS. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 775, 145860. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145860](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145860)

VAN DER MAATEN, E. 2012. CLIMATE SENSITIVITY OF RADIAL GROWTH IN EUROPEAN BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.) AT DIFFERENT ASPECTS IN SOUTHWESTERN GERMANY. *TREES*, 26(3), 777-788. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S00468-011-0645-8](https://doi.org/10.1007/s00468-011-0645-8)

WAGNER, S., COLLET, C., MADSEN, P., NAKASHIZUKA, T., NYLAND, R. D., & SAGHEB-TALEBI, K. 2010. BEECH REGENERATION RESEARCH: FROM ECOLOGICAL TO SILVICULTURAL ASPECTS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 259(11), 2172-2182. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2010.02.029](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.029)

WEBER, P., BUGMANN, H., PLUESS, A. R., WALTHERT, L., & RIGLING, A. 2013. DROUGHT RESPONSE AND CHANGING MEAN SENSITIVITY OF EUROPEAN BEECH CLOSE TO THE DRY DISTRIBUTION LIMIT. *TREES*, 27(1), 171-181. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S00468-012-0786-4](https://doi.org/10.1007/s00468-012-0786-4)

8.2.5. PINARES DE *PINUS* *UNCINATA*

IRENE RUANO BENITO; CELIA HERRERO DE AZA

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

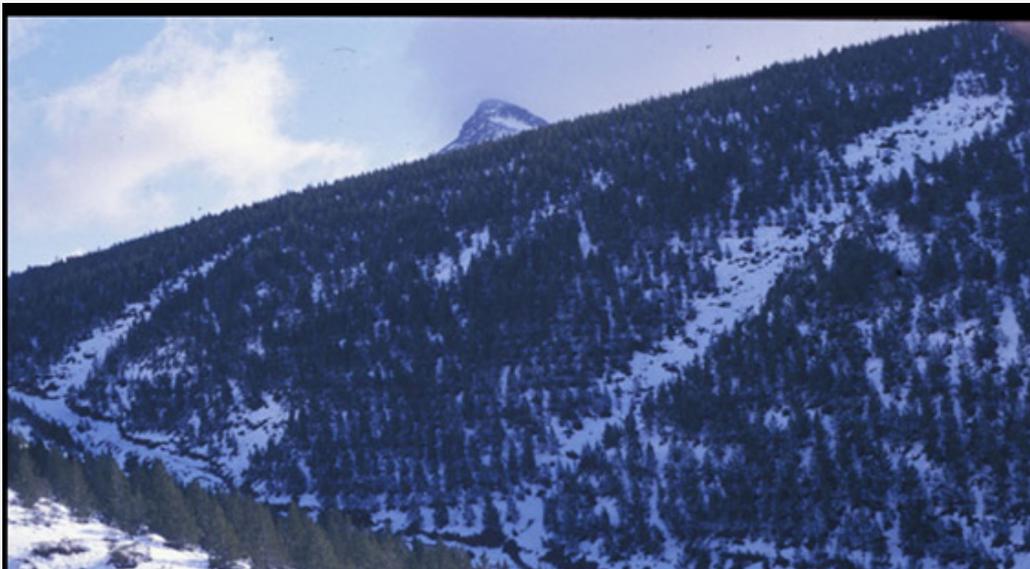
Los pinares de pino negro (*Pinus uncinata*) en Castilla y León son poblaciones relictas, siendo el límite mundial sudoccidental de distribución de la especie, cubriendo un total de 5.685 ha en toda la comunidad¹. Son pinares oromediterráneos sobre areniscas, con dosel arbóreo abierto y discontinuo, especialmente en las zonas más elevadas. Están acompañados por enebro rastrero (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) y arándano (*Vaccinium myrtillus*). Crecen en unas condiciones ambientales severas, entre los 1.400 y 2.500 m de altitud, con una altitud media de la isoterma de 2-3 °C de temperatura media anual y una precipitación entre 1.000 y 2.000 mm anuales. En las cotas más

bajas, el pino negro comparte espacio con otras especies como el pino silvestre (*Pinus sylvestris*), aunque se están produciendo hibridaciones de ambas especies en cotas más elevadas, donde el pino silvestre va subiendo en altitud. Los árboles suelen presentar portes retorcidos e incluso abanderados en las zonas más expuestas y venteadas, como suele ocurrir a los árboles que están en los límites altitudinales del bosque. En las zonas de menor altitud pueden presentar portes majestuosos con algunos ejemplares realmente viejos y con densidades mucho mayores. El pino negro está presente en las zonas más elevadas de Sierra Cebollera y en las inmediaciones del Castillo de Vinuesa, justo en el límite con La Rioja. Esta especie ha sido utilizada en repoblaciones de montaña en zonas como la sierra de Guadarrama, Moncayo, la cordillera Cantábrica o los Montes de León.

¹ Teselas con *Pinus uncinata* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



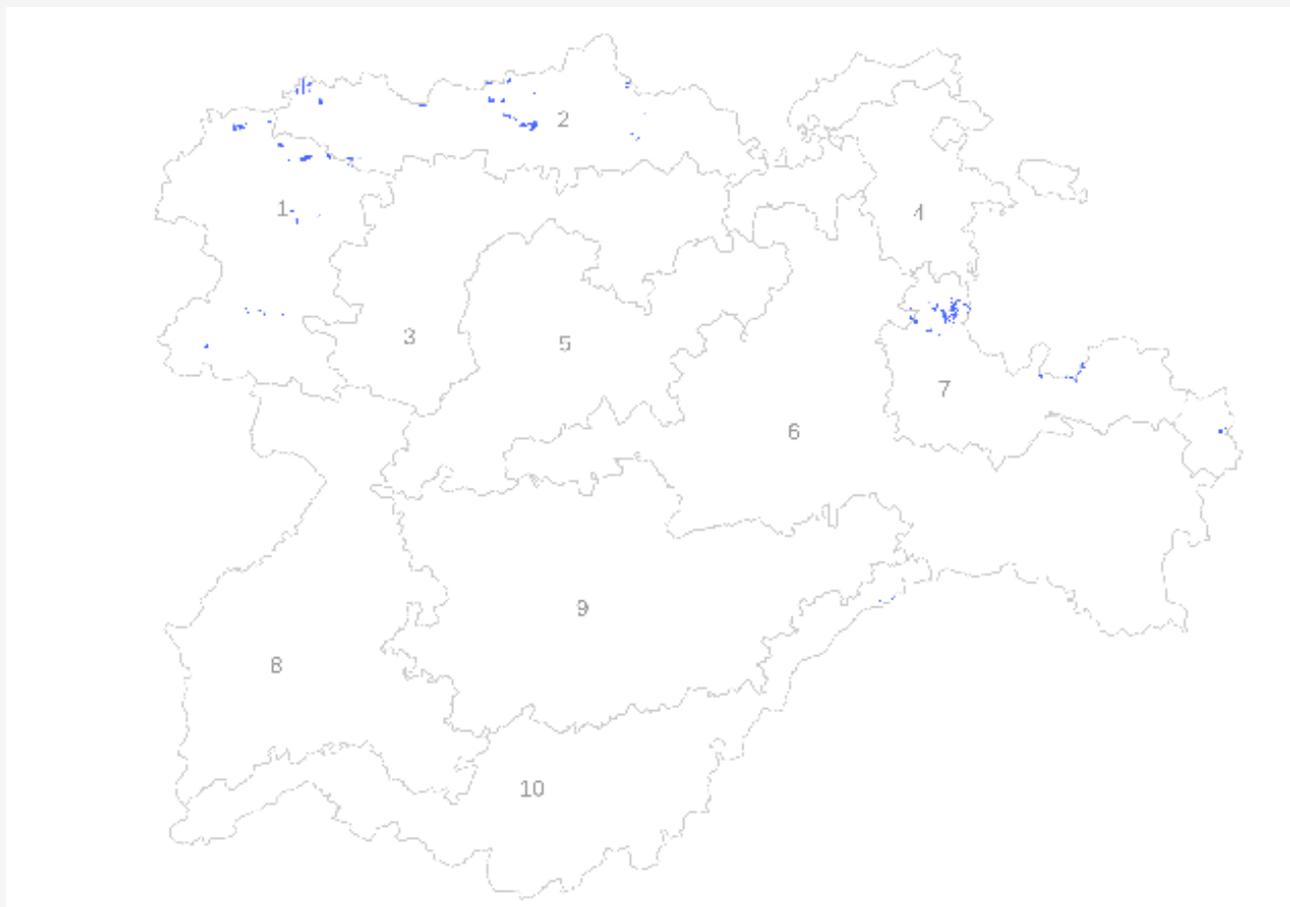
Replacación de *Pinus uncinata* (Castillo de Vinuesa, Soria). Foto de SEVILLA, F.



Replacación de *Pinus uncinata* (Llanaves de la Reina, Boca de Hurgano, León). Foto de SEVILLA, F.



Pinus uncinata fuertes y con abundante follaje y *Picea abies* más delgadas y débiles (Cabdella, Lleida). Foto de SEVILLA, F.



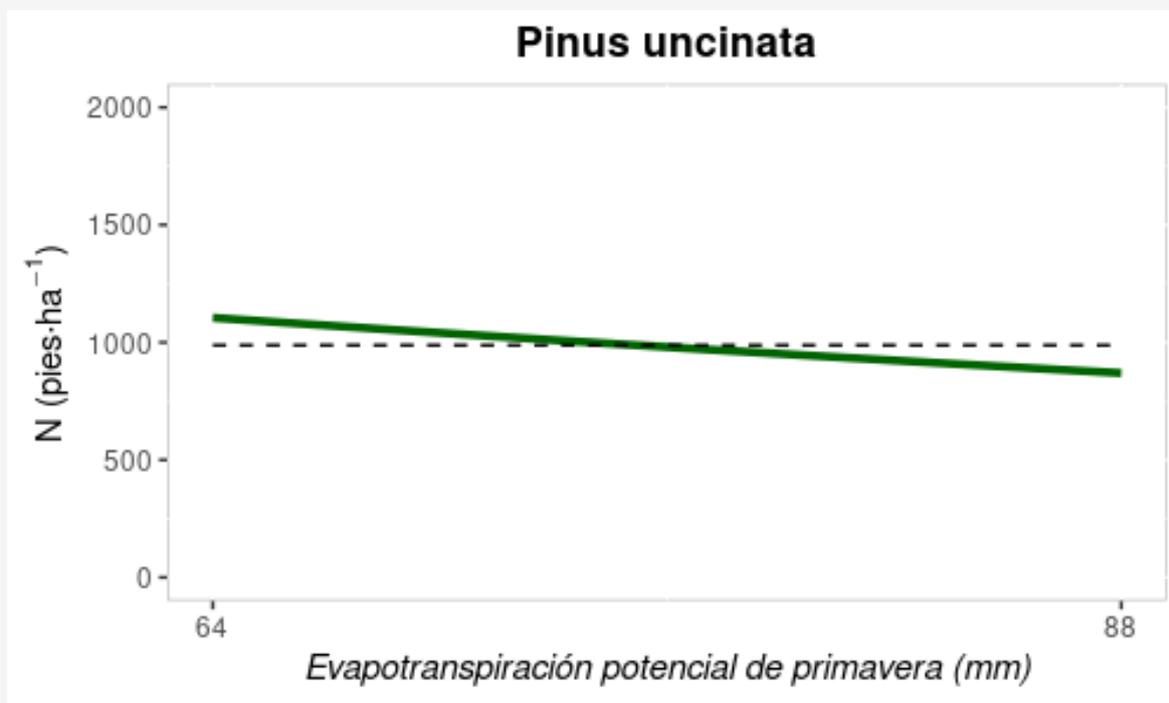
Mapa de distribución de masas forestales con *Pinus uncinata* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

La principal amenaza del pino negro es el aumento de la temperatura y la fragmentación del hábitat para migrar a lugares más adecuados al situarse en el límite de distribución de la especie. Su vulnerabilidad es especial por ser una especie de ecosistemas de alta montaña y existir una limitación real de ascenso en altitud, así como la imposibilidad de migrar a hábitats más adecuados, lo que puede llevar a la desaparición regional de la especie. Ligado al aumento de temperatura, se están produciendo ascensiones en altitud de *Pinus sylvestris* a cotas que antes no estaba presente, lo que puede suponer una colonización del espacio del pino negro, desplazando así a la especie. Este hecho manifiesta la sensibilidad de la especie a su propio comportamiento y al de las especies con las que puede competir en la estación, pudiéndose producir fragmentaciones de la población, un mayor estado de decaimiento, problemas de estancamiento, menor vitalidad y menor crecimiento, suponiendo un factor de riesgo a tener en cuenta.

De hecho, los resultados obtenidos por RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020) muestran esta realidad (ver figura), donde se puede cómo se va a reducir la línea de autoaclareo según cambien las

condiciones climáticas del verano, ya que la máxima densidad del pino negro, expresada a través del Índice de Densidad Máxima de la Masa (SDI_{max}), disminuye con la evapotranspiración potencial (ETP) de primavera. Si bien el área entre ambas líneas permite conocer la desviación del SDI_{max} respecto de la media a lo largo del gradiente climático, esta área bajo la curva puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. Una mayor área entre curvas indicaría una mayor vulnerabilidad de la especie. En este caso, el área entre las curvas de SDI_{max} dibujadas es poco significativa, puesto que la curva de SDI_{max} se desvía ligeramente respecto de la referencia. El pino negro es ligeramente sensible y vulnerable, sobre todo por no tener alternativas de migración en altitud, por lo que su situación es delicada ante un aumento de la aridez primaveral.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDI_{max}) para Pinus uncinata. La línea continua (verde) representa la estimación del SDI_{max} utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (evapotranspiración potencial (mm) de primavera (abril, mayo y junio)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDI_{max}. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

Por otro lado, los pinares de pino negro son ecosistemas singulares, con estructuras de madera muerta y biodiversidad asociada única. La cantidad de madera muerta aumenta al verse afectados con el decaimiento de los pinos, lo que hay que vigilar por el peligro de plagas, enfermedades e incendios

forestales. Además, la investigación sobre la dinámica del reclutamiento es prioritaria ya que las poblaciones están aisladas y situadas en el límite del área de distribución (CAMARERO & GUTIÉRREZ, 2007).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la regeneración natural

Puede ser necesario abrir pequeños claros para que las semillas germinen y las plántulas se establezcan, por lo que la gestión tiene que emular perturbaciones naturales por medio de operaciones de entresaca por pequeños bosquetes o incluso pie a pie en función de las condiciones de la masa.

Además, la herbivoría puede complicar la regeneración, por lo que se debe hacer un control de ungulados domésticos y salvajes si es necesario, o bien intentar proteger con cercados temporales o protectores individuales aquellos bosquetes donde se desea regenerar la masa.

Fomentar la dominancia de la especie

En zonas donde *Pinus uncinata* está en mezcla con *Pinus sylvestris*, se debe promover una mayor proporción de pino negro frente al silvestre, potenciando su presencia por ser más resistente a

los vendavales que el pino silvestre y asegurar así la dominancia de la especie, evitando su desplazamiento

Fomentar la biodiversidad

Además de poner atención en las especies acompañantes, el pino negro ofrece distintos microhábitats que favorecen la biodiversidad (tocones, madera muerta, árboles muertos, etc.). En estas masas es necesario gestionar la madera muerta existente debido a que los árboles muertos que se mantienen

en pie proporcionan alimento y lugares en los que ex-cavar los nidos a los pícidos. Además, la madera muerta acumulada en el suelo constituye un refugio y un lugar de reproducción para las comunidades de pequeños mamíferos forestales.

Regular la densidad de la masa

Las prescripciones selvícolas deben contemplar un manejo adecuado de la densidad que tenga en cuenta que las poblaciones de pino negro pueden llegar a mostrar un aumento del crecimiento inducido por el clima más cálido durante el periodo

vegetativo, pero también reducciones debidas al estrés hídrico en verano. Así, se debe de promover una densidad óptima que reduzca la competencia por el recurso hídrico sin aumentar la erosión, factor importante por situarse en zonas de montaña.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

En cuanto a las zonas de seguimiento, se deberían centrar las acciones en las masas de pino negro de

Sierra Cebollera, la sierra de Castillo de Vinuesa y repoblaciones en el Moncayo (Soria, comarca 7).

REFERENCIAS

CAMARERO, J. J., & GUTIÉRREZ, E. (2007). RESPONSE OF *PINUS UNGINATA* RECRUITMENT TO CLIMATE WARMING AND CHANGES IN GRAZING PRESSURE IN AN ISOLATED POPULATION OF THE IBERIAN SYSTEM (NE SPAIN). ARCTIC, ANTARCTIC, AND ALPINE RESEARCH, 39(2), 210-217. [HTTPS://DOI.ORG/10.1657/1523-0430\(2007\)39\[210:ROPURT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2007)39[210:ROPURT]2.0.CO;2)

RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2019.117824)

8.2.6. PINARES DE *PINUS SYLVESTRIS*

MIREN DEL RÍO GAZTELURRUTIA; ANDRÉS BRAVO OVIEDO; JUAN JOSÉ ROBLEDO ARNUNCIO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Tomando un criterio biogeográfico y geobotánico según COSTA et al. (2005), y ciñéndonos a Castilla y León, la mayor parte de los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) se engloban dentro de la clasificación de pinares mediterráneos, tanto en el sistema Central como en el sistema Ibérico. Cabe destacar la presencia de un tipo de pinar eurosiberiano en el sur de la cordillera Cantábrica, fundamentalmente en las localidades de Puebla de Lillo (León) y Velilla del río Carrión (Palencia). Por otro lado, los pinares mediterráneos del sistema Central se pueden dividir en pinares mesófilos, en cotas bajas y medias en enclaves con suelos profundos, y xerófilos, sobre suelos pobres a lo largo de un amplio rango altitudinal (pinares orófilos a partir de 1.500 m) y preferentemente orientación sur, pudiéndose considerar los pinares en orientaciones norte como xero-mesófilos. Dentro de los pinares del sistema Ibérico se pueden diferenciar aquellos sobre sustratos básicos en el norte de Burgos y los ácidos sobre areniscas.

Los pinares de silvestre forman con frecuencia masas mixtas con otras especies forestales tanto en los límites altitudinales, donde se dan zonas de ecotono entre distintas comunidades, como en otras áreas donde las condiciones ambientales locales (suelo, orografía, etc.) favorecen la mezcla de especies (ORTEGA-BLANCO et al., 2017). En el límite inferior de su rango altitudinal se mezcla con otras especies propias de pisos inferiores, como el

rebollo (sistemas Ibérico y Central) y el pino negral (principalmente en el sistema Ibérico). No obstante, también existen pinares de silvestre en mezcla con otras especies, fundamentalmente con el haya en vertientes meridionales del sistema Ibérico y en Alto Valle del Ebro, y más puntualmente con pino salgareño o pudio (río Lobos), roble albar o quejigo. Una mezcla que requiere cierta atención por su singularidad, son los pinares de montaña del sistema Ibérico donde el pino silvestre se mezcla con la población relicta de pino negro (*Pinus uncinata*).

Los pinares de repoblación de esta especie son frecuentes en Castilla y León y deben tratarse como una tipología propia, ya que presentan características y problemáticas diferenciadas de los pinares naturales frente al cambio climático. Una gran parte de estas repoblaciones se realizaron a partir de la segunda mitad del siglo pasado, por lo que presentan edades entre jóvenes e intermedias, aunque existen algunas repoblaciones de edades avanzadas y más naturalizadas. Una parte importante de las repoblaciones de la región que incluyen pino silvestre se realizaron con mezcla de pinos, principalmente pino silvestre, pino laricio y pino negral. Por otro lado, parte de las repoblaciones se realizaron en zonas ocupadas previamente por distintas especies de *Quercus*, conformado actualmente masas mixtas, especialmente con rebollo, aunque también con quejigo y roble albar.

La presencia de pino silvestre en Castilla y León se ha documentado hasta 12.000 años atrás mediante los registros fósiles encontrados en turberas en el norte de la comunidad y yacimientos del sistema Central y sur del Ibérico (FRANCO MÚGICA et al., 2007). Si bien, se considera a esta especie como un relicto terciario en la península, que ha permanecido a lo largo de los sucesivos periodos glaciares del Cuaternario. Actualmente, los pinares naturales de pino silvestre de Castilla y León se distribuyen principalmente en los sistemas montañosos Ibérico y Central, entre los 1.000 y 2.000 m de altitud, donde se dan las condiciones térmicas adecuadas para los requerimientos de esta especie, asociada a climas fríos en la península ibérica. Casi en conexión con las masas más septentrionales del Ibérico norte se sitúan las masas naturales del alto Ebro en la provincia de Burgos, con cerca de 9.500 ha en altitudes bajas para la especie (700-1.000m) (GONZÁLEZ-MOLINA, 2006). Por último, destacar las dos poblaciones naturales relictas ya mencionadas en la vertiente sur de la cordillera Cantábrica, Puebla de Lillo y Velilla del río Carrión, los rodales relictos de la meseta norte, dispersos

entre los municipios de Cuéllar, Lastras de Cuéllar, Hontalbilla, Frumales y Coca (Segovia), así como el pinar de Hoyocasero (Ávila) en el sistema Central. En cuanto a cabida, los pinares de pino silvestre ocupan 347.588 ha¹ en toda la comunidad.

El pino silvestre es una especie capaz de soportar escasas precipitaciones, aunque requiere un mínimo de lluvias en verano. BRAVO-OVIEDO & MONTERO (2008) indican un rango de precipitaciones de 600 a 1.200 mm, con un mínimo de 100 mm en el verano, aunque COSTA et al. (2005) elevan esta cifra a 200 mm. El régimen térmico de la especie se caracteriza por temperaturas medias de 6 a 12 °C, con medias del mes más cálido de 15 a 20°C y del mes más frío de -1 a 3 °C, soportando bien las heladas. Habita sobre suelos calizos y silíceos, fundamentalmente

1 Teselas con *Pinus sylvestris* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



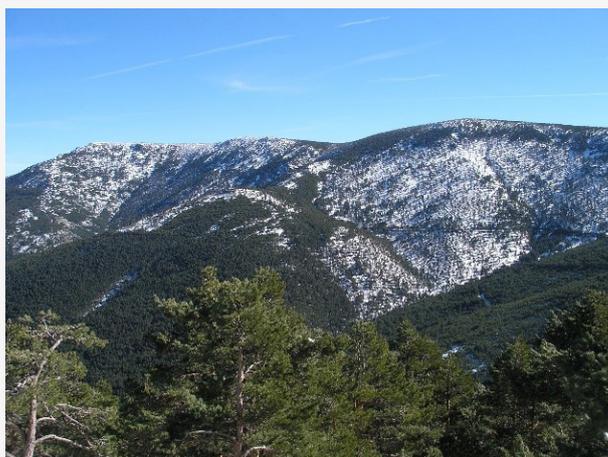
Pinar de silvestre con subpiso de rebollo en Duruelo (Soria). Foto de DEL RÍO, M.



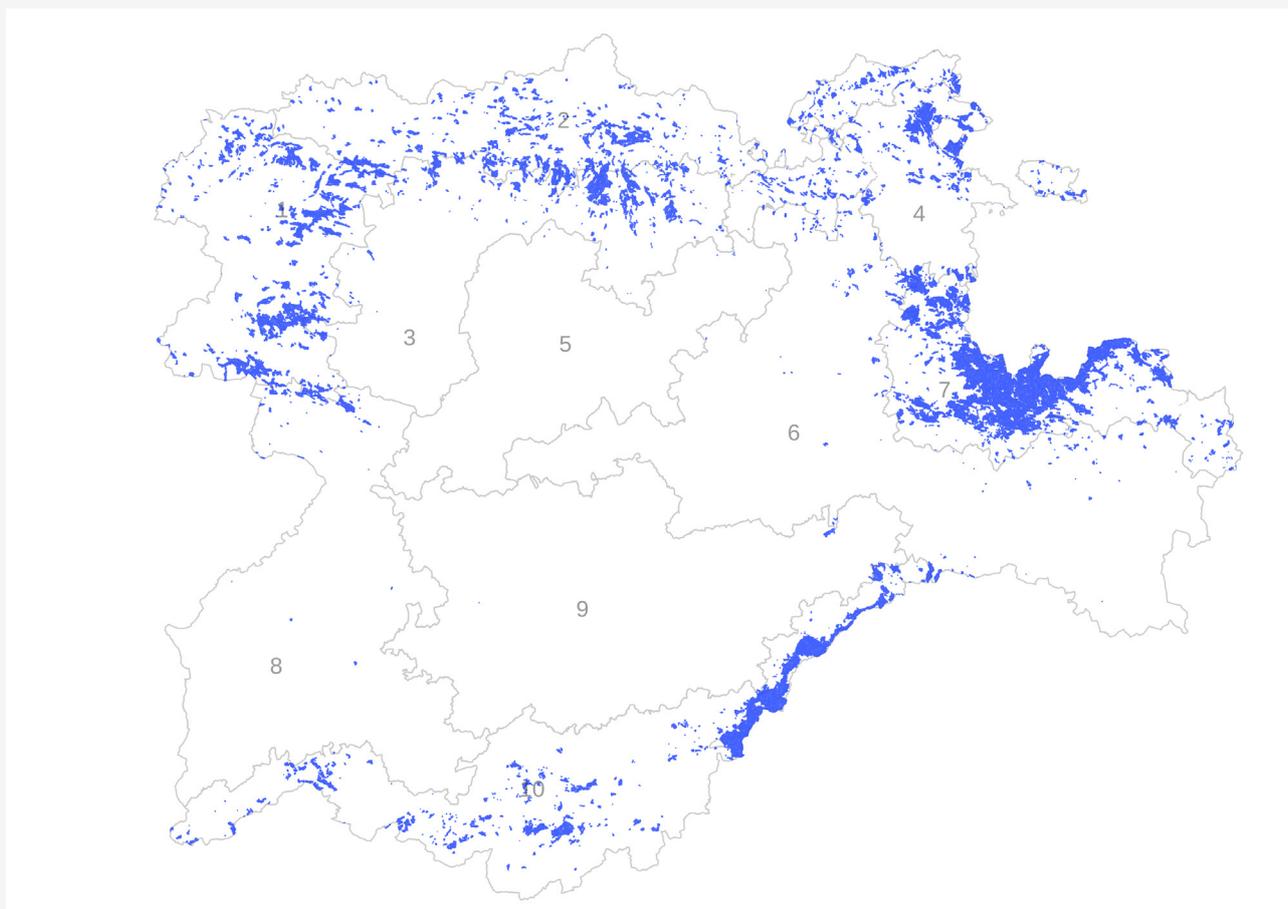
Pinar de silvestre con enclaves en mezcla con haya en la sierra de la Demanda (Burgos). Foto de DEL RÍO, M.



Pinar mixto de silvestre y pino negral en el límite altitudinal inferior de la especie sistema Ibérico. Foto de RUIZ-PEINADO, R.



Pinares de silvestre en la vertiente norte del sistema Central con áreas en fase de regeneración en Navafría (Segovia). Foto de DEL RÍO, M.



Mapa de distribución de masas forestales con Pinus sylvestris como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS.

Dados los requerimientos ecológicos de la especie, el factor de cambio climático con mayor potencial de impacto en la especie es el aumento de los periodos e intensidad de las sequías, seguido por el aumento de la temperatura, aunque ambos factores están correlacionados. El pino silvestre posee una gran plasticidad ecológica, lo que le confiere un gran potencial de adaptación dentro de su área de distribución en Castilla y León asociada a sistemas montañosos. No obstante, aunque es una especie con cierta tolerancia a la sequía, necesita ambientes relativamente húmedos y cierta cantidad de precipitaciones estivales, pudiendo sufrir impactos negativos durante sequías extremas. Un régimen con estrés hídrico estival severo puede conllevar una reducción importante del crecimiento de la especie, incluso un aumento de la mortalidad, así como dificultad para conseguir el establecimiento de la regeneración. La susceptibilidad del pino silvestre a infestaciones por muérdago en árboles desarrollados aumenta notablemente la sensibilidad de la especie a la sequía.

Los pinares de pino silvestre situados en el límite altitudinal inferior de su distribución natural actual, y particularmente en zonas más expuestas a sequías, como solanas, suelos poco profundos y pedregosos, etc. en los sistemas Ibérico y Central, son los más expuestos a sufrir impactos negativos por un aumento de la aridez. Así mismo, algunas repoblaciones situadas más al límite de la marginalidad de la especie pueden verse afectadas por un aumento de la aridez. Se considera especialmente vulnerable la población relicta de la meseta castellana, especialmente ante un posible escenario de disminución del nivel de la capa freática de la que dependen para su supervivencia y regeneración (GORDO et al., 2012; GRACIA et al., 2005).

El crecimiento radial del pino silvestre en la región depende en gran medida de las precipitaciones durante el periodo de crecimiento, estando en cotas bajas más condicionado por la precipitación de primavera y en altitudes elevadas por la precipitación de principios de verano y la temperatura invernal (BOGINO et al., 2009; SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2015). Estas diferencias están ligadas a la variación

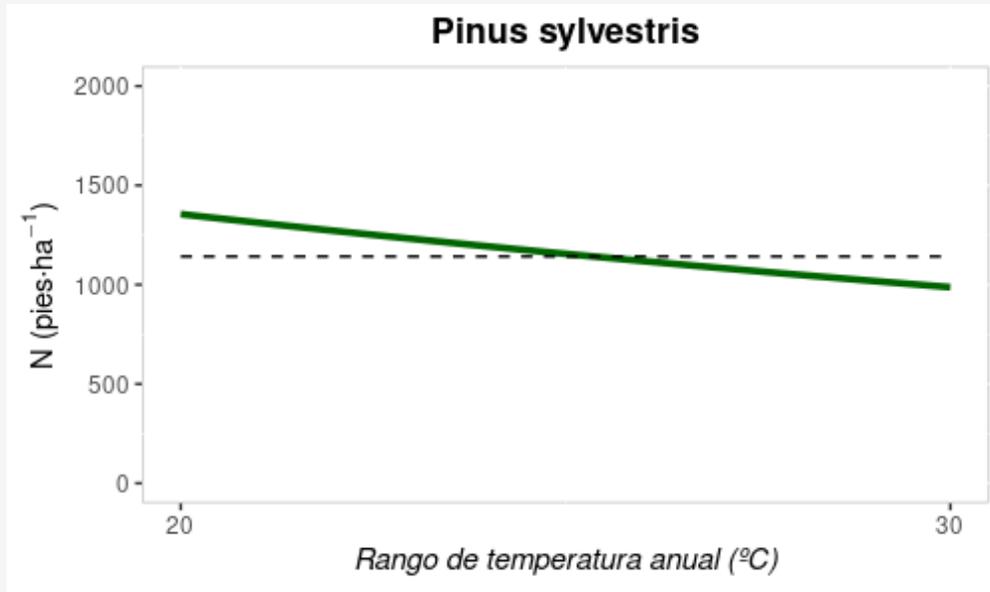
de temperatura con la altitud, todo ello sugiriendo un efecto negativo de la sequía estival. En las cotas más bajas de su distribución natural y en estaciones secas con poca disponibilidad hídrica durante el verano, es previsible un aumento de daños por sequías extremas con una reducción del crecimiento y procesos de decaimiento, ambos impactos ya presentes en algunas localidades de Castilla y León (GEA-IZQUIERDO et al., 2014), así como en otras regiones de su distribución ibérica (CAMARERO et al., 2015; MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2012a). En este sentido, parece que se dan fenómenos de retroalimentación entre la pérdida foliar y los niveles de reservas de carbono que conllevan el decaimiento y muerte final del árbol con sequías recurrentes (VILÀ-CABRERA et al., 2015). Estos fenómenos de decaimiento se ven incrementados a su vez por la presencia de agentes bióticos como el muérdago (GALIANO et al., 2010; SANGÜESA-BARREDA et al., 2015), que ocasionan un impacto aún mayor de la sequía. Cabe mencionar la creciente problemática con las infestaciones por muérdago, con abundantes pinares de silvestre afectados por este hemiparásito en las sierras de Urbión y Cebollera (Soria).

Estos daños en el límite inferior altitudinal de la especie pueden ser importantes en las zonas de ecotono con otras especies, principalmente masas mixtas con rebollo o pino negral más adaptadas a la sequía (FERNÁNDEZ DE UÑA et al., 2017; RIOFRÍO 2018), donde la competitividad de la especie se puede ver reducida con condiciones más áridas. Hay que tener presente que en parte de las cotas más bajas de la distribución actual del pino silvestre en los sistemas Ibérico y Central la especie ha sido favorecida por la gestión, por lo que se prevé un mayor impacto negativo en estas áreas.

Estudios sobre la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, demuestran la influencia de las condiciones climáticas en la misma, con menores densidades en estaciones con un rango de temperaturas anuales amplio (ver figura) y con un índice de aridez mayor (AGUIRRE et al., 2018; RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2020). La figura muestra cómo evoluciona la máxima densidad

de la masa (línea de autoaclareo o valor de densidad máximo para un diámetro medio cuadrático de 25 cm, SDImax) según cambia el rango de temperaturas en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDImax medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un

proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En el caso del pino silvestre, el área entre las curvas sugiere que es una especie con sensibilidad a cambios en el rango de temperaturas, que puede ser vulnerable ante rangos muy amplios.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máxima de la Masa, SDImax) para Pinus sylvestris. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (rango de temperatura anual (°C)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax, valor calculado sin variables climáticas. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

Los impactos ya observados en el crecimiento de la especie, junto con la influencia del clima en la máxima densidad de la masa, suponen que ante los nuevos escenarios de cambio climático se espera una disminución de la productividad de los pinares de esta especie, que será especialmente importante en las estaciones más continentales y secas.

Además del efecto sobre el crecimiento y mortalidad del arbolado adulto, el cambio climático también puede afectar seriamente al regenerado de pino silvestre, ya que la sequía estival y las elevadas temperaturas son un factor limitante para el establecimiento de la regeneración (CALAMA et al., 2017). Estos problemas serán mayores en el límite inferior altitudinal y orientaciones de solana, donde las sequías estivales son más intensas. De este modo, ya se han detectado cambios en el óptimo altitudinal de abundancia de regenerado establecido, siendo estos cambios superiores a 100 m por encima al óptimo altitudinal del arbolado adulto (BENAVIDES et al., 2013). Aunque el cuello de botella suele ser el establecimiento del regenerado, condiciones climáticas

adversas también pueden condicionar otras fases del proceso de regeneración (CALAMA et al., 2017). La producción de semilla muestra un óptimo en altitudes intermedias dentro de la distribución de la especie y su variación inter-anual está relacionada con las precipitaciones de la primavera dos años antes de su maduración (CALAMA et al., 2015). Este patrón indica que con una reducción significativa de la precipitación podrían producirse problemas en la cantidad de semillas en las cotas más bajas. Igualmente, el cambio climático puede modificar los patrones de germinación, con mayores problemas con sequías intensas. En las cotas superiores, donde actualmente la germinación presenta mayores problemas (BARBEITO et al., 2009), el cambio climático podría tener un efecto positivo, en línea con el cambio altitudinal observado por BENAVIDES et al. (2013).

Por lo tanto, en los sistemas montañosos (Ibérico y Central) caben esperar cambios en los límites altitudinales de la especie como consecuencia de un incremento de las temperaturas. En el límite inferior

puede haber procesos de sustitución por otras especies, en concordancia con los procesos de decaimiento y reducción de la competitividad ya mencionados. En las cotas superiores se esperan impactos positivos con procesos de colonización y/o densificación. El aumento de las temperaturas invernales puede ocasionar un aumento de la productividad en aquellas zonas donde no hay limitación de recursos hídricos, especialmente en las cotas más elevadas (MARQUÉS et al., 2018).

El incremento de la temperatura conlleva un aumento de los daños por procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) como consecuencia del aumento de la temperatura invernal y reducción de las heladas, que favorece la expansión de la plaga. Del mismo modo, las mayores temperaturas pueden favorecer la expansión de los daños por escoltidos, fundamentalmente *Tomicus piniperda* o *Ips sexdentatus*, hacia cotas más elevadas o incrementar el número de generaciones por año (MARTÍN GIL & MARTÍN HERNÁNDEZ, 2021). En el caso de *Tomicus minor* o *Ips acuminatus*, el aumento de la temperatura podría reducir su hábitat disponible. Una mayor incidencia de *Tomicus piniperda* podría incrementar su papel como vector de transmisión de hongos, tal y como sucede en otras especies de pinos (BEZOS et al., 2015). Un desplazamiento del hábitat de los escoltidos hacia zonas donde el pinar encuentra su óptimo climático puede generar un aumento de ataques en zonas donde hasta ahora no se vienen observando (JAIME et al., 2022), aumentando la probabilidad de ataque con la recurrencia de sequías (JAIME et al., 2019).

Los cambios previstos con un incremento de las temperaturas y mayor frecuencia e intensidad de sequías extremas, así como olas de calor, hacen prever un mayor riesgo de incendios forestales, que pueden afectar también a los pinares de pino silvestre en su distribución en Castilla y León. Estos cambios se esperan con mayor intensidad en las cotas bajas o en zonas al límite de la aridez de la distribución actual de la especie, por lo que el riesgo de incendios de gran intensidad también se eleva en estas localizaciones en comparación con altitudes más elevadas, orientaciones de umbría y suelos más frescos (VILÀ-CABRERA et al., 2015). Tras un posible incendio que dañe el arbolado adulto, puede haber problemas de regeneración de la especie, ya que no es una especie adaptada al fuego.

Finalmente, los nuevos escenarios climáticos con mayores temperaturas y sequías más severas

pueden afectar a otras funciones y servicios ecosistémicos de los pinares de pino silvestre. En pinares relativamente abiertos y exposiciones de solana se puede producir una reducción de la descomposición de hojarasca por desecación (BLANCO et al., 2011). Los cambios en el régimen de precipitaciones y temperatura también pueden modificar la producción micológica, recurso de gran importancia en muchas comarcas con dominio de esta formación forestal. En general, la disminución de las precipitaciones puede reducir la producción micológica. Por ejemplo, la producción de *Boletus edulis* y *Lactarius deliciosus* aumenta con la temperatura media y precipitación otoñal (MARTÍNEZ-PEÑA et al., 2012).

Otro factor de cambio climático que puede afectar a los pinares de silvestre son los vendavales, que ocasionan daños por derribos. El cambio climático puede conllevar un aumento de la frecuencia de fuertes vientos, como se ha observado en las últimas décadas en Europa (GARDINER et al., 2013). El pino silvestre es una especie susceptible de daños por fuertes vendavales y nevadas, con una resistencia mecánica intermedia (PELTOLA et al., 1993). Así, los pinares de pino silvestre situados en zonas más expuestas a vientos (p. ej. collados o laderas con pendiente elevada en valles siguiendo la dirección de los vientos dominantes, o zonas de barlovento de vientos dominantes), y/o en suelos poco profundos con tendencia a encharcamiento que reducen la estabilidad son las zonas con mayor vulnerabilidad de daños por viento. Factores que influyen en la vulnerabilidad de los pinares de pino silvestre incluyen variables de estructura como la densidad (altas densidades generan menor velocidad del viento, pero los árboles tienen mayor coeficiente de esbeltez y son más vulnerables tras la aplicación de claras), la altura del arbolado, y en menor medida la dimensión de la copa y perfil del fuste (conicidad) (GARDINER et al., 2013). Aunque la incidencia de vendavales en el sur de Europa no parece aumentar en la proyección climática (EEA, 2017), se ha observado un aumento generalizado de la vulnerabilidad de los bosques a los vendavales (FORZIERI et al., 2021), incluidos los pinares de la especie en la región (por ejemplo, daños en la provincia de Soria). No obstante, la generación de vientos locales fuertes asociados a otros riesgos extremos, como nevadas, lluvias intensas o fuegos, indica que los pinares de silvestre con alta densidad, alto valor de esbeltez y expuestos a vientos de forma directa o indirecta estarían comprometidos.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS SELVÍCOLAS RECOMENDADAS

La amplitud ecológica de la especie y su distribución en la región sugieren que la formación no se vea en riesgo, aunque serán necesarias medidas de gestión para la adaptación de estos pinares al cambio climático. Especial atención requieren los

pinares de silvestre xéricos del sistema Central, los pinares situados en el límite inferior altitudinal donde la especie se presenta en ecotono con otras especies que pasarán a ser más competitivas y los enclaves relictos.

Fomentar la regeneración

La fase de regeneración es un momento clave para la adaptación de los sistemas forestales al cambio climático. La regeneración natural promovida a través de tratamientos selvícolas, además de reducir la vulnerabilidad asociada a edades maduras y de garantizar una masa rejuvenecida, permite acelerar la adaptación genética a los cambios ambientales seleccionando aquellos individuos que han mostrado una mejor respuesta al cambio (ver siguiente estrategia).

En aquellos pinares más susceptibles a sufrir daños por sequías extremas y procesos de decaimiento, la reducción del turno puede ser recomendable para evitar procesos de decaimiento más severos que pongan en peligro la capacidad de regeneración natural futura, ya que tanto la edad como el tamaño del árbol se han constatado como factores que aumentan la propensión a daños extremos (MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2012b; MERLIN et al., 2015). Esta medida debe ser especialmente valorada en aquellas zonas donde ya se estén observando procesos de decaimiento en los que actúan sinérgicamente factores bióticos y abióticos que ponen en riesgo la persistencia del arbolado adulto.

Los métodos de regeneración más comunes en los pinares de silvestre son el aclareo sucesivo uniforme y la corta a hecho en dos tiempos, aunque este último método está perdiendo relevancia. En las zonas más expuestas a sequías extremas y altas temperaturas, las cortas deben ser por aclareo sucesivo en sus distintas versiones, de manera que ofrezcan suficiente protección en los primeros años hasta el establecimiento del regenerado (CALAMA et

al., 2017). Así mismo, y como se verá más adelante, las cortas de regeneración más graduales y en superficies menores contribuyen a la consecución de otras estrategias de adaptación: por una parte conllevan una mayor heterogeneidad estructural de la masa establecida, lo que reducirá el riesgo futuro de daños por sequías extremas y vendavales; y por otra, su aplicación paulatina en espacio y tiempo contribuye a diversificar la composición específica, ya que generan una mayor variabilidad de nichos donde pueden regenerar distintas especies (DE FRUTOS et al., 2022). Por lo tanto, para conseguir una mayor resiliencia de la nueva masa se recomiendan cortas por aclareo sucesivo, especialmente por bosquetes, o bien entresaca por bosquetes, así como cortas a hecho por bosquetes pequeños.

El periodo de regeneración en los pinares de silvestre se sitúa con frecuencia en torno a los 20 años, periodo lo suficientemente extenso, en general, para que se den las circunstancias necesarias para que se consiga la regeneración (año de buena producción de semilla, ausencia de sequía estival) (CALAMA et al., 2017). Sin embargo, estas circunstancias son cada vez menos frecuentes en las solanas y sitios más xéricos, incluido el límite altitudinal inferior, y cabe esperar que el cambio climático agudice esta limitación en la regeneración natural. La selección de métodos de ordenación más flexibles que posibiliten la extensión del periodo de regeneración se ofrece como una buena alternativa. Además, un periodo de regeneración más extenso fomentará a su vez estructuras más irregulares.

La vegetación competitiva (herbáceas y matorral) es otro de los condicionantes de la regeneración natural del pino silvestre (MONTERO et al., 2008). En estaciones con menores recursos hídricos y más expuestas a sequías y temperaturas elevadas es recomendable controlar la vegetación herbácea para conseguir el establecimiento del regenerado (BENAVIDES et al., 2013). Con respecto al matorral, aunque puede dificultar la regeneración natural por competencia y aumentar el riesgo de incendios, también puede ejercer un efecto facilitador reduciendo el estrés estival cuando las temperaturas son

elevadas y protegiendo del ramoneo (BENAVIDES et al., 2013), por lo que requiere una gestión más cuidadosa adaptada a la situación local.

Con frecuencia, el principal limitante de la regeneración natural es el ramoneo, especialmente por parte de la fauna silvestre. Por lo tanto, cuando la regeneración natural sea clave para la adaptación, como en pinares en riesgo elevado de decaimiento, será necesario tomar medidas como el acotado para garantizar el éxito de la regeneración.

Fomentar la evolución adaptativa

Desde el punto de vista de la evolución biológica, la adaptación de las masas de pino silvestre al clima futuro dependerá de que sus individuos continúen expresando fenotipos que les permitan establecerse, sobrevivir y reproducirse bajo las nuevas presiones selectivas resultantes del incremento de la temperatura, de la sequía y del periodo de crecimiento, así como de las nuevas interacciones con especies competidoras, plagas y patógenos. La adecuación fenotípica de las poblaciones a las nuevas presiones selectivas vendrá determinada por el resultado de la acción conjunta de la evolución genética, la plasticidad fenotípica y la migración demográfica (AITKEN et al., 2008; DAVIS et al., 2005). La gestión orientada a la evolución adaptativa de las masas forestales pasa por mantener o promover las condiciones para que estos tres procesos naturales continúen desarrollándose de la manera más efectiva posible.

Los modelos teóricos predicen una mayor velocidad de evolución genética adaptativa y, por tanto, un menor riesgo de extinción poblacional; a mayor tamaño poblacional, mayor diversidad genética, mayor fecundidad y menor tiempo generacional (AITKEN et al., 2008; ALBERTO et al., 2013; KUPARINEN et al., 2010). La ordenación y selvicultura de las masas de pino silvestre de la región pueden orientarse de acuerdo con estas hipótesis, especialmente en lo que se refiere al periodo de regeneración, en el que se produce la mayor parte de la mortalidad selectiva.

Sería recomendable no alargar o incluso reducir los turnos de las masas de la especie en la región, de modo que se acelere el relevo generacional (KUPARINEN et al., 2010). Independientemente del

turno, el establecimiento gradual de la regeneración a lo largo de periodos de regeneración más largos podría ayudar a incrementar la diversidad fenotípica de las nuevas cohortes, además de las ventajas mencionadas en las secciones anteriores. Se ha observado variación fenotípica significativa entre plántulas procedentes de cosechas de semilla de años sucesivos recogidas de los mismos árboles madre, lo cual podría deberse a la variación interanual tanto en la composición genética de la nube polínica como en las condiciones ambientales en que maduran las sucesivas cosechas, afectando estas últimas tanto al tamaño de las semillas como a procesos epigenéticos que influyen en el posterior fenotipo de las plántulas (BORGMAN et al., 2014). Por otra parte, la variación climática interanual favorece una selección natural fluctuante durante la fase de establecimiento de las plántulas, la cual tiende a incrementar la diversidad genética y fenotípica de la siguiente generación (PETIT & HAMPE, 2006).

La reducción progresiva de la densidad durante el periodo de regeneración, mediante por ejemplo aclareo sucesivo, podría ayudar a incrementar de manera equilibrada el número efectivo de madres y padres y por tanto la diversidad genética del regenerado. La mayor densidad inicial evitaría una reducción temprana excesiva de los pies semilleros que pudiera comprometer la diversidad genética de origen materno del regenerado, mientras que el incremento del aislamiento espacial de los pies semilleros en años sucesivos podría aumentar el flujo polínico a larga distancia y por tanto la diversidad gamética masculina (DUMINIL et al., 2016; ROBLEDO-ARNUNCIO & GIL, 2005).

Por otra parte, favorecer la heterogeneidad estructural de la masa durante el periodo de regeneración, tanto en el espacio como en el tiempo, tendería también a incrementar la varianza microambiental a la que están expuestas las semillas y las plántulas, favoreciendo a su vez el aumento de la varianza fenotípica vía plasticidad y la genética vía selección divergente (RICHARDSON et al., 2014). La variación estructural espacial puede verse especialmente potenciada mediante un aclareo sucesivo por bosquetes de tamaño variable (BRANG et al., 2014), mientras que la temporal se conseguiría mediante la reducción progresiva de la densidad durante las cortas de regeneración.

Dado el escaso conocimiento sobre las posibles correlaciones entre caracteres fenotípicos de interés económico y adaptativo en la especie (p.e. crecimiento frente a tolerancia a la sequía o a las enfermedades), y la evidencia de que en otras especies de pino presentan una correlación negativa (SANTOS-DEL-BLANCO et al., 2015), no sería aconsejable desde el punto de vista del mantenimiento del potencial evolutivo realizar una selección artificial intensa de los pies durante los claros y las cortas de regeneración. Se ha señalado además la conveniencia de no seleccionar los pies de más edad como semilleros para evitar aumentar el tiempo generacional (KUPARINEN et al., 2010).

En el caso específico de poblaciones prioritarias para la conservación debido a su reducido tamaño o a la escasez de regeneración, podrían considerarse actuaciones de regeneración o migración asistida encaminadas a reducir el riesgo de extinción poblacional y pérdida de recursos genéticos, preferiblemente utilizando semilla o planta de origen local. Por ejemplo, se podría acotar y reforzar la regeneración con semilla local en los relictos de los arenales segovianos, así como favorecer su expansión a zonas próximas con condiciones microclimáticas adecuadas (zonas activas de descarga de acuíferos).

Más generalmente, los procesos de adaptación genética y plasticidad fenotípica mencionados estarán acompañados e interactuarán con la dinámica migratoria natural. Debe tenerse presente que las oscilaciones climáticas Holocenas, además de influir en la variación genética adaptativa observada en la actualidad, han estado acompañadas de importantes variaciones periódicas en el rango de distribución latitudinal y altitudinal del pino silvestre y otras especies forestales (CHEDDADI et al., 2006; DAVIS et al., 2005), y que ante el actual cambio climático la gestión podrá favorecer los procesos naturales de migración adaptativa hacia zonas más favorables, pero difícilmente conseguirá evitar su regresión o desaparición de otras. En este sentido, sería razonable favorecer la migración altitudinal ascendente de la especie donde sea posible, sin impedir o potenciando la sustitución natural de la misma en los límites altitudinales inferiores (ver estrategia específica). En cuanto a posibles medidas de migración asistida a mayor escala, trasladando por ejemplo material forestal de reproducción entre regiones de procedencia bajo la hipótesis de que el material alóctono pudiera estar mejor pre-adaptado que el autóctono al futuro ambiente local (AITKEN & WHITLOCK, 2013), señalar que su aplicación en la región no sería fácil de justificar en este momento, dado que los patrones de adaptación local del pino silvestre ibérico en la proximidad de su límite meridional de distribución son más complejos que los simples gradientes latitudinales habitualmente utilizados en este contexto en poblaciones más septentrionales de la especie (NOTIVOL et al., 2020), dada además la insuficiente caracterización de la variación micro-ambiental en los modelos predictivos de adaptación y distribución de la especie (MARGALEF-MARRASE et al., 2022) y, más generalmente, dado el riesgo de estas medidas cuando no se cuenta con conocimiento suficiente sobre la multitud de factores que pueden determinar su éxito o fracaso (WILLIAMS & DUMROESE, 2013).

Favorecer la diversidad de especies

Antes de iniciar actuaciones para diversificar los pinares conviene tener claro el objetivo de esta diversificación y los costes de oportunidad en que se podrían estar incurriendo, sobre todo al principio de la transformación a una masa mixta. Aunque la diversificación de especies es una estrategia adecuada para la adaptación al cambio climático, cuando la vulnerabilidad de los pinares de silvestre es baja y estos cumplen adecuadamente los objetivos establecidos en su gestión, no se justifica una diversificación general. No obstante, cuando se observen dinámicas naturales que llevan a masas mixtas, se recomienda apoyar esta diversificación natural.

En relación con la productividad, el aumento de la diversidad específica arbórea rara vez conlleva una disminución en la producción a nivel de masa (PRETZSCH & FORRESTER, 2017) y la adición de una sola especie más a masas monoespecíficas de pino silvestre mejora significativamente el nivel y la estabilidad de la productividad a largo plazo (DEL RÍO et al., 2022a). Estos resultados se basan en datos de masas a lo largo de Europa, pero incluyen masas mixtas de pino silvestre con haya y roble albar en Castilla y León (DEL RÍO et al., 2022b). Las masas mixtas aprovechan mejor los recursos en general, si las especies son complementarias y son más densas que las correspondientes puras (PRETZSCH & BIBER, 2016), sin que ello implique un incremento del riesgo de afectación por plagas, aunque podría incrementar la propagación de incendios por una mayor continuidad del combustible, si bien en función de las especies que participen en la mezcla la intensidad del fuego podría ser menor en una masa mixta (DELLA ROCCA et al., 2018). Asimismo, si la mezcla incluye especies con diferentes estrategias de regeneración, la recuperación post-incendio será, en general, más rápida (SERRADA et al., 2008). Debido a que el pino silvestre no es una especie bien adaptada al fuego, se deben potenciar mezclas con especies más adaptadas a esta perturbación en las localidades con mayor riesgo de incendios.

En general, las masas mixtas son más resistentes a perturbaciones bióticas y abióticas (JACTEL et al., 2017), incluidas las sequías extremas (PARDOS et al., 2021). Los mecanismos que conllevan a originar resistencias por asociación de especies son la dilución, la reducción de presencia y apariencia del hospedante y el aumento de los enemigos naturales (JACTEL et al., 2017), aunque dependiendo de si el agente es específico de la especie o general y de la composición de especies se pueden dar también

casos de susceptibilidad por asociación (JACTEL et al., 2021).

Entre las medidas selvícolas a adoptar para favorecer la diversidad de especies arbóreas se incluyen los tratamientos de regeneración que gradúen las cortas y amplíen el periodo de regeneración para favorecer a especies de distintas tolerancias y las claras por lo alto que liberen ejemplares de especies secundarias. En cuanto a las cortas de regeneración, se propone favorecer masas semirregulares con aplicación de aclareo sucesivo uniforme (ASU) por bosquetes o el más flexible aclareo sucesivo irregular (ASI) (BRAVO-OVIEDO et al., 2022). Este último método puede considerarse como una mezcla entre el ASU por bosquetes, con o sin reservas, y la entresaca por bosquetes. La diferencia estriba en que, mientras que en la entresaca por bosquetes cada bosqueque es independiente y depende de la estructura final, en el ASI, el bosqueque inicial indica el lugar donde se ha de actuar en la siguiente intervención, mediante la expansión del mismo, al igual que en el ASU por bosquetes. Sin embargo, no se aplican cortas propias del ASU en el bosqueque inicial o en su expansión, sino que se harán cortas a hecho con o sin reserva y plantación de especies deseadas a falta de árboles semilleros. La frecuencia de bosquetes por hectárea y el periodo entre cortas vendrán determinados por la tasa de mortalidad natural en la zona de estudio. A falta de valores para la zona se tomarán los encontrados en la literatura, con valores mínimos anuales (en número de pies/ha) de 0,5% (BRAVO-OVIEDO et al., 2006) y un máximo de 1,6% anual (DEL RÍO & MONTERO, 2001). Parece razonable tomar un valor de 1% anual de mortalidad (CARTER et al., 2017). Asumiendo un turno de transformación de 100 años, las cortas deberán representar aproximadamente un 20% en cabida cada 10 años con cinco intervenciones cada 10 años (cortas durante 50 años + 50 años de no intervención) en bosquetes medios y grandes, y un 10% en bosquetes pequeños con diez intervenciones cada 10 años. Este tipo de transformación puede ser especialmente relevante para diversificar las repoblaciones tanto en composición específica como estructuralmente.

En cuanto a las claras, son la herramienta principal para controlar la composición específica a lo largo del turno. Especialmente cuando la presencia de otras especies sea reducida, se aplicarán claras por lo alto que favorezcan estos individuos, y así garantizar su supervivencia. Para fijar la intensidad

de la intervención en torno a los árboles seleccionados, se puede considerar la distinta superficie que necesita cada especie para extender sus copas (PRETZSCH et al., 2021).

En el caso de una mayor presencia de otras especies se regulará la composición específica para que sea equilibrada, ya que en determinadas situaciones la mayor competitividad de otras especies, por ejemplo, el haya en estaciones húmedas, puede llevar a la desaparición del pino silvestre a medio plazo (PRETZSCH et al., 2015). Para el control de la composición específica, es necesario considerar la distinta capacidad de carga de las especies (AGUIRRE et al., 2018; CONDÉS et al., 2017; RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2020), ya que una mezcla 50:50 en área ocupada puede suponer distinta proporción en número de pies. Al diseñar

las claras, se deben considerar los distintos requerimientos de las especies para obtener las proporciones deseadas (PRETZSCH & DEL RÍO, 2020).

En repoblaciones de pino silvestre con presencia de subpiso de otras especies, frecuentemente *Quercus pyrenaica*, las claras deben servir igualmente para controlar la composición específica y promover masas mixtas. A su vez, la aplicación de claras fuertes permitirá reducir el impacto de sequías extremas en ambas especies, así como el riesgo de incendios (ALDEA, 2018).

En la siguiente sección se ofrece información más detallada para el fomento de las mezclas más frecuentes de pino silvestre con otras especies en el límite altitudinal inferior de la distribución de la especie en la región.

Facilitar la transición de especies en pinares de *Pinus sylvestris* en su límite altitudinal inferior

En los pinares de pino silvestre situados en el límite altitudinal inferior de su distribución actual, donde la especie aparece en masas mixtas (ecotono) con *Quercus pyrenaica* o *Pinus pinaster*, así como en pinares monoespecíficos cercanos a la zona de ecotono, se debe favorecer y promover las masas mixtas. Se trata de mantener y ampliar en la medida de lo posible las zonas de ecotono. En las zonas más expuestas a sequías como solanas, suelos poco profundos y pedregosos, etc. donde el pino silvestre muestre síntomas de decaimiento importantes, se debe promover la transición natural de especies.

Una situación óptima la podríamos encontrar en las masas mixtas de pino silvestre y pino negral, pino silvestre y rebollo, así como en las masas formadas por las tres especies (puntualmente quejigo y sabina). Como ya se ha indicado en la sección anterior, la mezcla de al menos dos especies mejora la resiliencia de la masa forestal frente a perturbaciones bióticas y abióticas ligadas al cambio climático, debido tanto al distinto grado de vulnerabilidad de las especies como a procesos de complementariedad, facilitación y otros mecanismos que aumentan la resistencia en masas mixtas.

Se fomentarán mezclas pie a pie o por grupos pequeños que permitan mayores beneficios de la mezcla de especies y una cobertura del terreno en caso de decaimiento y mortalidad del pino silvestre. En zonas con abundante mortalidad y severos

síntomas de decaimiento del pino silvestre se promoverá la transición hacia masas con mayor dominancia de otras especies (pino negral o rebollo). El control de la composición de especies se realizará en las intervenciones de las distintas fases del desarrollo de las masas, desde los clareos hasta las cortas de regeneración.

Mediante la realización de clareos y claras en latizales y fustales de pino silvestre mezclado con *Pinus pinaster* se podrá controlar la composición y favorecer la mezcla. El peso de las claras debe ser de moderado a fuerte en función de la densidad de la masa. Se puede considerar un rango del 50-60% de la máxima densidad SDI_{max} como densidad objetivo, ya que se ha observado cierta complementariedad en el dosel de copas en mezclas de estas dos especies (CATTANEO et al., 2020; RIOFRÍO et al., 2017), lo que permite mantener mayores espesuras que en condiciones monoespecíficas. Se fomentarán mezclas con mayor dominancia (en área basimétrica) de pino silvestre (75-25%) en la zona superior del ecotono y mayor dominancia de pino negral (25-75%) hacia zonas bajas que permitan modificaciones futuras de la composición. Se favorecerán los individuos más dominantes de pino negral y las mezclas pie a pie. En las cortas se mantendrá la presencia de otras especies como rebollo, sabina, etc.

La realización de claras mejorará la vitalidad de los pies de pino silvestre que queden tras la clara, a

la vez que servirá para el control de la composición específica. Se consideran más adecuadas claras moderadas que mantengan cierta cobertura del suelo para evitar una desecación del suelo que pueda ralentizar la descomposición de la hojarasca (BLANCO et al., 2011). Por otra parte, la complementariedad observada en el dosel de copas en esta mezcla permite mantener mayores espesuras que en condiciones monoespecíficas. La presencia de pies vecinos de pino negral con mayor altura que los pinos silvestres puede reducir la presencia de muérdago (VAN HALDER et al., 2019) y por lo tanto evitar sinergias negativas entre este hemiparásito y el estrés hídrico. A su vez, el crecimiento del pino negral se ve favorecido cuando parte de sus competidores son pinos silvestres de menor tamaño (RIOFRÍO et al., 2019). Cuanto menor sea la altitud y haya más evidencias de decaimiento de pino silvestre, mayor debe ser el porcentaje de pino negral en la mezcla, favoreciendo en cierta medida la transición natural de una especie a otra. En estas mezclas se ha observado que el pino negral presenta una mejor resiliencia a eventos de sequía extrema (RIOFRÍO, 2018). Sin embargo, siempre es preferible mantener cierto grado de mezcla, ya que puede haber otras perturbaciones que pongan en riesgo la persistencia del pino negral, por ejemplo, a causa del nematodo del pino u otros agentes bióticos que afecten mayormente a esta especie.

De manera similar, mediante claros y claras con control de la composición específica en latizales y fustales de pino silvestre mezclados con *Quercus pyrenaica* se puede favorecer la transición de especies en aquellas zonas con mayor vulnerabilidad frente al cambio climático. Las claras serán fuertes (35-50% de la máxima densidad SDImax) fomentando mezclas con mayor dominancia en área basimétrica de pino silvestre (80%-20%) en la zona superior del ecotono y proporciones más equilibradas en la zona inferior (50%-50%). El objetivo es favorecer la presencia de individuos de rebollo en toda la superficie, promoviendo el crecimiento de los pies más vigorosos, por lo que se requiere adaptar las claras sobre rebollo al tipo de estructura del mismo y evitar la continuidad vertical que aumente el riesgo de incendios. Las claras fuertes favorecen un menor impacto de las sequías extremas tanto en pino silvestre como en rebollo (FERNÁNDEZ DE UÑA et al., 2015, 2016; MORENO-FERNÁNDEZ et al., 2021). Se consideran más adecuadas claras fuertes (SERRADA et al., 2021), siempre que la presencia de rebollo (frecuentemente formando subpiso) cubra la superficie para evitar una desecación del suelo que pueda ralentizar la descomposición de la hojarasca, aunque la hojarasca del rebollo generalmente presenta una mayor tasa de descomposición (BRAVO-OVIEDO et al., 2017). La realización de

claras fuertes en masas mixtas de pino silvestre y rebollo favorece el crecimiento en diámetro de las dos especies, incluso puede aumentar el crecimiento del área basimétrica de la masa correspondiente al rebollo, reduciendo la pérdida de producción asociada a claras fuertes en masas de pino silvestre (DEL RÍO et al., 2017). A su vez, en varios estudios se ha observado complementariedad entre estas dos especies (MUÑOZ-GALVEZ et al., 2021), aumentando la productividad por área ocupada del pino silvestre (DEL RÍO & STERBA, 2009). Esta complementariedad permite no perder mucha producción de madera de pino silvestre cuando la proporción de rebollo no es muy elevada, mientras que favorece la resiliencia ante distintas perturbaciones ligadas al cambio climático como incendios, plagas, etc. Este tipo de estructura puede ser lo más adecuado cuando el vigor de pino silvestre no está por ahora comprometido. En las zonas donde el pino presenta problemas se favorecerá una mayor proporción de rebollo. No obstante, las actuaciones concretas sobre esta especie dependerán de su estructura y, en su caso, nivel de degradación (BRAVO et al., 2008). Cuando se regula la proporción de especies en esta mezcla, hay que considerar que la capacidad de ocupación de la estación máxima o área basimétrica máxima es mayor en el pino silvestre que en el rebollo (DEL RÍO & STERBA, 2009). Esto significa que proporciones de pino-rebollo del 50-50% en área ocupada (considerando la máxima capacidad de ocupación de la especie) implican una proporción en área basimétrica mayor de pino y menor de rebollo. Es decir, se pueden mantener menores proporciones de rebollo en área basimétrica sin poner en riesgo el grado de mezcla.

Como ya se ha adelantado, la fase de regeneración es clave para controlar la composición específica y fomentar la transición natural entre especies, por lo que es necesario adaptar las cortas de regeneración. Si bien para mantener las masas de pino silvestre en las altitudes más bajas de su distribución, así como en solanas o estaciones más secas, son necesarias cortas de regeneración graduales que protejan el regenerado en sus primeros años hasta que esté ya establecido, para favorecer la presencia de pino negral serán necesarias cortas más intensas. Es decir, en las zonas en mezcla con pino negral se deberá regular la intensidad del aclareo sucesivo de modo que haya suficiente luz para el establecimiento de regenerado de esta especie, o bien optar por cortas a hecho en dos tiempos o por bosquetes donde se quiera favorecer la transición a esta especie (MONTERO et al., 2008; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO et al., 2008).

En el caso de la mezcla de pino silvestre con rebollo, las cortas de regeneración se verán condicionadas por el estado del rebollo, ya que con

frecuencia son masas en monte bajo con poca producción de bellota. En estas situaciones, previamente a las cortas de regeneración es recomendable hacer un resalveo para favorecer los mejores pies de rebollo y fomentar la producción de bellota. Con el fin de favorecer una composición mixta del regenerado y, en caso de ser necesario, un cambio

de especie, se proponen cortas graduales como el aclareo sucesivo uniforme. Las cortas a hecho por bosquetes pueden ser una buena alternativa para crear un gradiente de luz adecuado que favorezca el establecimiento de las dos especies (DE FRUTOS et al., 2022).

Controlar la densidad de la masa y la diversidad estructural para reducir el estrés hídrico

La reducción de la densidad mediante claras se ha identificado como una estrategia para disminuir el impacto de sequías extremas en masas pino silvestre, fundamentalmente mejorando la recuperación del crecimiento tras la sequía, aunque la eficiencia en el uso del agua del árbol apenas cambia (FERNÁNDEZ DE UÑA et al., 2017; SOHN et al., 2016a). Las claras mejoran el crecimiento de los individuos que quedan en pie al reducir la competencia tanto aérea como radical. Tras la realización de una clara puede aumentar el agua disponible en el suelo al reducirse la interceptación y el consumo de agua por transpiración, aunque los efectos sobre la masa residual varían en función de la estación y las claras aplicadas.

En términos de crecimiento, la respuesta de un árbol a la clara depende de la edad, el tipo e intensidad de la clara, por lo que el efecto de la clara en la respuesta a sequías también depende de estos factores (SOHN et al., 2016a). Las claras en pinares de silvestre apenas reducen, e incluso pueden aumentar, el impacto negativo de sequías extremas en el crecimiento correspondiente al año de la sequía, aunque mejoran la recuperación del crecimiento en los años posteriores, de manera más fuerte según aumenta el peso de la clara (SOHN et al., 2016b). Este patrón de menor resistencia a corto plazo puede ser debido a la mayor evapotranspiración tras la clara, mientras el efecto en la recuperación en los años posteriores puede ser debido a la mayor disponibilidad de agua en el suelo. En general, todos los estudios en pino silvestre sugieren que una menor competencia mitiga el impacto de las sequías en el crecimiento en diámetro (FERNÁNDEZ-DE-UÑA et al., 2015; SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2015).

No obstante, hay que considerar que las claras fuertes pueden tener efectos negativos en otros aspectos como la descomposición o la estabilidad frente a viento. En sitios más áridos y en exposiciones de solana, se consideran más adecuadas las claras moderadas que mantengan cierta cobertura del suelo para evitar una desecación que pueda ralentizar la descomposición de la hojarasca (BLANCO et al., 2011).

Además de la densidad, otro factor de masa que afecta a la respuesta a sequías extremas es la diversidad estructural. La composición específica, aspecto ya indicado anteriormente, y la diversidad de tamaños tienen especial relevancia en la respuesta a la sequía. La respuesta del árbol individual a la sequía depende de su posición social. En general, según aumenta la clase social del árbol, el impacto de sequías extremas en su crecimiento es mayor (PRETZSCH et al., 2022), respuesta también observada en algunos estudios en pino silvestre (MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2012b; MERLIN et al., 2015). Este patrón de respuesta implica que en los años más desfavorables el impacto de la sequía a nivel de masa se mitiga en masas más estructuradas con presencia abundante de clases de tamaño bajas (PRETZSCH et al., 2022). Por lo tanto, las masas con estructura de tamaños más irregulares serán más resistentes a años secos. Para fomentar una mayor diversidad de tamaños se proponen métodos de regeneración graduales en el tiempo que se adapten bien a la especie (aclareo sucesivo) y claras por lo alto con selección de árboles de porvenir (JONES et al., 2019).

Adecuar la estructura de las masas para aumentar su resistencia frente a vendavales

Las medidas selvícolas deberán mantener masas con coeficiente de esbeltez inferior a 80% mediante la aplicación de un régimen de claras débil y temprano que permita una respuesta temprana a las mismas, aumentando la resistencia del arbolado a la acción mecánica del viento. Se recomienda conducir la masa hacia una estructura semirregular a irregular en zonas altas y diversificación de especies que disminuyan la velocidad del viento.

Para el caso de los pinares identificados como vulnerables (collados o en zonas de barlovento de vientos dominantes) se recomienda la aplicación de claras por lo bajo tempranas, seleccionando pies bien conformados para aumentar su coeficiente de esbeltez que, en el caso de pino silvestre se recomienda entre 70-90% (DEL RÍO et al., 2017) dependiendo de los factores estacionales. En zonas con presencia de otras especies se mantiene la composición mixta y cierto grado de irregularidad.

En masas en estado de monte bravo es necesario realizar claros selectivos tempranos, ya que cualquier desequilibrio en la relación altura-diámetro en este estado es difícilmente corregible con claras posteriores en la fase de latizal (CREMER, 1982, en RUEL, 1995). Los árboles expuestos a la acción tras una clara tienen un mayor riesgo de derribo por la falta de protección del arbolado circundante al aumentar la velocidad del viento. Las claras por lo bajo ofrecen una mayor protección al centrar las cortas en individuos dominados o con peor conformación (DUPERAT et al., 2022). En relación a la intensidad de la clara, esta podrá ser mayor si se han realizado claros previos y los árboles que llegan al estado de latizal presentan un coeficiente de esbeltez adecuado. En caso de no haberse realizado estos claros no se recomiendan las claras fuertes (DEL RÍO et al., 2017).

El desarrollo de raíces pivotantes está correlacionado con la resistencia frente a la acción del viento (GARDINER, 2021), por lo que se recomienda

fomentar las preparaciones del suelo que favorezcan el desarrollo de raíces pivotantes en la planificación de nuevas repoblaciones de pino silvestre en zonas sensibles a la acción de los vientos

En masas monoespecíficas se recomienda la realización de claros que favorezcan el enraizamiento y la forma de los fustes en los pies. También claras tempranas, frecuentes, por lo bajo y débiles, favoreciendo árboles que presenten buena relación altura-diámetro, respetando la presencia de otras especies como el pino negral, rebollo, haya, etc.

Otra medida a aplicar es la realización de claros y claras para el control de la composición específica en latizales y fustales de pino silvestre mezclado con haya y pino negral, así como claras moderadas (entre el 35 y 60% de la máxima densidad SDImax). Aunque los estudios sobre el papel de la composición específica en la resistencia a daños por viento no son abundantes, ciertas características de las masas mixtas favorecen que el riesgo de derribos sea menor. Por un lado, las masas mixtas tienen una mayor densidad de arbolado (PRETZSCH & BIBER, 2016), disminuyendo la velocidad del viento. Las masas mixtas de pino silvestre y negral presentan una mayor heterogeneidad en la estructura vertical, y la relación altura/diámetro tiende a ser mayor (RIOFRÍO et al., 2017). En cuanto al desarrollo de las copas en masas mixtas, en la mezcla de pino silvestre y haya se observa un mayor despliegue horizontal de la copa en hayas y una menor altura del máximo ancho de copa (BARBEITO et al., 2017), lo que disminuiría su centro de gravedad y aumentaría su estabilidad. Asimismo, en la mezcla de pino negral y silvestre se ha observado también cierta complementariedad de copas con mayor densidad (CATTANEO et al., 2020; RIOFRÍO et al., 2017), lo que podría aumentar el coeficiente de rugosidad y disminuir la velocidad del viento.

Controlar plagas y enfermedades para mejorar el estado de vitalidad de las masas

Más allá de las medidas específicas para el control de las distintas plagas y enfermedades, la realización de cortas sanitarias que disminuyan la propagación de hemiparásitos, plagas y enfermedades, facilitará el mantenimiento de los pinares de silvestre con un buen estado sanitario. Así mismo, promover ciertas estructuras de masa puede reducir el impacto de algunas perturbaciones bióticas.

Las masas monoespecíficas y con mayor densidad son más vulnerables al incrementar la probabilidad de encontrar un hospedante adecuado para el desarrollo de las larvas de escolítidos (RAFFA et al., 2016). Las masas mixtas presentan con frecuencia un menor grado de infestación que las puras por presentar una menor densidad de hospedantes adecuados, una mayor dificultad para la plaga de encontrar dicho hospedante, y cierta limitación de las condiciones para un correcto desarrollo de los insectos por modificación del microclima debido a estructuras más heterogéneas (FIELD et al., 2020). Entre las medidas de adaptación propuestas para disminuir la vulnerabilidad de pinares de silvestre a ataques de escolítidos se incluye la diversificación de masas monoespecíficas, así como el aumento de la heterogeneidad vertical y horizontal mediante claras que favorezcan otras especies o plantación en tramos de regeneración. En cualquier caso, las medidas preventivas como la eliminación de restos antes del verano y la instalación de cebos deben considerarse también como prácticas adaptativas, siempre compatibilizando con otras medidas como el mantenimiento de cierta cantidad de madera muerta que genera hábitats de gran valor.

Las medidas referentes a la estructura de la masa para reducir la vulnerabilidad de los pinares de silvestre a daños por procesionaria son similares. Es decir, fomentar una mayor heterogeneidad y una diversificación con especies no vulnerables a la plaga, que reduzca la concentración y apariencia de los hospedantes además de aumentar las probabilidades de presencia de depredadores y parasitoides (HÓDAR, 2015).

Con respecto a las infestaciones por muérdago, la presencia de pies vecinos de pino negral con mayor altura que el pino silvestre puede reducir la presencia de muérdago (VAN HALDER et al., 2019) y por lo tanto evitar sinergias negativas entre este hemiparásito y el estrés hídrico. En general, la infestación es mayor en árboles de gran tamaño (MATULA et al., 2015; VAN HALDER et al., 2019), mientras que el efecto de la densidad de la masa en el porcentaje de árboles infestados no es tan claro, aunque con frecuencia se observan mayores incidencias con menores densidades (MATULA et al., 2015), por lo que las claras pueden favorecer una mayor propagación. Es importante considerar que los árboles debilitados con mayor grado de defoliación presentan mayores tasas de infestación (LORENC & VÉLE, 2022), aspecto que refleja la sinergia entre sequía y afectación por muérdago, lo que dificulta la elección de la densidad más adecuada para evitar este tipo de daños. Los mayores daños en árboles dominantes y en la parte superior de las copas, sugieren que estructuras más irregularizadas pueden reducir las tasas de infestación.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

- i. Pinares relictos de Puebla de Lillo y Velilla del Río Carrión (comarca 2), Hoyocasero (comarca 10) y Lastras de Cuéllar (comarca 9)
- ii. Pinares mediterráneos del sistema Central: Valsaín y Navafría (comarca 10)
- iii. Pinares mediterráneos del sistema Ibérico Meridional: Covalada y Pinar Grande (comarca 7)
- iv. Pinares mediterráneos del sistema Ibérico Septentrional: Alto Valle del Ebro (comarca 2), San Zadornil (comarca 4)

REFERENCIAS

- AGUIRRE, A., DEL RÍO, M., & CONDÉS, S. 2018. INTRA- AND INTER-SPECIFIC VARIATION OF THE MAXIMUM SIZE-DENSITY RELATIONSHIP ALONG AN ARIDITY GRADIENT IN IBERIAN PINEWOODS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 41, 90-100. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2018.01.017](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.017)
- AITKEN, S. N., & WHITLOCK, M. C. 2013. ASSISTED GENE FLOW TO FACILITATE LOCAL ADAPTATION TO CLIMATE CHANGE. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY, EVOLUTION, AND SYSTEMATICS*, 44, 367–388. [HTTPS://DOI.ORG/10.1146/ANNUREV-ECOLSYS-110512-135747](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135747)
- AITKEN, S. N., YEAMAN, S., HOLLIDAY, J. A., WANG, T., & CURTIS-MCLANE, S. 2008. ADAPTATION, MIGRATION OR EXTIRPATION: CLIMATE CHANGE OUTCOMES FOR TREE POPULATIONS. *EVOLUTIONARY APPLICATIONS*, 1, 95–111. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1752-4571.2007.00013.X](https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x)
- ALBERTO, F. J., AITKEN, S. N., ALÍA, R., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C., HÄNNINEN, H., KREMER, A., LEFÈVRE, F., LENORMAND, T., YEAMAN, S., WHETTEN, R., & SAVOLAINEN, O. 2013. POTENTIAL FOR EVOLUTIONARY RESPONSES TO CLIMATE CHANGE – EVIDENCE FROM TREE POPULATIONS. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 19, 1645–1661. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/GCB.12181](https://doi.org/10.1111/gcb.12181)
- ALDEA, J. (2018). TREE GROWTH DYNAMIC AND THINNING RESPONSE IN MEDITERRANEAN PINE-OAK FOREST STANDS. TESIS DOCTORAL. DOCTORADO EN CONSERVACIÓN Y USO SOSTENIBLE DE SISTEMAS FORESTALES. UNIVERSIDAD DE VALLADOLID. [HTTPS://DOI.ORG/10.35376/10324/30209](https://doi.org/10.35376/10324/30209)
- BARBEITO, I., DASSOT, M., BAYER, D., COLLET, C., DRÖSSLER, L., LÖF, M., DEL RIO, M., RUIZ-PEINADO, R., FORRESTER, D. I., BRAVO-OVIEDO, A., & PRETZSCH, H. 2017. TERRESTRIAL LASER SCANNING REVEALS DIFFERENCES IN CROWN STRUCTURE OF FAGUS SYLVATICA IN MIXED VS. PURE EUROPEAN FORESTS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 405, 381–390. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2017.09.043](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.043)
- BENAVIDES, R., RABASA, S. G., GRANDA, E., ESCUDERO, A., HÓDAR, J. A., MARTÍNEZ-VILALTA, J., ..., & VALLADARES, F. 2013. 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. *PLoS ONE*, 8(3), e59824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1371/JOURNAL.PONE.0059824](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059824)
- BEZOS, D., MARTÍNEZ-ÁLVAREZ, P., DIEZ, J. J., & FERNÁNDEZ, M. M. 2015. THE PINE SHOOT BEETLE *TOMICUS PINIPERDA* AS A PLAUSIBLE VECTOR OF *FUSARIUM CIRCINATUM* IN NORTHERN SPAIN. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 72(8), 1079-1088. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S13595-015-0515-4](https://doi.org/10.1007/s13595-015-0515-4)

- BLANCO, J. A., IMBERT, J. B., & CASTILLO, F. J. 2011. THINNING AFFECTS *PINUS SYLVESTRIS* NEEDLE DECOMPOSITION RATES AND CHEMISTRY DIFFERENTLY DEPENDING ON SITE CONDITIONS. *BIOGEOCHEMISTRY*, 106(3), 397–414. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10533-010-9518-2](https://doi.org/10.1007/s10533-010-9518-2)
- BOGINO, S., FERNÁNDEZ NIETO, M. J., & BRAVO, F. 2009. CLIMATE EFFECT ON RADIAL GROWTH OF *PINUS SYLVESTRIS* AT ITS SOUTHERN AND WESTERN DISTRIBUTION LIMITS. *SILVA FENNICA*, 43(4), 609-623.
- BORGMAN, E. M., SCHOETTLE, A. W., & ANGERT, A. L. 2014. USING AMONG-YEAR VARIATION TO ASSESS MATERNAL EFFECTS IN *PINUS ARISTATA* AND *PINUS FLEXILIS*. *BOTANY*, 92, 805–814. [HTTPS://DOI.ORG/10.1139/CJB-2014-0085](https://doi.org/10.1139/cjb-2014-0085)
- BRANG, P., SPATHELF, P., LARSEN, J. B., BAUHUS, J., BONC INA, A., CHAUVIN, C., DROSSLER, L., GARCIA-GUEMES, C., HEIRI, C., KERR, G., LEXER, M. J., MASON, B., MOHREN, F., MUHLETHALER, U., NOCENTINI, S., & SVOBODA, M. 2014. SUITABILITY OF CLOSE-TO-NATURE SILVICULTURE FOR ADAPTING TEMPERATE EUROPEAN FORESTS TO CLIMATE CHANGE. *FORESTRY*, 87, 492–503. [HTTPS://DOI.ORG/10.1093/FORESTRY/CPU018](https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018)
- BRAVO, F. 2008. SELVICULTURA Y CAMBIO CLIMÁTICO. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID. 981-1003 PP.
- BRAVO, J.A., ROIG, S., SERRADA, R. 2008. SELVICULTURA EN MONTES BAJOS Y MEDIOS DE ENCINA (*QUERCUS ILEX* L.), REBOLLO (*Q. PYRENAICA* WILLD.) Y QUEJIGO (*Q. FAGINEA* LAM.): TRATAMIENTOS TRADICIONALES, SITUACIÓN ACTUAL Y PRINCIPALES ALTERNATIVAS. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID. 657-745 PP.
- BRAVO-OVIEDO, A., & MONTERO, G. 2008. CARACTERES CULTURALES DE LAS ESPECIES FORESTALES. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID.
- BRAVO-OVIEDO, A., STERBA, H., DEL RÍO, M., & BRAVO, F. 2006. COMPETITION-INDUCED MORTALITY FOR MEDITERRANEAN *PINUS PINASTER* AIT. AND *P. SYLVESTRIS* L. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 222(1–3), 88–98. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2005.10.016](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.016)
- BRAVO-OVIEDO, A., RUIZ-PEINADO, R., ONRUBIA, R., & DEL RÍO, M. 2017. THINNING ALTERS THE EARLY-DECOMPOSITION RATE AND NUTRIENT IMMOBILIZATION-RELEASE PATTERN OF FOLIAR LITTER IN MEDITERRANEAN OAK-PINE MIXED STANDS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 391, 309-320. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2017.02.032](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.032)
- BRAVO-OVIEDO, A., CONCEPCIÓN, E. D., ORDÓÑEZ, C., & BRAVO, F. 2022. EL ACLAREO SUCESIVO IRREGULAR COMO OPCIÓN PARA LA DIVERSIFICACIÓN DE PINARES MONOESPECÍFICOS EN EL SUROESTE DE EUROPA. *ACTAS DEL 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL*. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/ES/CONTENT/EL-ACLAREO-SUCESIVO-IRREGULAR-COMO-OPCION-PARA-LA-DIVERSIFICACION-DE-PINARES-MONOESPECIFICOS](https://8cfe.congresoforestal.es/es/content/el-aclareo-sucesivo-irregular-como-opcion-para-la-diversificacion-de-pinares-monoespecificos)
- CALAMA, R., MANSO, R., BARBEITO, I., CAÑELLAS, I., & PARDOS, M., 2015. IS NATURAL REGENERATION A BOTTLENECK IN THE PERFORMANCE OF *PINUS SYLVESTRIS* MOUNTAIN FORESTS? MOUNTAIN FOREST MANAGEMENT IN A CHANGING WORLD, SMOKOVCE, 6-9 JULY.
- CALAMA, R., MANSO, R., LUCAS-BORJA, M. E., ESPELTA, J. M., PIQUÉ, M., BRAVO, F., DEL PESO, C., & PARDOS, M. 2017. NATURAL REGENERATION IN IBERIAN PINES: A REVIEW OF DYNAMIC PROCESSES AND PROPOSALS FOR MANAGEMENT. *FOREST SYSTEMS*, 26(2), eR02S. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2017262-11255](https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255)
- CAMARERO, J. J., GAZOL, A., SANGÜESA-BARRERA, G., OLIVA, J., & VICENTE-SERRANO, S. M. 2015. TO DIE OR NOT TO DIE: EARLY WARNINGS OF TREE DIEBACK IN RESPONSE TO A SEVERE DROUGHT. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 103(1), 44-57. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2745.12295](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12295)
- CARTER, D. R., SEYMOUR, R. S., FRAVER, S., & WEISKITTEL, A. 2017. RESERVE TREE MORTALITY IN TWO EXPANDING-GAP SILVICULTURAL SYSTEMS 20 YEARS AFTER ESTABLISHMENT IN THE ACADIAN FOREST OF MAINE, USA. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 389,149–157. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.12.031](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.031)
- CATTANEO, N., SCHNEIDER, R., BRAVO, F., & BRAVO-OVIEDO, A. 2020. INTER-SPECIFIC COMPETITION OF TREE CONGENERS INDUCES CHANGES IN CROWN ARCHITECTURE IN MEDITERRANEAN PINE MIXTURES. *FOREST ECOLOGY & MANAGEMENT*, 476, 118471. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2020.118471](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118471)
- CHEDDADI, R., VENDRAMIN, G. G., LITT, T., FRANCOIS, L., KAGEYAMA, M., LORENTZ, S., LAURENT, J., DE BEAULIEU, J. L., SADORI, L., JOST, A., & LUNT, D. 2006. IMPRINTS OF GLACIAL REFUGIA IN THE MODERN GENETIC DIVERSITY OF *PINUS SYLVESTRIS*. *GLOBAL ECOLOGY AND BIOGEOGRAPHY*, 15, 271–282. [HTTPS://ONLINELIBRARY.WILEY.COM/DOI/EPDF/10.1111/J.1466-8238.2006.00226.X](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1466-8238.2006.00226.x)

- CONDÉS, S., VALLET, P., BIELAK, K., BRAVO-OVIEDO, A., COLL, L., DUCEY, M. J., PACH, M., PRETZSCH, H., STERBA, H., VAYREDA, J., & DEL RÍO, M. 2017. CLIMATE INFLUENCES ON THE MAXIMUM SIZE-DENSITY RELATIONSHIP IN SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) AND EUROPEAN BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.) STANDS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 385, 295–307. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.10.059](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.059)
- COSTA, M., MORLA, C., & SAINZ, H. 2005. LOS BOSQUES IBÉRICOS. UNA INTERPRETACIÓN GEBOTÁNICA. EDITORIAL PLANETA 597 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/PARQUES-NACIONALES-OAPN/PUBLICACIONES/ECOLOGIA_12_31_TCM30-100634.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/publicaciones/ecologia_12_31_tcm30-100634.pdf)
- CREMER, K. W., BOROUGH, C. J., MCKINNELL, F. H., & CARTER, P. R. 1982. EFFECTS OF STOCKING AND THINNING ON WIND DAMAGE IN PLANTATIONS. *NEW ZEALAND JOURNAL OF FORESTRY SCIENCE*, 12(2), 244–268.
- DAVIS, M. B., SHAW, R. G., & ETTERTSON, J. R. 2005. EVOLUTIONARY RESPONSES TO CHANGING CLIMATE. *ECOLOGY*, 86, 1704–1714. [HTTPS://DOI.ORG/10.1890/03-0788](https://doi.org/10.1890/03-0788)
- DE FRUTOS, S., BRAVO FERNÁNDEZ, J. A., ROIG, S., IBÁÑEZ, R., DÍAZ FELGUERAS, P., RUIZ DE CASTAÑEDA, J., RUIZ-PEINADO, R., & DEL RÍO, M. 2022. CORTAS A HECHO POR BOSQUETES PEQUEÑOS SOBRE REOBLACIONES PROTECTORAS DE *PINUS PINASTER* AIT.: LECCIONES APRENDIDAS A CORTO PLAZO. ACTAS DEL 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/ES/CONTENT/CORTAS-HECHO-POR-BOSQUETES-PEQUENOS-SOBRE-REOBLACIONES-PROTECTORAS-DE-PINUS-PINASTER-AIT](https://8cfe.congresoforestal.es/es/content/cortas-hecho-por-bosquetes-pequenos-sobre-reoblaciones-protectoras-de-pinus-pinaster-ait)
- DEL RÍO, M., & STERBA, H. 2009. COMPARING VOLUME GROWTH IN PURE AND MIXED STANDS OF *PINUS SYLVESTRIS* AND *QUERCUS PYRENAICA*. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 66(5), 1-11. [HTTPS://DOI.ORG/10.1051/FOREST/2009035](https://doi.org/10.1051/forest/2009035)
- DEL RÍO, M., BRAVO-OVIEDO, A., PRETZSCH, H., LÖF, M., & RUIZ-PEINADO, R. 2017. A REVIEW OF THINNING EFFECTS ON SCOTS PINE STANDS: FROM GROWTH AND YIELD TO NEW CHALLENGES UNDER GLOBAL CHANGE. *FOREST SYSTEMS*, 26(2), eR03S. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2017262-11325](https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11325)
- DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., RUIZ-PEINADO, R., JACTEL, H., COLL, L., LÖF, M., ALDEA, J., AMMER, C., AVDAGIĆ, A., BARBEITO, I., BIELAK, K., BRAVO, F., BRAZAITIS, G., CERNÝ, J., COLLET, C., CONDÉS, S., DRÖSSLER, L., FABRIKA, M., HEYM, M., ..., & BRAVO-OVIEDO, A. 2022A. EMERGING STABILITY OF FOREST PRODUCTIVITY BY MIXING TWO SPECIES BUFFERS TEMPERATURE DESTABILIZING EFFECT. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, 00, 1–12. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2664.14267](https://doi.org/10.1111/1365-2664.14267)
- DEL RÍO, M., RUIZ-PEINADO, R., PRETZSCH, H., LÖF, M., ALDEA, J., BRAVO, F., CALAMA, R., COLL, L., ORDÓÑEZ, C., PARDOS, M., & BRAVO-OVIEDO, A. 2022B. TRANSECTOS EUROPEOS DE MASAS MIXTAS Y PURAS: TRIPLETES EN ESPAÑA Y PRINCIPALES RESULTADOS. ACTAS DEL 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/ES/CONTENT/TRANSECTOS-EUROPEOS-DE-MASAS-MIXTAS-Y-PURAS-TRIPLETES-EN-ESPANA-Y-PRINCIPALES-RESULTADOS](https://8cfe.congresoforestal.es/es/content/transectos-europeos-de-masas-mixtas-y-puras-tripletes-en-espana-y-principales-resultados)
- DELLA ROCCA, G., DANTI, R., HERNANDO, C., GUIJARRO, M., & MADRIGAL, J. 2018. FLAMMABILITY OF TWO MEDITERRANEAN MIXED FORESTS: STUDY OF THE NON-ADDITIVE EFFECT OF FUEL MIXTURES IN LABORATORY. *FRONTIERS IN PLANT SCIENCE*, 9, 825. [HTTPS://DOI.ORG/10.3389/FPLS.2018.00825](https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00825)
- DUMINIL, J., DAÏNOU, K., KAVIRIRI, D. K., GILLET, P., LOO, J., DOUCET, J. L., & HARDY, O. J. 2016. RELATIONSHIPS BETWEEN POPULATION DENSITY, FINE-SCALE GENETIC STRUCTURE, MATING SYSTEM AND POLLEN DISPERSAL IN A TIMBER TREE FROM AFRICAN RAINFORESTS. *HEREDITY*, 116, 295–303. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/HDY.2015.101](https://doi.org/10.1038/hdy.2015.101)
- DUPERAT, M., GARDINER, B., & RUEL, J. C. 2022. EFFECTS OF A SELECTIVE THINNING ON WIND LOADING IN A NATURALLY REGENERATED BALSAM FIR STAND. *FOREST ECOLOGY & MANAGEMENT*, 505, 119878. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2021.119878](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119878)
- EEA. 2017. CLIMATE CHANGE, IMPACTS AND VULNERABILITY IN EUROPE 2016. AN INDICATOR-BASED REPORT. 424 PP. BRUSELAS. [HTTPS://WWW.EEA.EUROPA.EU/PUBLICATIONS/CLIMATE-CHANGE-IMPACTS-AND-VULNERABILITY-2016/AT_DOWNLOAD/FILE](https://www.eea.europa.eu/publications/climate-change-impacts-and-vulnerability-2016/at_download/file)
- FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L., CAÑELLAS, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2015. STAND COMPETITION DETERMINES HOW DIFFERENT TREE SPECIES WILL COPE WITH A WARMING CLIMATE. *PLOS ONE*, 10(3), e0122255. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1371/JOURNAL.PONE.0122255](https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122255)
- FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L., MCDOWELL, N. G., CAÑELLAS, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2016. DISENTANGLING THE EFFECT OF COMPETITION, CO2 AND CLIMATE ON INTRINSIC WATER-USE EFFICIENCY AND TREE GROWTH. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 104(3), 678-690. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2745.12544](https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2745.12544)
- FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L., ROSSI, S., ARANDA, I., FONTI, P., GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, B. D., CAÑELLAS, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2017. XYLEM AND LEAF FUNCTIONAL ADJUSTMENTS TO DROUGHT IN *PINUS SYLVESTRIS* AND *QUERCUS PYRENAICA* AT THEIR ELEVATIONAL BOUNDARY. *FRONTIERS IN PLANT SCIENCE*, 8, 1200. [HTTPS://DOI.ORG/10.3389/FPLS.2017.01200](https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01200)

- FIELD, E., CASTAGNEYROL, B., GIBBS, M., JACTEL, H., BARSOUM, N., SCHÖNROGGE, K. & HECTOR, A. 2020. ASSOCIATIONAL RESISTANCE TO BOTH INSECT AND PATH-GEN DAMAGE IN MIXED FORESTS IS MODULATED BY TREE NEIGHBOUR IDENTITY AND DROUGHT. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 108(4), 1511–1522. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2745.13397](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13397)
- 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), 1–12. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/s41467-021-21399-7](https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7)
- FRANCO MÚGICA, F., GARCÍA ANTÓN, M., MALDONADO RUIZ, J., MORLA JAURISTI, C. & SAINZ OLLEROL, H. 2001. THE HOLOCENE HISTORY OF PINUS FORESTS IN THE SPANISH NORTHERN MESETA. *THE HOLOCENE*, 11(3), 343–358. [HTTPS://DOI.ORG/10.1191/095968301669474913](https://doi.org/10.1191/095968301669474913)
- GALIANO, L., MARTÍNEZ-VILALTA, J., & LLORET, F. 2010. DROUGHT-INDUCED MULTIFACTOR DECLINE OF SCOTS PINE IN THE PYRENEES AND POTENTIAL VEGETATION CHANGE BY THE EXPANSION OF CO-OCCURRING OAK SPECIES. *ECOSYSTEMS*, 13(7), 978–991. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/s10021-010-9368-8](https://doi.org/10.1007/s10021-010-9368-8)
- GARDINER, B. 2021. WIND DAMAGE TO FORESTS AND TREES: A REVIEW WITH AN EMPHASIS ON PLANTED AND MANAGED FORESTS. *JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 26(4), 248–266. [HTTPS://DOI.ORG/10.1080/13416979.2021.1940665](https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1940665)
- DROUGHT INDUCED DECLINE COULD PORTEND WIDESPREAD PINE MORTALITY AT THE XERIC ECOTONE IN MANAGED MEDITERRANEAN PINE-OAK WOODLANDS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 320, 70–82. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2014.02.025](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.025)
- GONZALEZ-MOLINA, J. M. 2006. MANUAL DE GESTIÓN DE LOS HÁBITATS DE PINO SILVESTRE EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, VALLADOLID. [HTTPS://MEDIOAMBIENTE.JCYL.ES/WEB/JCYL/MEDIOAMBIENTE/ES/PLANTILLA100DETALLE/1284827598811/PUBLICACION/1284851129768/REDACCION](https://medioambiente.jcyl.es/web/jcyl/medioambiente/es/plantilla100detalle/1284827598811/publicacion/1284851129768/redaccion)
- GORDO, J., MONTERO, G., & GIL, L. 2012. LA PROBLEMÁTICA DE LA REGENERACIÓN NATURAL DE LOS PINARES EN LOS ARENALES DE LA MESETA CASTELLANA. EN: LA REGENERACIÓN NATURAL DE LOS PINARES EN LOS ARENALES DE LA MESETA CASTELLANA. INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE (UNIVERSIDAD DE VALLADOLID-INIA). VALLADOLID. 254 PP. [HTTPS://WWW.PFCYL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/BIBLIOTECA/DOCUMENTOS/REGENERACION_PINARES.PDF](https://www.pfcyl.es/sites/default/files/biblioteca/documentos/regeneracion_pinares.pdf)
- GRACIA, C., GIL, L., & MONTERO, G. 2005. EVALUACIÓN DEL IMPACTO CLIMÁTICO SOBRE EL SECTOR FORESTAL. EN: EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LOS IMPACTOS EN ESPAÑA POR EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO. MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. MADRID. 399–435. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/CAMBIO-CLIMATICO/TEMAS/IMPACTOS-VULNERABILIDAD-Y-ADAPTACION/PLAN-NACIONAL-ADAPTACION-CAMBIO-CLIMATICO/EVALUACION-PRELIMINAR-DE-LOS-IMPACTOS-EN-ESPANA-DEL-CAMBIO-CLIMATICO/EVAL_IMPACTOS.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/evaluacion-preliminar-de-los-impactos-en-espana-del-cambio-climatico/eval_impactos.aspx)
- HÓDAR, J. A. 2015. INCIDENCIA DE LA PROCESIONARIA DEL PINO COMO CONSECUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO: PREVISIONES Y POSIBLES SOLUCIONES. EN: LOS BOSQUES Y LA BIODIVERSIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y ADAPTACIÓN EN ESPAÑA. MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, MADRID. 295–302. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana](https://www.researchgate.net/publication/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana)
- JACTEL, H., BAUHUS, J., BOBERG, J., BONAL, D., CASTAGNEYROL, B., GARDINER, B., GONZALEZ-OLABARRIA, J. R., KORICHEVA, J., MEURISSE, N., & BROCKERHOFF, E. G. 2017. TREE DIVERSITY DRIVES FOREST STAND RESISTANCE TO NATURAL DISTURBANCES. *CURRENT FORESTRY REPORTS*, 3(3), 223–243. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S40725-017-0064-1](https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1)
- JACTEL, H., MOREIRA, X., & CASTAGNEYROL, B. 2021. TREE DIVERSITY AND FOREST RESISTANCE TO INSECT PESTS: PATTERNS, MECHANISMS, AND PROSPECTS. *ANNUAL REVIEW OF ENTOMOLOGY*, 66, 277–296. [HTTPS://DOI.ORG/10.1146/ANNUREV-ENTO-041720-075234](https://doi.org/10.1146/annurev-ento-041720-075234)
- JAIME, L., BATLLORI, E., MARGALEF-MARRASE, J., PÉREZ NAVARRO, M. Á., & LLORET, F. 2019. SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) MORTALITY IS EXPLAINED BY THE CLIMATIC SUITABILITY OF BOTH HOST TREE AND BARK BEETLE POPULATIONS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 448, 119–129. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.05.070](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.070)
- JAIME, L., BATLLORI, E., FERRETTI, M., & LLORET, F. 2022. CLIMATIC AND STAND DRIVERS OF FOREST RESISTANCE TO RECENT BARK BEETLE DISTURBANCE IN EUROPEAN CONIFEROUS FORESTS. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 28(8), 2830–2841. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/GCB.16106](https://doi.org/10.1111/GCB.16106)
- JONES, S. M., BOTTERO, A., KASTENDICK, D. N., & PALIK, B. J. 2019. MANAGING RED PINE STAND STRUCTURE TO MITIGATE DROUGHT IMPACTS. *DENDROCHRONOLOGIA*, 57, 125623. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.DENDRO.2019.125623](https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.125623)

- KUPARINEN, A., SAVOLAINEN, O., & SCHURR, F. M. 2010. MORTALITY CAN PROMOTE EVOLUTIONARY ADAPTATION OF FOREST TREES TO CLIMATE CHANGE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 259, 1003–1008. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2009.12.006](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.006)
- LORENC, L., & VÉLE, A. 2022. CHARACTERISTICS OF *PINUS SYLVESTRIS* STANDS INFECTED BY *VISCUM ALBUM* SUBSP. *AUSTRIACUM*. *AUSTRIAN JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 31–50. [HTTPS://WWW.FORESTSCIENCE.AT/ARTIKEL/2022/01/CHARACTERISTICS-OF-PINUS-SYLVESTRIS-STANDS-INFECTED-BY-VISCUM-AL.HTML](https://www.forestscience.at/artikel/2022/01/characteristics-of-pinus-sylvestris-stands-infected-by-viscum-al.html)
- MARGALEF-MARRASE, J., BAGARIA, G., & LLORET, F. 2022. CANOPY SELF-REPLACEMENT IN *PINUS SYLVESTRIS* REAR-EDGE POPULATIONS FOLLOWING DROUGHT-INDUCED DIE-OFF AND MORTALITY. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 521, 120427. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2022.120427](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120427)
- MARQUÉS, L., MADRIGAL-GONZÁLEZ, J., ZAVALA, M. A., CAMARERO, J. J., & HARTIG, F. 2018. LAST-CENTURY FOREST PRODUCTIVITY IN A MANAGED DRY-EDGE SCOTS PINE POPULATION: THE TWO SIDES OF CLIMATE WARMING. *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, 28(1), 95–105. [HTTPS://DOI.ORG/10.1002/EAP.1631](https://doi.org/10.1002/EAP.1631)
- MARTIN GIL, A., & MARTÍN HERNÁNDEZ, A. B. 2021. GUÍA DE GESTIÓN INTEGRADA DE PLAGAS. CONÍFERAS. EDITA MAPA. 209 PP. [HTTPS://WWW.MAPA.GOB.ES/ES/AGRICULTURA/TEMAS/SANIDAD-VEGETAL/CONIFERAS_WEB_METADATOS_PROTEGIDA_TCM30-582459.PDF](https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/coniferas_web_metadatos_protegida_tcm30-582459.pdf)
- MARTÍNEZ-PEÑA, F., DE-MIGUEL, S., PUKKALA, T., BONET, J. A., ORTEGA-MARTÍNEZ, P., ALDEA, J., & MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J. 2012. YIELD MODELS FOR ECTO-MYCORRHIZAL MUSHROOMS IN *PINUS SYLVESTRIS* FORESTS WITH SPECIAL FOCUS ON *BOLETUS EDULIS* AND *LACTARIUS GROUP DELICIOSUS*. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 282, 63–69. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2012.06.034](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.034)
- MARTÍNEZ-VILALTA, J., AGUADÉ, D., BANQUÉ, M., BARBA, J., CURIEL YUSTE, J., GALIANO, D., GARCIA, N., GÓMEZ, M., HERES, A. M., LÓPEZ, B. C., LLORET, F., POYATOS, R., RETANA, J., SUS, O., VAYREDA, J., & VILÀ-CABRERA, A. 2012A. LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE PINO ALBAR ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO: CON LA MUERTE EN LOS TALONES. *ECOSISTEMAS*, 21(3), 15-21. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2012.21-3.03](https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.03)
- MARTÍNEZ-VILALTA, J., LÓPEZ, B. C., LOEPFE, L., & LLORET, F. 2012B. STAND- AND TREE-LEVEL DETERMINANTS OF THE DROUGHT RESPONSE OF SCOTS PINE RADIAL GROWTH. *OECOLOGIA*, 168(3), 877–888. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S00442-011-2132-8](https://doi.org/10.1007/S00442-011-2132-8)
- MATULA, R., SVÁTEK, M., PÁLKOVÁ, M., VOLAŘÍK, D., & VRŠKA, T. 2015. MISTLE-TOE INFECTION IN AN OAK FOREST IS INFLUENCED BY COMPETITION AND HOST SIZE. *PLOS ONE*, 10(5), e0127055. [HTTPS://DOI.ORG/10.1371/JOURNAL.PONE.0127055](https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0127055)
- MERLÍN, M., PEROT, T., PERRET, S., KORBOULEWSKY, N., & VALLET, P. 2015. EFFECTS OF STAND COMPOSITION AND TREE SIZE ON RESISTANCE AND RESILIENCE TO DROUGHT IN SESSILE OAK AND SCOTS PINE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 339, 22–33. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2014.11.032](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.032)
- MONTERO, G., DEL RÍO, M., ROIG, S., & ROJO, A. 2008. SELVICULTURA DE *PINUS SYLVESTRIS* L. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID. 503-534 PP. [HTTPS://GREGORIOMONTERO.FILES.WORDPRESS.COM/2016/09/PINUS-SYLVESTRISOK.PDF](https://gregoriomontero.files.wordpress.com/2016/09/pinus-sylvestrisok.pdf)
- MORENO-FERNÁNDEZ, D., ALDEA, J., GEA-IZQUIERDO, G., CAÑELLAS, I., & MARTÍN-BENITO, D. 2021. INFLUENCE OF CLIMATE AND THINNING ON *QUERCUS PYRENAICA* WILLD. COPPICES GROWTH DYNAMICS. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 140(1), 187-197. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-020-01322-3](https://doi.org/10.1007/s10342-020-01322-3)
- MUÑOZ-GÁLVEZ, F. J., HERRERO, A., PÉREZ-CORONA, M. E., & ANDIVIA, E. 2021. ARE PINE-OAK MIXED STANDS IN MEDITERRANEAN MOUNTAINS MORE RESILIENT TO DROUGHT THAN THEIR MONOSPECIFIC COUNTERPARTS? *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 484, 118955. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2021.118955](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118955)
- NOTIVOL, E., SANTOS-DEL-BLANCO, L., CHAMBEL, R., CLIMENT, J., & ALÍA, R. 2020. SEED SOURCING STRATEGIES CONSIDERING CLIMATE CHANGE FORECASTS: A PRACTICAL TEST IN SCOTS PINE. *FORESTS*, 11, 1222. [HTTPS://DOI.ORG/10.3390/F11111222](https://doi.org/10.3390/F11111222)
- ORTEGA-BLANCO, O., GARCÍA-GÜEMES, C., MATA-GUTIÉRREZ, C., & SÁNCHEZ-DIEGO, F.J. 2017. LAS MASAS MIXTAS COMO HERRAMIENTA DE LA GESTIÓN ADAPTATIVA EN EL SUR DE LA PROVINCIA DE BURGOS. ACTAS DEL 7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL, PLASENCIA. [HTTP://SEFORESTALES.ORG/PUBLICACIONES/INDEX.PHP/CONGRESOS_FORESTALES/ARTICLE/VIEW/19424](http://seeforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/19424)

- PARDOS, M., DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., JACTEL, H., BIELAK, K., BRAVO, F., BRAZAITIS, G., DEFOSSEZ, E., ENGEL, M., GODVOD, K., JACOBS, K., JANSONE, L., JANSONS, A., MORIN, X., NOTHDURFT, A., ORETI, L., PONETTE, Q., PACH, M., RIOFRÍO, J., ..., & CALAMA, R. 2021. THE GREATER RESILIENCE OF MIXED FORESTS TO DROUGHT MAINLY DEPENDS ON THEIR COMPOSITION: ANALYSIS ALONG A CLIMATE GRADIENT ACROSS EUROPE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 481, 118687. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2020.118687](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118687)
- PELTOLA, H., & KELLOMAKI, S. 1993. A MECHANISTIC MODEL FOR CALCULATING WINDTHROW AND STEM BREAKAGE OF SCOTS PINES AT STAND EDGE. *SILVA FENNICA*, 27(2), 99–111. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.14214/SF.A15665](https://doi.org/10.14214/sf.a15665)
- PETIT, R. J., & HAMPE, A. 2006. SOME EVOLUTIONARY CONSEQUENCES OF BEING A TREE. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY, EVOLUTION, AND SYSTEMATICS*, 37, 187–214. [HTTPS://DOI.ORG/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.37.091305.110215](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110215)
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., AMMER, C., AVDAGIC, A., BARBEITO, I., BIELAK, K., BRAZAITIS, G., COLL, L., DIRNBERGER, G., DRÖSSLER, L., FABRIKA, M., FORRESTER, D. I., GODVOD, K., HEYM, M., HURT, V., KURYLYAK, V., LÖF, M., LOMBARDI, F., MATOVIĆ, B., ..., & BRAVO-OVIEDO, A. 2015. GROWTH AND YIELD OF MIXED VERSUS PURE STANDS OF SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) AND EUROPEAN BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.) ANALYSED ALONG A PRODUCTIVITY GRADIENT THROUGH EUROPE. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 134(5), 927–947. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-015-0900-4](https://doi.org/10.1007/S10342-015-0900-4)
- PRETZSCH, H., & FORRESTER, D. I. 2017. STAND DYNAMICS OF MIXED-SPECIES STANDS COMPARED WITH MONOCULTURES. EN: *MIXED-SPECIES FORESTS. ECOLOGY AND MANAGEMENT*. SPRINGER, BERLIN, 653 PP. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/978-3-662-54553-9](https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9)
- PRETZSCH, H., & BIBER, P. 2016. TREE SPECIES MIXING CAN INCREASE MAXIMUM STAND DENSITY. *CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 46(10), 1179–1193. [HTTPS://DOI.ORG/10.1139/CJFR-2015-0413](https://doi.org/10.1139/CJFR-2015-0413)
- PRETZSCH, H., & DEL RÍO, M. 2020. DENSITY REGULATION OF MIXED AND MONO-SPECIFIC FOREST STANDS AS A CONTINUUM: A NEW CONCEPT BASED ON SPECIES-SPECIFIC COEFFICIENTS FOR DENSITY EQUIVALENCE AND DENSITY MODIFICATION. *FORESTRY: AN INTERNATIONAL JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 93(1), 1–15. [HTTPS://DOI.ORG/10.1093/FORESTRY/CPZ069](https://doi.org/10.1093/FORESTRY/CPZ069)
- PRETZSCH, H., POSCHENRIEDER, W., UHL, E., BRAZAITIS, G., MAKRIKIENE, E., & CALAMA, R. 2021. SILVICULTURAL PRESCRIPTIONS FOR MIXED-SPECIES FOREST STANDS. A EUROPEAN REVIEW AND PERSPECTIVE. *EUROPEAN JOURNAL OF FORESTRY RESEARCH*, 140, 1267–1294. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-021-01388-7](https://doi.org/10.1007/s10342-021-01388-7)
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., GROTE, R., KLEMMT, H. J., ORDÓÑEZ, C., & BRAVO, F. 2022. TRACING DROUGHT EFFECTS FROM THE TREE TO THE STAND GROWTH IN TEMPERATE AND MEDITERRANEAN FORESTS: INSIGHTS AND CONSEQUENCES FOR FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 141(4), 727–751. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-022-01451-X](https://doi.org/10.1007/S10342-022-01451-X)
- RAFFA, K. F., ANDERSSON, M. N., & SCHLYTER, F., 2016. HOST SELECTION BY BARK BEETLES: PLAYING THE ODDS IN A HIGH-STAKES GAME. *ADVANCES IN INSECT PHYSIOLOGY*, 50, 1-74. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/BS.AIP.2016.02.001](https://doi.org/10.1016/bs.aip.2016.02.001)
- RICHARDSON, J. L., URBAN, M. C., BOLNICK, D. I., & SKELLY, D. K. 2014. MICROGEOGRAPHIC ADAPTATION AND THE SPATIAL SCALE OF EVOLUTION. *TRENDS IN ECOLOGY AND EVOLUTION*, 29, 165–176. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.TREE.2014.01.002](https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.01.002)
- RIOFRÍO, J. G. (2018). MIXED STANDS GROWTH DYNAMICS OF SCOTS PINE AND MARITIME PINE: SPECIES COMPLEMENTARITY RELATIONSHIPS AND GROWTH EFFECTS. TESIS DOCTORAL. DOCTORADO EN CONSERVACIÓN Y USO SOSTENIBLE DE SISTEMAS FORESTALES, UNIVERSIDAD DE VALLADOLID. [HTTPS://DOI.ORG/10.35376/10324/33116](https://doi.org/10.35376/10324/33116)
- RIOFRÍO, J., DEL RÍO, M., MAGUIRE, D. A., & BRAVO, F. 2019. SPECIES MIXING EFFECTS ON HEIGHT-DIAMETER AND BASAL AREA INCREMENT MODELS FOR SCOTS PINE AND MARITIME PINE. *FORESTS*, 10(3), 249. [HTTPS://DOI.ORG/10.3390/F10030249](https://doi.org/10.3390/f10030249)
- RIOFRÍO, J., DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., & BRAVO, F. 2017. CHANGES IN STRUCTURAL HETEROGENEITY AND STAND PRODUCTIVITY BY MIXING SCOTS PINE AND MARITIME PINE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 405, 219-228. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2017.09.036](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.036)
- ROBLEDO-ARNUNCIO, J. J., & GIL, L. 2005. PATTERNS OF POLLEN DISPERSAL IN A SMALL POPULATION OF *PINUS SYLVESTRIS* L. REVEALED BY TOTAL-EXCLUSION PATERNITY ANALYSIS. *HEREDITY*, 94, 13–22. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/SJ.HDY.6800542](https://doi.org/10.1038/SJ.HDY.6800542)
- BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

- RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R., SERRADA, R., RODRIGUEZ, J. R., SERRADA, R., LUCAS, J. A., ALEJANO, R., DEL RÍO, M., TORRES, E., & CANTERO, A. 2008. SELVICULTURA DE *PINUS PINASTER* AIT. SUBS. MESOGEENSIS FIESCHI & GAUSSEN. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA, MADRID, 399-430 PP. [HTTPS://GREGORIOMONTERO.FILES.WORDPRESS.COM/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FIORESTALES-COMPENDIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF](https://gregoriomontero.files.wordpress.com/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FIORESTALES-COMPENDIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF)
- RUEL, J. C. 1995. UNDERSTANDING WINDTHROW: SILVICULTURAL IMPLICATIONS. THE FORESTRY CHRONICLE, 71(4), 434–445. [HTTPS://DOI.ORG/10.5558/TFC71434-4](https://doi.org/10.5558/TFC71434-4)
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R., CAMARERO, J. J., HEVIA, A., MADRIGAL-GONZÁLEZ, J., LINARES, J. C., BALLESTEROS-CANOVAS, J. A., SÁNCHEZ-MIRANDA, A., AL-FARO-SÁNCHEZ, R., SANGÜESA-BARREDA, G., GALVÁN, J. D., GUTIÉRREZ, E., GÉNOVA, M., & RIGLING, A. 2015. WHAT DRIVES GROWTH OF SCOTS PINE IN CONTINENTAL MEDITERRANEAN CLIMATES: DROUGHT, LOW TEMPERATURES OR BOTH? AGRICULTURAL AND FOREST METEOROLOGY, 206, 151–162. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.AGRFORMET.2015.03.004](https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2015.03.004)
- SANGÜESA-BARREDA, G., CAMARERO, J. J., LINARES, J. C., HERNÁNDEZ, R., OLIVA, J., GAZOL, A., ..., & DE LA RIVA, J. 2015. PAPEL DE LOS FACTORES BIÓTICOS Y LAS SEQUÍAS EN EL DECAIMIENTO DEL BOSQUE: APORTACIONES DESDE LA DENDROECOLOGÍA. ECOSISTEMAS, 24(2), 15-23. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2015.24-2.03](https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-2.03)
- SANTOS-DEL-BLANCO, L., ALÍA, R., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C., SAMPEDRO, L., LARIO, F., & CLIMENT, J. 2015. CORRELATED GENETIC EFFECTS ON REPRODUCTION DEFINE A DOMESTICATION SYNDROME IN A FOREST TREE. EVOLUTIONARY APPLICATIONS, 8, 403–410. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/EVA.12252](https://doi.org/10.1111/EVA.12252)
- SERRADA, R., AROCA, M. J., & ROIG, S. 2008. SELVICULTURA PREVENTIVA DE INCENDIOS, EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA – MINISTERIO DE EDUCACIÓN Y CIENCIA. ISBN 978-84-7498-521-4
- SERRADA, R., GÓMEZ, V., CACO, C., PLAZA, F. J., & AROCA, P. 2021. MONTE LOS COMUNES EN RIAZA-SEPULVEDA: EN BUENA COMPAÑÍA. FORESTA, 79, 16-19. [HTTPS://WWW.FORESTALES.NET/CANALES/FICHA.ASPX?IdMENU=B6947309-987F-4BFF-808D-4E7E974CCAF8&COD=44742D8C-DE-DC-4191-9A17-C2D44235260E&IDIOMA=ES-ES](https://www.forestales.net/canales/ficha.aspx?IdMENU=B6947309-987F-4BFF-808D-4E7E974CCAF8&COD=44742D8C-DE-DC-4191-9A17-C2D44235260E&IDIOMA=ES-ES)
- SOHN, J. A., SAHA, S., & BAUHUS, J. 2016A. POTENTIAL OF FOREST THINNING TO MITIGATE DROUGHT STRESS: A META-ANALYSIS. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 380, 261-273. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.07.046](https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2016.07.046)
- SOHN, J. A., HARTIG, F., KOHLER, M., HUSS, J., & BAUHUS, J. 2016B. HEAVY AND FREQUENT THINNING PROMOTES DROUGHT ADAPTATION IN *PINUS SYLVESTRIS* FORESTS. ECOLOGICAL APPLICATIONS, 26(7), 2190-2205. [HTTPS://DOI.ORG/10.1002/EAP.1373](https://doi.org/10.1002/EAP.1373)
- VAN HALDER, I., CASTAGNEYROL, B., ORDÓÑEZ, C., BRAVO, F., DEL RÍO, M., PERROT, L., & JACTEL, H. 2019. TREE DIVERSITY REDUCES PINE INFESTATION BY MISTLETOE. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 449, 117470. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117470](https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2019.117470)
- VILÀ-CABRERA, A., GALIANO, L., & MATÍNEZ-VILALTA, J. 2015. Vulnerabilidad de los bosques ibéricos de pino albar ante el cambio climático. En: Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 283-293. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana](https://www.researchgate.net/publication/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana)
- WILLIAMS, M. I., & DUMROESE, R. K. 2013. Preparing for climate change: Forestry and assisted migration. Journal of Forestry, 111, 287–297. [HTTPS://DOI.ORG/10.5849/JOF.13-016](https://doi.org/10.5849/jof.13-016)

8.2.7. PINARES DE *PINUS*

NIGRA

CELIA HERRERO DE AZA; DAVID CANDEL PÉREZ

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Los pinares de pino laricio (*Pinus nigra*) de alta montaña del sistema Ibérico están formados por ejemplares de esta especie en mezcla con pino silvestre, constituyendo formaciones abiertas con un manto arbustivo de *Juniperus sabina*, *J. communis*, *Erinacea anthyllis*, *Astragalus granatensis*, *Vella spinosa*, etc. Los pinares de media montaña suelen ser bosques relativamente espesos caracterizados por su flora submediterránea típica: *Juniperus communis*, *Acer monspessulanum*, *Amelanchier ovalis*, *Sorbus aria*, *Buxus sempervirens*, *Juniperus thurifera*, *Helleborus foetidus*, *Geum sylvaticum*, *Hepatica nobilis*, *Thalictrum tubero*. En Castilla y León, según los datos del Cuarto Inventario Forestal Nacional¹, se han incrementado las formaciones mixtas de *Pinus nigra* con distintas especies como, por ejemplo, en Soria y Burgos mezcla con sabina albar, encina, quejigo y pino silvestre; en Palencia, Segovia y León, mezcla con *Quercus pyrenaica*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*. Según el Mapa Forestal Español, la superficie de masas de pino laricio en la región asciende a

106.252 ha².

Los bosques dominados por pino laricio forman hábitats de gran interés y uno de los sistemas forestales mediterráneos más importantes. Ya sea por las características propias de la especie y la biodiversidad asociada del hábitat, o por la gran diversidad de usos y funciones que se le atribuyen, han sido demandados por la sociedad desde antaño (p.e., postes de cableado). Además, los bosques maduros llevan asociada una alta biodiversidad de hongos y setas, así como de otros productos no madereros.

Los bosques de pino laricio vegetan, principalmente, sobre sustratos carbonatados (calcáreos) aunque también sobre sustrato silíceo como en Sierra de Gredos, en el piso montano inferior, usualmente entre los 400 y los 1.400 m de altitud (aunque, más frecuentemente, entre los 500 y los 1.000 m), sobre todo en laderas orientadas al norte en zonas de clima mediterráneo continental. Son bosques dominados por el pino laricio,

¹ Cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN4) de España: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-forestal-nacional/cuarto_inventario.aspx

² Teselas con *Pinus nigra* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

característicos de las zonas de montaña de la cuenca mediterránea, a menudo constituyendo bosques densos de estructura cerrada, que preferentemente aparecen sobre sustratos de naturaleza calcárea y también sobre sustratos ricos en magnesio (dolomías y serpentinas).

Además de las masas naturales, el pino salgareño (cómo también se conoce esta especie arbórea) está muy extendido en las repoblaciones establecidas para la recuperación de laderas y cárcavas de la década de los sesenta, realizadas con materiales forestales de reproducción de procedencia exógena.

Aparte de su especial adaptación y alta capacidad de desarrollo en sustratos ricos en magnesio, el pino laricio presenta una serie de características adaptativas al clima submediterráneo-continental que le otorga una alta capacidad competitiva y mayor potencial de crecimiento frente a otras especies de frondosas (principalmente encinas y quejigos) y de coníferas (sabinas albares) con las que convive. El pino laricio puede tener diversos papeles dentro de la dinámica forestal, ya que puede actuar

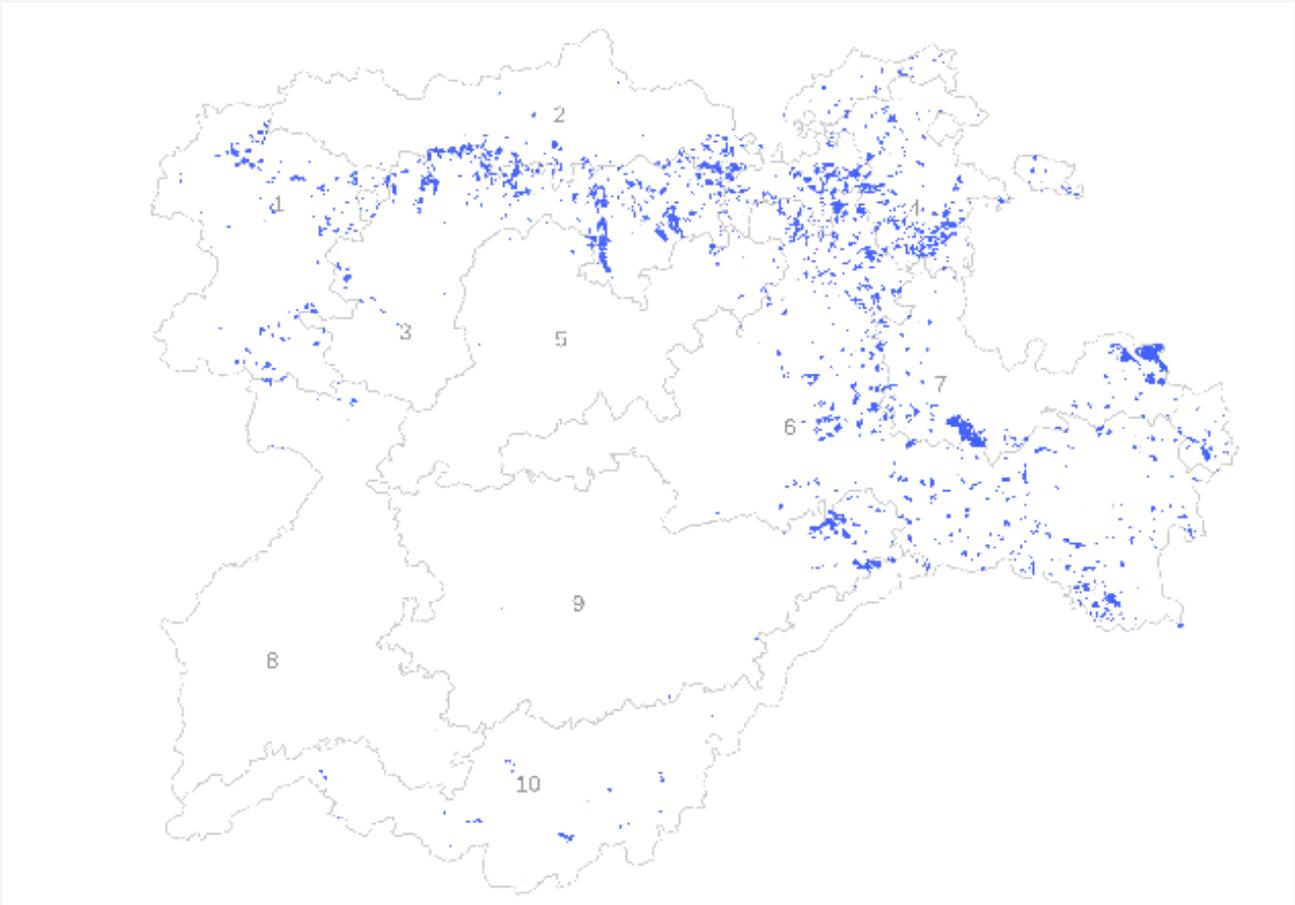
como especie pionera y frugal en la expansión del bosque hacia espacios abiertos (normalmente pastos) y acabar siendo la especie estructural en bosques maduros y longevos, en especial por su capacidad para regenerarse bajo cubierta, siendo dicha cubierta propia o de otras especies (BELTRÁN et al., 2012, 2018). Al mismo tiempo, tiene un papel importante por la facilitación del desarrollo de especies arbóreas y arbustivas en ambientes más o menos umbrófilos. En determinadas condiciones ecológicas, el pino laricio puede caracterizarse por una longevidad notablemente elevada en comparación con la de otros pinos, del orden de ochocientos años. Estas características de la especie (mayor longevidad, tolerancia a la sombra, capacidad de regeneración bajo cubierta, resistencia a las heladas, adaptación al fuego de baja intensidad en etapas adultas) y de las estaciones que ocupa (adecuado régimen hídrico, suelo y temperaturas), hacen que esta especie presente un gran potencial para generar estructuras de bosque maduro, lo cual aporta un elemento de valor a este hábitat por la biodiversidad asociada.



Masas de pino laricio (*Pinus nigra*) (Cañón del río Lobos, Soria). Foto de CANDEL-PÉREZ, D.



Repoblación de pino laricio (*Pinus nigra*) afectada por procesionaria (Saldaña, Palencia). Foto de CANDEL-PÉREZ, D.



Mapa de distribución de masas forestales con *Pinus nigra* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

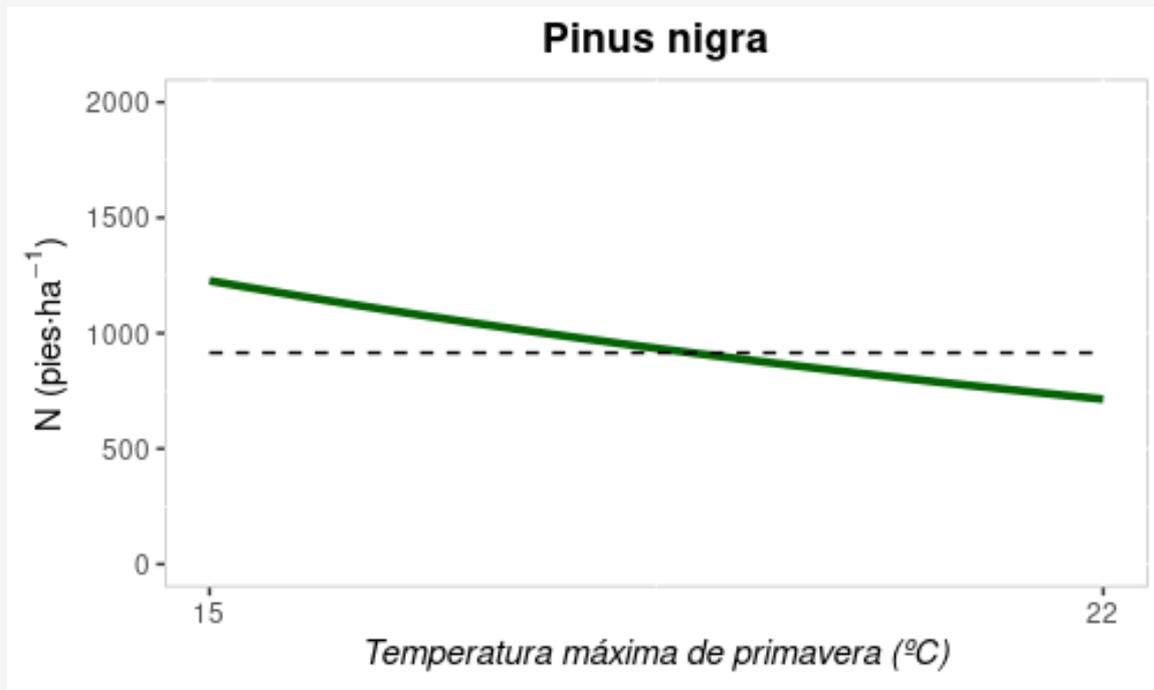
VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS.

La vulnerabilidad de los pinares de laricio está influenciada por dos factores clave: 1) un incremento de temperatura y aridez (p.e., una mayor temperatura en otoño y en invierno, una mayor frecuencia de heladas tardías y una mayor aridez en primavera y sequía estival) y 2) una mayor frecuencia de incendios forestales. Aunque en este apartado pondremos mayor énfasis en los impactos observados y previstos relativos al primer punto, ambos factores están muy relacionados pues el cambio global también está agravando la ocurrencia de grandes perturbaciones como los incendios forestales. De forma general, se prevé un menor crecimiento y vitalidad, junto con una menor productividad y un mayor decaimiento, así como problemas en la regeneración de masas de pino laricio.

Respecto a la vulnerabilidad por aumento de temperatura, CANDEL-PÉREZ et al. (2012) analizaron el patrón de crecimiento del pino laricio para realizar predicciones de crecimiento, mostrando un menor incremento de área basal después de un otoño cálido, sugiriendo una disminución en la acumulación de carbohidratos (o un aumento del gasto respiratorio) y la disminución del tamaño de la zona del cambium desarrollado durante el otoño anterior. Los futuros escenarios climáticos previstos podrían beneficiar a algunas poblaciones y a la vez inducir el declive de otras, teniendo una respuesta heterogénea (CANDEL-PÉREZ et al., 2012; LINARES & TISCAR, 2010). De este modo, el aumento de las temperaturas de invierno podría ampliar el periodo de crecimiento disponible (BOISVENUE & RUNNING,

2006; WULLSCHLEGER et al., 2002), mientras que una disminución simultánea en la disponibilidad hídrica podría reducir el crecimiento total debido a la disminución en la tasa de fijación de carbono que induce la sequía (MCDOWELL et al., 2008). Así, CANDEL-PÉREZ et al. (2012) mostraron una correlación positiva con las temperaturas de invierno y de otoño, mientras que también encontraron que el aumento de la temperatura de verano incrementó el estrés hídrico y disminuyó el crecimiento del pino laricio.

Los resultados del trabajo realizado por RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020) muestran que se va a reducir la línea de autoaclareo según cambien las condiciones climáticas. La figura muestra cómo evoluciona la máxima densidad de la masa (línea de autoaclareo o valor de densidad máximo para un diámetro medio cuadrático de 25 cm, SDI_{max}) según cambia el rango de temperaturas en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDI_{max} medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En este caso, el área resultante entre las curvas de SDI_{max} dibujadas es algo significativa, puesto que la curva de SDI_{max} se desvía respecto de la referencia, de modo que, bajo futuros escenarios de mayor temperatura y aridez, las masas de pino laricio serán más sensibles y vulnerables al cambio climático, afectando al estado de vitalidad de las mismas.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDImax) para Pinus nigra. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (temperatura máxima (°C) de primavera (abril, mayo y junio)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

Por otra parte, el incremento de la aridez previsto por el cambio climático y asociado al aumento del estrés hídrico es previsible que provoque un descenso en la tasa de fijación de carbono y una reducción del crecimiento (PEÑUELAS et al., 2001; SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2012) y de la productividad. En la actualidad, en las zonas más bajas y secas de su rango de distribución, las masas de pino laricio presentan dificultades de desarrollo, mientras que en cotas en torno a 600 a 1.000 m de altitud vegetan muy bien y se realizan aprovechamientos rentables (p.e., claras productivas).

La falta de crecimiento y productividad se ha relacionado con síntomas de decaimiento y con un incremento de la mortalidad en diversas especies (ALLEN et al., 2010; PEÑUELAS et al., 2001), siendo estos efectos más acusados en aquellas poblaciones situadas en el límite sur de su distribución, al igual que en masas de pino silvestre (CAMARERO et al., 2012). Este podría ser también el caso del pino laricio, debido a que los modelos climáticos a escala regional predicen, para los sistemas montañosos de la cuenca mediterránea, incrementos de temperatura un poco más altos en comparación con las regiones circundantes (IPCC, 2007), convirtiéndose

los bosques de zonas montañosas mediterráneas en espacios particularmente sensibles al cambio climático (DE LUIS et al., 2007; LINARES & TÍSCAR 2010, 2011; MARTÍN-BENITO et al., 2010; MATÍAS, 2012; SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2012). Varios estudios sobre fenómenos de mortalidad y decaimiento forestal (DOBBERTIN, 2005; DOBYSHEV et al., 2007; LINARES et al., 2012) muestran una correlación significativa entre la anchura de los anillos de crecimiento de los árboles y el grado de defoliación de las copas en varias especies de toda Europa (DOBBERTIN, 2005). El descenso del incremento de área basal (CANDEL-PÉREZ et al., 2012; DUCHESNE et al., 2003), ha sido utilizado como un indicador que precede a la aparición de síntomas visibles de defoliación en copa y que permite una evaluación temprana del vigor del arbolado. Para el pino laricio, SÁNCHEZ-SALGUERO et al. (2012) desarrollaron modelos de decaimiento, los cuales constituyen herramientas muy útiles que informan sobre la vitalidad de esta especie. Estos modelos de defoliación de copa explicaron el decaimiento en función de variables relacionadas con la competencia entre árboles (p.ej. diámetros de tronco y de copa) y las condiciones climáticas. Otros estudios

muestran que el crecimiento está fuertemente limitado por la relación entre la disponibilidad de agua y la demanda atmosférica (MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2008), ya que la evapotranspiración potencial es una variable clave en los modelos de decaimiento y crecimiento. Se deben tener en cuenta las nuevas condiciones ambientales, en general más restrictivas para el crecimiento del bosque, dando lugar a procesos de decaimiento relacionados con el aumento de la aridez y con la disminución de las precipitaciones de primavera y principios de verano (ANDREU et al., 2007; CAMARERO et al., 2004; HERRERO et al., 2013; MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2008; SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2013). Además, otros trabajos demuestran una clara influencia del clima y la estructura del rodal en el crecimiento del pino laricio (CANDEL-PÉREZ et al., 2022), determinando que la influencia de diferentes variables climáticas sobre el crecimiento depende de variables estructurales, como la edad del rodal. Esta sensibilidad al clima del crecimiento a largo plazo puede ser una señal de alerta temprana de un mayor impacto en la dinámica de los bosques de pino laricio ibéricos, debido a la tendencia al calentamiento y la disminución de las precipitaciones para las próximas décadas. Sin embargo, estos pronósticos indican un papel relevante de la estructura de la masa, y por tanto de la gestión aplicada, para amortiguar o intensificar los impactos climáticos en el crecimiento y la productividad de estas masas.

Además, los efectos de fenómenos extremos (principalmente, las sequías extremas) pueden tener drásticas consecuencias sobre la regeneración del pino laricio (TÍSCAR & LINARES, 2014; TÍSCAR & LUCAS-BORJA, 2010). El pino laricio es considerado una especie de regeneración difícil, al menos dentro del esquema espacio-temporal que proponen algunos tratamientos selvícolas y métodos de ordenación de montes (CANDEL-PÉREZ, 2014). Esta dificultad está relacionada con diversas causas, como son la filogenia de la especie, la climatología, posibles perturbaciones actuantes, el tipo de tratamientos aplicados, el medio de germinación de las semillas, la incidencia de la herbivoría, la vecería de la especie o la combinación de todos estos factores (CANDEL-PÉREZ, 2014). Debido a la complejidad de la regeneración del pino laricio, existen contradicciones en diferentes trabajos debidas a la incidencia de los múltiples factores, cuya influencia todavía se desconoce, y a la diversidad de las estaciones en las que es capaz de desarrollarse. Sin embargo, la temperatura y la precipitación, fundamentalmente estival, se consideran factores claves para conseguir una regeneración natural óptima del pino laricio. Además, según algunos autores (MONTSERRAT, 1988), las tormentas estivales que caracterizan las zonas montañosas continentales de los bosques de

pino salgareño son básicas para asegurar el éxito de la regeneración. Esto es debido a que las semillas necesitan condiciones ambientales y edáficas más restrictivas que las de otros pinos (*Pinus halepensis* o *P. sylvestris*), o incluso que las requeridas por los robles mediterráneos a la hora de rebrotar. En general, las semillas necesitan el contacto con el suelo mineral y, a la vez, cierta humedad y cobertura para evitar la insolación directa, por lo que el sotobosque establece una compleja relación de competencia-facilitación con el pino laricio. Por tanto, bajo un posible aumento de las temperaturas y una disminución de las precipitaciones, la regeneración del pino laricio puede verse afectada por estos nuevos escenarios previstos. Otros autores han analizado el efecto de otras variables en la regeneración del pino laricio, como son el origen de las semillas y el lugar de plantación (diferencias climáticas y altitudinales), mostrando que el condicionante más importante en el establecimiento del pino laricio es la falta de resistencia a la sequía en sus etapas iniciales de vida (LUCAS-BORJA et al., 2022).

Los nuevos condicionantes asociados al cambio climático, que perjudican a las poblaciones de pino laricio, también generan impactos que afectan a la vitalidad de las masas, como una mayor incidencia de plagas y enfermedades. De este modo, se observa un mayor grado de afectación y ataques por procesionaria (*Thaumetopoea pityocampa*), especialmente en zonas de páramo. La expansión de la procesionaria del pino está relacionada con las cada vez más elevadas temperaturas, que favorecen su progresión altitudinal y la colonización de especies termófilas, asociada a la falta de predadores en las áreas colonizadas y la abundancia de hospedantes. Las poblaciones endémicas de procesionaria desempeñan un papel importante en los bosques de coníferas a través de la polinización y el ciclo de nutrientes, integrándose en las cadenas tróficas. No obstante, las defoliaciones de procesionaria pueden provocar importantes daños en los bosques de coníferas, reducir el crecimiento de los árboles e incluso provocar la muerte de los individuos afectados (GÓMEZ et al., 2022). La evolución de las poblaciones de procesionaria está regulada fundamentalmente por variables climáticas, como las temperaturas, la precipitación y la radiación, o por interacciones con otras especies. Algunos factores que también son importantes para la expansión de la procesionaria son los relacionados con la estructura forestal, como la densidad o la edad de la masa. Actualmente, esta plaga forestal se ve favorecida por los nuevos condicionantes climáticos y la acción humana mediante acciones como la plantación de especies sensibles como el pino laricio.

Por otro lado, los incendios forestales son la principal gran perturbación que afecta a los pinares de

pino laricio. Se prevé un incremento de la frecuencia, duración e intensidad de los episodios climáticos adversos, así como una evapotranspiración más elevada de la cubierta vegetal y un contenido de humedad más bajo, factores que inciden en el aumento de la intensidad del fuego (DOMÈNECH et al., 2018). El pino laricio es una especie adaptada a los regímenes de incendios frecuentes de baja intensidad y severidad, pero con pocas oportunidades de supervivencia tras grandes incendios forestales. Así, el pino laricio puede presentar cierta adaptación a los incendios de baja intensidad cuando es adulto gracias a su gruesa corteza, que lo protege del paso del fuego, y a sus altas copas, siendo incluso beneficiado por una reducción de la competencia del sotobosque por los recursos. No obstante, incendios de gran magnitud tienen un impacto muy negativo, ya que después de un gran incendio el pino laricio se

encuentra en desventaja frente a otros pinos, como por ejemplo *Pinus pinaster*, de mayor capacidad de regeneración y cuyos piñones resisten las llamas y germinan tras el paso del fuego, y frente a encinas y robles, que vuelven a brotar con facilidad. Aunque el pino laricio sobreviva al incendio, la gran incorporación de *Pinus pinaster* hace que, a largo plazo, las masas no tengan viabilidad. Sin el continuo aprovechamiento al que eran sometidos históricamente, los bosques de pino laricio presentan un aumento de la cubierta y la cantidad de biomasa acumulada, ya sea en el estrato arbóreo o, en el caso de formaciones más abiertas, en el arbustivo. De este modo, existe un mayor riesgo de propagación de incendios debido a la abundancia de estados sucesionales iniciales de gran acumulación de biomasa y continuidad vertical.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la regeneración natural

Se propone el fomento de la regeneración natural creando espacios y favoreciendo la iluminación de las copas de los árboles madre, abriendo progresivamente el dosel de copas y eliminando selectivamente el matorral para aumentar la insolación directa y la circulación del viento, consiguiendo así modificar las condiciones de temperatura y humedad del suelo y, a su vez, removerlo a través de las operaciones de desembosque.

Se puede considerar que el uso de los arbustos como plantas protectoras es una técnica que ofrece ventajas económicas y ecológicas, ya que mejora el estado del plantón en relación con el agua y reduce la mortalidad estival por sequía (LOEPFE et al., 2010).

Fomentar las masas mixtas y diversidad estructural

Aunque el pino laricio se desarrolla con tendencia a la monoestratificación y genera un dosel cerrado, las masas mixtas (con pino albar o carrasco) dominadas por pino laricio son abundantes a pesar de la limitada plasticidad ecológica de la especie. En este sentido, en las mezclas de *Pinus nigra* con *P. sylvestris* y *P. pinaster* de la zona de Páramos del norte de Palencia, León y Burgos en la que vegetan las tres especies, *P. nigra* tiene mejor desarrollo que las otras dos. La entrada de *Quercus pyrenaica* en masas de *Pinus nigra* es una realidad en algunas regiones y se puede estudiar su evolución para promover este tipo de mezcla para la restauración de tierras degradadas por las características complementarias de estas dos especies (ORDÓÑEZ et al., 2004).

Las masas monoestratificadas, con edades homogéneas, se presentan con mayor vulnerabilidad a la intensificación de eventos extremos (olas de calor, fuertes vientos y muy baja humedad relativa, lluvias torrenciales, etc.), sobre todo en masas relictas o en masas donde compite con *Pinus halepensis*, estando en desventaja ante mayores temperaturas. En su estado actual, consistente en masas más bien jóvenes o plantaciones densificadas,

con estructuras simplificadas con tendencia a la monoestratificación del arbolado y bosques poco maduros, con poca vitalidad y biodiversidad, escasa capacidad de regeneración y muy vulnerables a los incendios forestales, promover la mezcla de especies y crear varios estratos de arbolado supondría crear masas más resilientes al cambio climático.

Además, se necesitan actuaciones que generen estructuras de clases diamétricas más equilibradas. En este sentido, TÍSCAR et al. (2015) proponen realizar claras con selección de árboles de porvenir, consideradas más adecuadas que las tradicionales claras por lo bajo para la adaptación de las masas repobladas al cambio climático (ABELLANAS et al., 2013; SEVILLA, 2005), centrando la silvicultura sobre un determinado número de árboles preseleccionados por su gran calidad maderera y potencialidad de desarrollo, generando estructuras más heterogéneas y resistentes y, mejorando su baja estabilidad individual (árboles muy esbeltos), lo que necesita planificar actuaciones suaves y frecuentes para regular la competencia y potenciar el crecimiento de la masa.

Aumentar la diversidad genética

Promover la diversidad genética de las masas mediante el uso de genotipos mejor adaptados al cambio climático, utilizando semillas de huertos

semilleros para recoger la variabilidad genética de la zona y servir de material de base para futuras reforestaciones (TRANQUE PASCUAL et al., 2018).

Fomentar la diversidad estructural

Se debe tratar de generar bosques con distintos estadios de desarrollo de los árboles y con elementos de ecosistemas de madurez. A su vez,

se puede generar madera muerta que sea fuente de biodiversidad en lugares de riesgo de incendio reducido.

Regular la densidad de la masa para reducir el estrés hídrico y aumentar su resistencia frente a incendios

Se necesitan aplicar prescripciones de silvicultura adaptativa para pinares densificados de pino laricio. Estas prescripciones deben adecuar la espesura de las masas forestales muy densificadas y monoestratificadas, ya que el aclareo reduce la vulnerabilidad a la sequía (CANNAC et al., 2009).

Los modelos de SÁNCHEZ-SALGUERO et al. (2012) suponen una valiosa contribución a las

directrices sobre las técnicas de manejo forestal para las primeras etapas de gestión de una masa regular repoblada o natural y podrían incorporarse en los planes de gestión futuros para pasar de una estructura densa a otra que avance hacia distintos estados de madurez.

Controlar plagas y enfermedades para mejorar el estado de vitalidad de las masas

Control preventivo de enfermedades y plagas forestales que puedan actuar como detonantes de procesos de decaimiento forestal. Es necesaria una evaluación de las interacciones entre la procesionaria del pino con el clima y los pinos hospedadores para comprender los cambios espacio-temporales en las defoliaciones, además de establecer programas de seguimiento para evaluar y controlar los niveles poblacionales de la procesionaria del pino.

Se considera fundamental reconstruir y analizar la dinámica de la procesionaria del pino en el área de distribución del pino laricio, así como el desarrollo de herramientas automáticas (p.e., observación satelital y teledetección, sensores remotos e inteligencia artificial) de seguimiento y alerta temprana que permitan una gestión más eficiente de esta plaga y los recursos destinados a su control.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Se propone realizar el seguimiento en zonas relictas de pino laricio, p.e., Gredos, Guadarrama, Tejeda y Almirajara (comarca 10), así como el reducto del río Cega (Lastras de Cuéllar, comarca 9) (ORIA DE RUEDA, 2003) manteniendo los ecotipos locales y fomentando el intercambio genético entre poblaciones de un mismo ecotipo. Las poblaciones de *Pinus nigra*

subsp. *salzmannii* de la sierra de Gredos suponen el límite occidental de la distribución mundial de la especie. Amenazadas por los incendios y de difícil regeneración, estas escasas poblaciones marginales tienen gran interés de conservación al vegetar en condiciones ecológicas muy diferentes al resto de procedencias ibéricas.

REFERENCIAS

- ABELLANAS, B., CUADROS, S., OLIET, J. 2013. EFECTO DE LOS TRATAMIENTOS SELVÍCOLAS SOBRE LA ESTRUCTURA ESPACIAL DE LOS RODALES FORESTALES. ACTAS DEL 6º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. SOCIEDAD ESPAÑOLA DE LAS CIENCIAS FORESTALES. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/239400632_EFECTO_DE_LOS_TRATAMIENTOS_SELVICOLAS_SOBRE_LA_ESTRUCTURA_ESPACIAL_DE_LOS_RODALES_FORESTALES](https://www.researchgate.net/publication/239400632_EFECTO_DE_LOS_TRATAMIENTOS_SELVICOLAS_SOBRE_LA_ESTRUCTURA_ESPACIAL_DE_LOS_RODALES_FORESTALES)
- ADAMS, H. D., GUARDIOLA-CLARAMONTE, M., BARRON-GAFFORD, G. A., VILLEGAS, J. C., BRESHEARS, D. D., ZOU, C. B., ..., & HUXMAN, T. E. 2009. TEMPERATURE SENSITIVITY OF DROUGHT-INDUCED TREE MORTALITY PORTENDS INCREASED REGIONAL DIE-OFF UNDER GLOBAL-CHANGE-TYPE DROUGHT. PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 106(17), 7063-7066. [HTTPS://DOI.ORG/10.1073/PNAS.0901438106](https://doi.org/10.1073/pnas.0901438106)
- ALLEN, C. D., MACALADY, A. K., CHENCHOUNI, H., BACHELET, D., MCDOWELL, N., VENNETIER, M., KITZBERGER, T., RIGLING, A., BRESHEARS, D. D., HOGG, E. H., GONZALEZ, P., FENSHAM, R., ZHANG, Z., CASTRO, J., DEMIDOVA, N., LIM, J. H., ALLARD, G., RUNNING, S. W., SEMERCI, A., & COBB, N. 2010. A GLOBAL OVERVIEW OF DROUGHT AND HEAT-INDUCED TREE MORTALITY REVEALS EMERGING CLIMATE CHANGE RISKS FOR FORESTS. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 259(4), 660-684. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2009.09.001](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001)
- ANDREU, L., GUTIERREZ, E., MACIAS, M., RIBAS, M., BOSCH, O., & CAMARERO, J. J. 2007. CLIMATE INCREASES REGIONAL TREE-GROWTH VARIABILITY IN IBERIAN PINE FORESTS. GLOBAL CHANGE BIOLOGY, 13(4), 804-815. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1365-2486.2007.01322.X](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01322.x)
- BELTRÁN, M., PIQUÉ, M., CERVERA, T., PALERO, N., & CAMPRODON, J. 2018. MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS DE GESTIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES DE PINO LARICIO. COMPATIBILIZACIÓN DE LA PRODUCCIÓN FORESTAL Y LA CONSERVACIÓN DEL HÁBITAT. PROYECTO LIFE+ PINASSA. CENTRE DE LA PROPIETAT FORESTAL, 68 PP. [HTTP://LIFEPINASSA.EU/WP-CONTENT/UPLOADS/2018/06/MANUAL_GESTION_ESP-2.PDF](http://lifepinassa.eu/wp-content/uploads/2018/06/Manual_Gestion_ESP-2.pdf)
- BELTRÁN, M., VERICAT, P., PIQUÉ, M., & CERVERA, T. 2012. MODELS DE GESTIÓ PER ALS BOSCOS DE PINASSA (PINUS NIGRA ARN.): PRODUCCIÓ DE FUSTA I PREVENCIÓ D'INCENDIS FORESTALS. SÈRIE: ORIENTACIONS DE GESTIÓ FORESTAL SOSTENIBLE PER A CATALUNYA (ORGEST). CENTRE DE LA PROPIETAT FORESTAL. DEPARTAMENT D'AGRICULTURA, RAMADERIA, PESCA, ALIMENTACIÓ I MEDI NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA. 153 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/264536404_Models_de_gestio_per_als_boscoss_de_pinassa_pinus_nigra_arn_produccio_de_fusta_i_prevenccio_d%27incendis_forestals_serie_orientacions_de_gestio_forestal_sostenible_per_a_catalunya_organest](https://www.researchgate.net/publication/264536404_Models_de_gestio_per_als_boscoss_de_pinassa_pinus_nigra_arn_produccio_de_fusta_i_prevenccio_d%27incendis_forestals_serie_orientacions_de_gestio_forestal_sostenible_per_a_catalunya_organest)
- BOISVENUE, C., & RUNNING, S. W. 2006. IMPACTS OF CLIMATE CHANGE ON NATURAL FOREST PRODUCTIVITY—EVIDENCE SINCE THE MIDDLE OF THE 20TH CENTURY. GLOBAL CHANGE BIOLOGY, 12(5), 862-882. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1365-2486.2006.01134.X](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x)
- CAMARERO, J. J., SANGÜESA BARREDA, G., ALLA, A. Q., GONZÁLEZ DE ANDRÉS, E., MAESTRO MARTÍNEZ, M., & VICENTE-SERRANO, S. M. 2012. LOS PRECEDENTES Y LAS RESPUESTAS DE LOS ÁRBOLES A SEQUÍAS EXTREMAS REVELAN LOS PROCESOS INVOLUCRADOS EN EL DECAIMIENTO DE BOSQUES MEDITERRÁNEOS DE CONÍFERAS. ECOSISTEMAS, 21(3), 22-30. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2012.21-3.04](https://doi.org/10.7818/ecos.2012.21-3.04)
- CAMARERO, J. J., CORCUERA, L., PEÑUELAS, J., & GIL-PELEGRÍN, E. 2004. CAMBIO GLOBAL Y DECAIMIENTO DEL BOSQUE. EN: ECOLOGÍA DEL BOSQUE MEDITERRÁNEO EN UN MUNDO CAMBIANTE. (PP. 397-423.). MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. MADRID. [HTTPS://ISSUU.COM/FERHERLO/DOCS/ECOLOGIA_BOSQUE_MEDITERRANEO_1](https://issuu.com/ferherlo/docs/ecologia_bosque_mediterraneo_1)
- CANNAC, M., PASQUALINI, V., BARBONI, T., & AL. 2009. PHENOLIC COMPOUNDS OF PINUS LARICIO NEEDLES: A BIOINDICATOR OF THE EFFECTS OF PRESCRIBED BURNING IN FUNCTION OF SEASON. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT, 407(15): 4542-4548. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.SCITOTENV.2009.04.035](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.035)
- CANDEL-PÉREZ, D., LUCAS-BORJA, M. E., & LINARES, J. C. 2012. PREDICCIONES DEL CRECIMIENTO EN POBLACIONES DE PINO LARICIO (PINUS NIGRA ARN. SSP. SALZMANNII) BAJO DIFERENTES ESCENARIOS FUTUROS DE CAMBIO CLIMÁTICO. ECOSISTEMAS, 21(3), 41-49. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2012.21-3.06](https://doi.org/10.7818/ecos.2012.21-3.06)

- CANDEL-PÉREZ, D. 2014. GESTIÓN FORESTAL DE *PINUS NIGRA* SSP. *SALZMANNII* BAJO EL CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO: BASES ECOLÓGICAS Y GENÉTICAS. TESIS DOCTORAL. UNIVERSIDAD DE CASTILLA-LA MANCHA. [HTTPS://RUIDERA.UCLM.ES/XMLUI/BITSTREAM/HANDLE/10578/5359/TESIS%20CANDEL%20PEREZ.PDF?SEQUENCE=1&ISALLOWED=Y](https://ruidera.uclm.es/xmlui/bitstream/handle/10578/5359/TESIS%20CANDEL%20PEREZ.PDF?SEQUENCE=1&ISALLOWED=Y)
- CANDEL-PÉREZ, D., LUCAS-BORJA, M. E., GARCÍA-CERVIGÓN, A. I., TÍSCAR, P. A., ANDIVIA, E., BOSE, A. K., SÁNCHEZ-SALGUERO, R., CAMARERO, J. J., & LINARES, J. C. 2022. FOREST STRUCTURE DRIVES THE EXPECTED GROWTH OF *PINUS NIGRA* ALONG ITS LATITUDINAL GRADIENT UNDER WARMING CLIMATE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 505: 119818. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2021.119818](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119818)
- DE LUIS, M., GRIČAR, J., ČUFAR, K., & RAVENTÓS, J. 2007. SEASONAL DYNAMICS OF WOOD FORMATION IN *PINUS HALEPENSIS* FROM DRY AND SEMI-ARID ECOSYSTEMS IN SPAIN. *IAWA JOURNAL*, 28(4), 389-404. [HTTPS://DOI.ORG/10.1163/22941932-90001651](https://doi.org/10.1163/22941932-90001651)
- DOBBERTIN, M. 2005. TREE GROWTH AS INDICATOR OF TREE VITALITY AND OF TREE REACTION TO ENVIRONMENTAL STRESS: A REVIEW. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 124(4), 319-333. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-005-0085-3](https://doi.org/10.1007/s10342-005-0085-3)
- DOMÈNECH, R., PIQUÉ, M., LARRAÑAGA, A., BELTRÁN, M., & CASTELLNOU, M. 2018. EL PAPEL DEL FUEGO EN LA CONSERVACIÓN DEL HÁBITAT DE LOS BOSQUES DE PINO LARICIO (*PINUS NIGRA* ARN.). PROYECTO LIFE+ PINASSA. CENTRE DE CIÈNCIA I TECNOLOGIA FORESTAL DE CATALUNYA (CTFC). 64 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/MARIO-BELTRAN-BARBA/PUBLICATION/343098128_EL_PAPEL_DEL_FUEGO_EN_LA_CONSERVACION_DEL_HABITAT_DE_LOS_BOSQUES_DE_PINO_LARICIO_PINUS_NIGRA_ARN/LINKS/5FD726A592851C13FE84E20A/EL-PAPEL-DEL-FUEGO-EN-LA-CONSERVACION-DEL-HABITA](https://www.researchgate.net/profile/Mario-Beltran-Barba/publication/343098128_EL_PAPEL_DEL_FUEGO_EN_LA_CONSERVACION_DEL_HABITAT_DE_LOS_BOSQUES_DE_PINO_LARICIO_PINUS_NIGRA_ARN/links/5fd726a592851c13fe84e20a/EL-PAPEL-DEL-FUEGO-EN-LA-CONSERVACION-DEL-HABITA)
- DUCHESNE, L., OUMET, R., & MORNEAU, C. 2003. ASSESSMENT OF SUGAR MAPLE HEALTH BASED ON BASAL AREA GROWTH PATTERN. *CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 33(11), 2074-2080. [HTTPS://DOI.ORG/10.1139/X03-141](https://doi.org/10.1139/x03-141)
- GÓMEZ, C., CAIZA MORALES, L., SANGÜESA-BARREDA, G., OLANO J. M., & DOMINGO, D. 2022. DESARROLLO DE HERRAMIENTAS DE DETECCIÓN TEMPRANA DE DEFOLIACIÓN POR PROCESIONARIA DEL PINO MEDIANTE TELEDETECCIÓN Y APRENDIZAJE COMPUTACIONAL. ACTAS DEL 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. SOCIEDAD ESPAÑOLA DE LAS CIENCIAS FORESTALES. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/ACTAS/8CFE-1019.PDF](https://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/ACTAS/8CFE-1019.PDF)
- HERRERO, A., RIGLING, A., & ZAMORA, R. 2013. VARYING CLIMATE SENSITIVITY AT THE DRY DISTRIBUTION EDGE OF *PINUS SYLVESTRIS* AND *PINUS NIGRA*. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 308, 50-61. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2013.07.034](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.034)
- IPCC. 2007. CLIMATE CHANGE 2007: THE PHYSICAL SCIENCE BASIS. CAMBRIDGE, UK. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, PP 996. [HTTPS://WWW.IPCC.CH/REPORT/AR4/WG1/](https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/)
- LINARES, J. C., & TÍSCAR, P. A. 2010. CLIMATE CHANGE IMPACTS AND VULNERABILITY OF THE SOUTHERN POPULATIONS OF *PINUS NIGRA* SUBSP. *SALZMANNII*. *TREE PHYSIOLOGY*, 30(7), 795-806. [HTTPS://DOI.ORG/10.1093/TREEPHYS/TPQ052](https://doi.org/10.1093/treephys/tpq052)
- LINARES, J. C., PAZO SARRIA, R., TAÍQUI, L., CAMARERO, J. J., OCHOA, V., LECHUGA, V., SECO, J. I., VIÑEGLA, B., SANGÜESA, G., GILARTE, P., & MERINO, J. 2012. EFECTOS DE LAS TENDENCIAS CLIMÁTICAS Y LA DEGRADACIÓN DEL HÁBITAT SOBRE EL DECAIMIENTO DE LOS CEDRALES (*CEDRUS ATLANTICA*) DEL NORTE DE MARRUECOS. *ECOSISTEMAS*, 21(3), 7-14. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2012.21-3.02](https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.02)
- LOEPFE, L., MARTÍNEZ-VILALTA, J., OLIVERES, J., & AL. 2010. FEEDBACKS BETWEEN FUEL REDUCTION AND LANDSCAPE HOMOGENISATION DETERMINE FIRE REGIMES IN THREE MEDITERRANEAN AREAS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 259(12): 2366-2374. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2010.03.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.009)
- LUCAS-BORJA, M. E., JING, X., CANDEL-PÉREZ, D., PARHIZKAR, M., ROCHA, F., HEYDARI, M., MUÑOZ-ROJAS, M., & ZEMA, D. A. 2022. AFFORESTATION WITH *PINUS NIGRA* ARN SSP. *SALZMANNII* ALONG AN ELEVATION GRADIENT: CONTROLLING FACTORS AND IMPLICATIONS FOR CLIMATE CHANGE ADAPTATION. *TREES*, 36: 93-102. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S00468-021-02184-X](https://doi.org/10.1007/s00468-021-02184-x)
- MARTÍN-BENITO, D., DEL RÍO, M., HEINRICH, I., HELLE, G., & CAÑELLAS, I. 2010. RESPONSE OF CLIMATE-GROWTH RELATIONSHIPS AND WATER USE EFFICIENCY TO THINNING IN A *PINUS NIGRA* AFFORESTATION. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 259(5), 967-975. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2009.12.001](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.001)
- MARTÍNEZ-VILALTA, J., LÓPEZ, B. C., ADELL, N., BADIELLA, L., & NINYEROLA, M. 2008. TWENTIETH CENTURY INCREASE OF SCOTS PINE RADIAL GROWTH IN NE SPAIN SHOWS STRONG CLIMATE INTERACTIONS. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 14(12), 2868-2881. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1365-2486.2008.01685.X](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01685.x)

- MATÍAS, L. 2012. CAMBIOS EN LOS LÍMITES DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES ARBÓREAS COMO CONSECUENCIA DE LAS VARIACIONES CLIMÁTICAS. *ECOSISTEMAS*, 21(3), 91-96. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/229084574_SEVERE_DROUGHT_EFFECTS_ON_MEDITERRANEAN_WOODY_FLORA_IN_SPAIN](https://www.researchgate.net/publication/229084574_SEVERE_DROUGHT_EFFECTS_ON_MEDITERRANEAN_WOODY_FLORA_IN_SPAIN)
- MCDOWELL, N., POCKMAN, W. T., ALLEN, C. D., BRESHEARS, D. D., COBB, N., KOLB, T., ..., & YEPEZ, E. A. 2008. MECHANISMS OF PLANT SURVIVAL AND MORTALITY DURING DROUGHT: WHY DO SOME PLANTS SURVIVE WHILE OTHERS SUCCUMB TO DROUGHT? *NEW PHYTOLOGIST*, 178(4), 719-739. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1469-8137.2008.02436.X](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x)
- MONTSERRAT, P. 1988. FLORA. ENCICLOPEDIA TEMÁTICA DE ARAGÓN, TOMO 6. Ed. MONCAYO. ZARAGOZA. [HTTPS://PEDROMONTSERRAT.FILES.WORDPRESS.COM/2012/12/FLORA_ENCICLOPEDIA_TEMATICA_ARAGON.PDF](https://pedromontserrat.files.wordpress.com/2012/12/flora_enciclopedia_tematica_aragon.pdf)
- ORDÓÑEZ, J. L., RETANA, J., & ESPELTA, J. M. 2004. EFFECTS OF TREE SIZE, CROWN DAMAGE, AND TREE LOCATION ON POST-FIRE SURVIVAL AND CONE PRODUCTION OF PINUS NIGRA TREES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 206(1-3): 109-117. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2004.10.067](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.067)
- ORIA DE RUEDA, J. A., DÍEZ ORONÓZ, J. 2003. BOSQUES DE CASTILLA Y LEÓN.
- PEÑUELAS, J., LLORET, F., & MONTOYA, R. 2001. SEVERE DROUGHT EFFECTS ON MEDITERRANEAN WOODY FLORA IN SPAIN. *FOREST SCIENCE*, 47(2), 214-218. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/229084574_SEVERE_DROUGHT_EFFECTS_ON_MEDITERRANEAN_WOODY_FLORA_IN_SPAIN](https://www.researchgate.net/publication/229084574_SEVERE_DROUGHT_EFFECTS_ON_MEDITERRANEAN_WOODY_FLORA_IN_SPAIN)
- RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R., CAMARERO, J. J., DOBBERTIN, M., FERNÁNDEZ-CANCIO, Á., VILÀ-CABRERA, A., MANZANEDO, R. D., ..., & NAVARRO-CERRILLO, R. M. 2013. CONTRASTING VULNERABILITY AND RESILIENCE TO DROUGHT-INDUCED DECLINE OF DENSELY PLANTED VS. NATURAL REAR-EDGE PINUS NIGRA FORESTS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 310, 956-967. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2013.09.050](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.050)
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R., NAVARRO-CERRILLO, R. M., CAMARERO, J. J., FERNÁNDEZ-CANCIO, A., SWETNAM, T. W., & ZAVALA, M. A. 2012. VULNERABILIDAD FRENTE A LA SEQUÍA DE REPOBLACIONES DE DOS ESPECIES DE PINOS EN SU LÍMITE MERIDIONAL EN EUROPA. *ECOSISTEMAS*, 21(3), 31-40. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2012.21-3.05](https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.05)
- SEVILLA, F. 2005. CLARAS ALTAS SELECTIVAS, CONCEPTOS Y EXPERIENCIAS. ACTAS DEL 4º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. SOCIEDAD ESPAÑOLA DE LAS CIENCIAS FORESTALES. [HTTP://SECFORRESTALES.ORG/PUBLICACIONES/INDEX.PHP/CONGRESOS_FORESTALES/ARTICLE/VIEW/16247/16090](http://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/16247/16090)
- TÍSCAR, P. A., & LINARES, J. C. 2014. LARGE-SCALE REGENERATION PATTERNS OF PINUS NIGRA SUBSP. SALZMANNII: POOR EVIDENCE OF INCREASING FACILITATION ACROSS A DROUGHT GRADIENT. *FORESTS*, 5(1), 1-20. [HTTPS://DOI.ORG/10.3390/F5010001](https://doi.org/10.3390/f5010001)
- TÍSCAR, P. A., & LUCAS-BORJA, M. E. 2010. SEED MASS VARIATION, GERMINATION TIME AND SEEDLING PERFORMANCE IN A POPULATION OF PINUS NIGRA SUBSP. SALZAMANNII. *FOREST SYSTEMS*, 19(3), 344-353. [HTTPS://DIALNET.UNIRIOJA.ES/DESCARGA/ARTICULO/3366323.PDF](https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/3366323.pdf)
- WULLSCHLEGER, S. D., TSCHAPLINSKI, T. J., & NORBY, R. J. 2002. PLANT WATER RELATIONS AT ELEVATED CO₂—IMPLICATIONS FOR WATER-LIMITED ENVIRONMENTS. *PLANT, CELL & ENVIRONMENT*, 25(2), 319-331. [HTTPS://DOI.ORG/10.1046/J.1365-3040.2002.00796.X](https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2002.00796.x)

8.2.8. PINARES DE *PINUS* *PINASTER*

SVEN MUTKE; IRENE RUANO BENITO; JAIME MADRIGAL GONZALEZ; RAFAEL CALAMA SAINZ

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Los pinares naturales de negral (*Pinus pinaster*) aparecen en Castilla y León espontáneamente en las sierras circundantes a la cuenca del Duero, asociados normalmente a serranías con incendios recurrentes por rayo y en estaciones demasiado secas para pino silvestre o laricio, aunque también entra en contacto y puede mezclarse con ellos. Durante el último siglo, sus masas se han recuperado y expandido por repoblaciones alrededor de sus regiones de procedencia en la comunidad con fines protectores, restauradores de la cubierta forestal, y productivos para madera y resina. Así, las masas de la Sierra de Teleno tienen continuidad en las repoblaciones de sierras de León y Zamora, la Bureba hacia los montes Obarenes, y en el sistema Central la sierra Gata hasta las Batuecas. En el sistema Ibérico entronca con las masas del pino silvestre. En la vertiente sur de las sierras de Gredos y Guadarrama hay continuidad en las cuencas altas del Tiétar y del Alberche hacia un pinar mixto de negral con piñonero. También ha sido usado profusamente para repoblaciones forestales en otras comarcas de la Comunidad como los páramos de León y Palencia, con cierta mezcla con pino silvestre e incluso laricio, y permitiendo la recuperación bajo dosel (y acotado a pasto) del monte bajo degradado de rebollo (ALIA et al., 1996).

Además, sus pinares espontáneos ocupan en los arenales de la cuenca central del Duero, mayormente al sur de este río, en terreno no apto para cultivo agrícola. Hacia el oeste va cediendo gradualmente espacio al pino piñonero, con el que comparte hábitat. También alcanza los páramos calizos de la zona, con o sin manto eólico de arenas, con frecuencia en mezcla con otras especies arbóreas. Hacia el este, en la provincia de Soria, el negral entra en las Tierras de Almazán en contacto y mezcla con rebollo. Donde la pobreza del suelo arenoso y la recurrencia de los incendios no lo impidan, el dosel de pinar puede permitir la instalación de un subpiso de frondosas, frecuentemente de rebollo o encina (ALIA et al., 1996).

A mediados del siglo XX, en la cuenca media del Adaja abulense se había favorecido la plantación del pino negral por el interés económico de su resina, aunque el suelo más compacto y el clima algo más árido es más propio de piñonero y encina, como se está comprobando en los años secos del siglo presente, provocando mortalidades considerables del negral. A esta reseña corológica hay que añadir las forestaciones en tierras agrarias, como los pinares-isla normalmente menores de 1 hectárea que reemplazaron parcelas de viñedo dañado por

la filoxera en los siglos XIX-XX, y también las resultantes del programa de la PAC¹ desde 1993.

En términos más generales, el pino negral mediterráneo se encuentra en la península dentro de un rango altitudinal entre 600 y 1.300 metros; con un régimen de lluvias desde 400 hasta 800 mm y una temperatura media anual entre 9 a 15 °C, clasificado como mesoterma a moderadamente termófila. Está presente en terrenos silíceos, aunque tolera la cal (BRAVO-OVIEDO & MONTERO, 2008).

Los pinares de pino negral autóctonos, aunque atestigüados a lo largo del Holoceno e incluso antes, han sido frecuentemente interpretados como paraclimáticos o azonales, ligados a sustratos pobres o a serranías con frecuencia alta de incendios por rayos. En el hábitat tipo europeo también se incluyen las plantaciones antiguas y naturalizadas de este pino dentro de su área natural de distribución (MUTKE et al., 2013). Actualmente, el pino negral cubre una superficie de 359.217 ha² en Castilla y León.

¹ Política Agraria Común (PAC), accesible en <https://www.mapa.gob.es/es/pac/default.aspx>

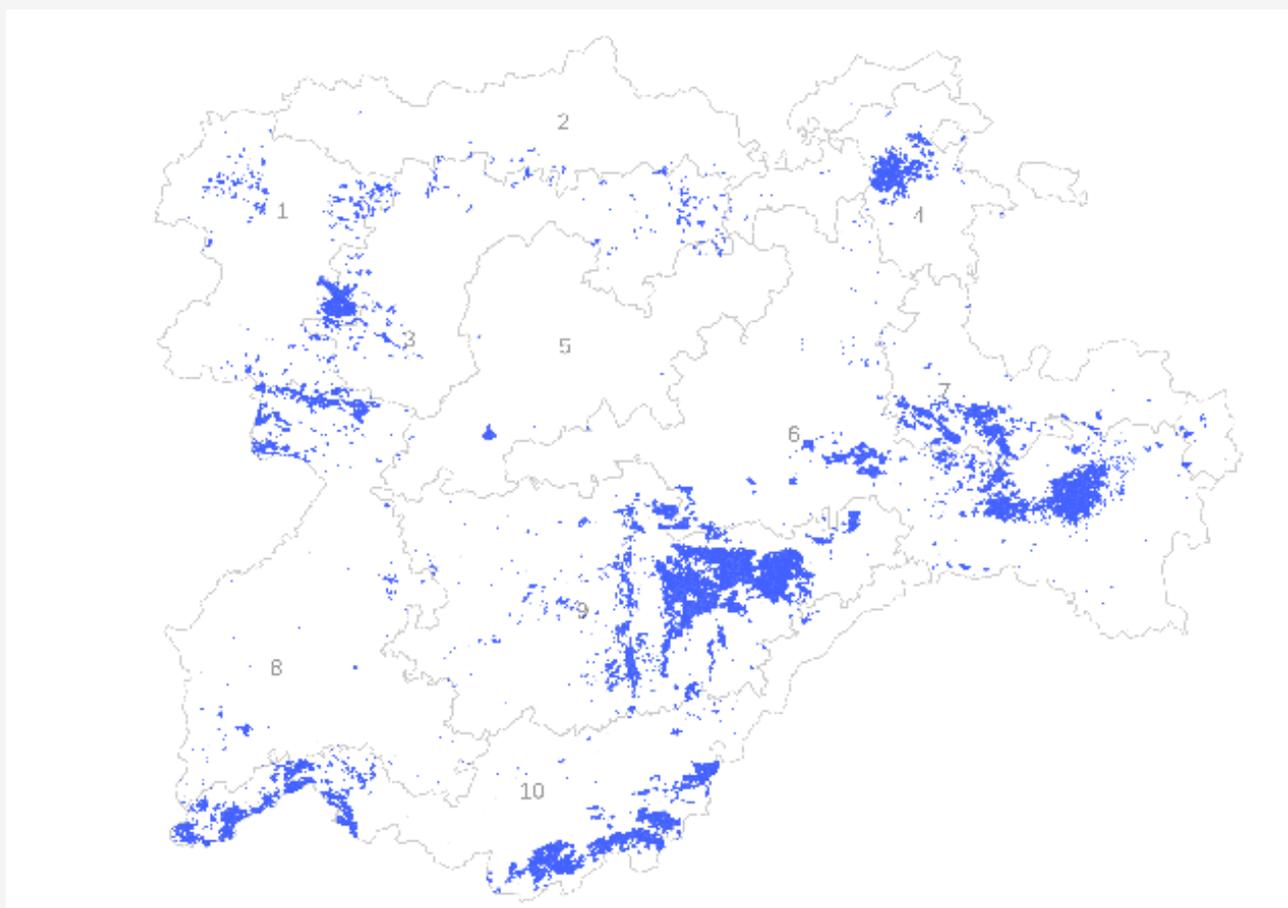
² Teselas con *Pinus pinaster* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



Masa de *Pinus pinaster* (Luyego, León). Foto de SEVILLA, F.



Masa de Pinus pinaster sobre la que se aplica un resinado experimental (Coca, Segovia). Foto de SEVILLA, F.



Mapa de distribución de masas forestales con Pinus pinaster como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Las masas de pino negral son muy sensibles a la ocurrencia de sequías intensas fuera del periodo estival, a las altas temperaturas estivales y a la elevada exposición solar. Estos factores climáticos pueden implicar fallos en el establecimiento de la regeneración natural, reducciones en el crecimiento, procesos de decaimiento y mortalidad, agravamiento del efecto de plagas y otros agentes bióticos como muérdago o hongos patógenos de *Heterobasidion annosum* o *Ophiostoma minus* sp. (PRIETO-RECIO et al., 2015).

Mientras que en zonas como el sistema Ibérico (Soria, Burgos) o sistema Central (S^a Gata) hasta la actualidad el pino negral se regenera sin problema en respuesta a los tratamientos aplicados (cortas a hecho en dos tiempos, aclareo sucesivo uniforme (ASU)), en los últimos años se han observado crecientes dificultades de regeneración en los arenales de la meseta Norte, especialmente en la provincia de Valladolid (EZQUERRA, 2020), así como en zonas de páramo calizo. El análisis de los subprocesos implicados ha permitido identificar un control de la precipitación sobre la producción de fruto (CALAMA et al., 2017; RUANO et al., 2015), siendo la escasez de semilla limitante en años muy secos. El principal cuello de botella identificado se asocia con la mortalidad de plántulas el verano siguiente a la emergencia (RUANO et al., 2009), que puede afectar a la totalidad de la cohorte fuera de las áreas bajo cubierta de las copas (RODRÍGUEZ GARCÍA et al., 2011). En la provincia de Valladolid (VERGARECHEA et al., 2019a, 2019b) se observa un fallo generalizado de la regeneración de pino negral en quince años de seguimiento de la red de estudio que el Servicio Territorial de Medio Ambiente de Valladolid tiene instalada en los pinares en regeneración. Sólo en un 5% de las parcelas se observa regenerado establecido de esta especie (frente al 33% de *Pinus pinea*), por la alta sensibilidad del regenerado de *Pinus pinaster* a elevadas temperaturas estivales y otoñales. Por ello, ante los escenarios climáticos más adversos (RCP 8.5), la probabilidad de éxito en la regeneración de *Pinus pinaster* caerá al 20% incluso en condiciones óptimas de estructura de la masa. De hecho, ya se observa en muchas masas adultas actualmente dominadas por negral que el regenerado de la especie

está siendo desplazado por el piñonero, más resistente a la sequía, siendo una dinámica natural que se prevé aumentará en un futuro próximo (GORDO et al., 2020).

En las zonas donde la especie regenera bien se observan otros problemas asociados a una excesiva competencia inicial, bien con individuos de la propia especie (golpes de regenerado o siembras hiperdensas > 10.000 pies/ha), bien con el matorral heliófilo que puede surgir tras incendios forestales (o tras cortas a hecho en superficies excesivas).

En el interior de estos regenerados hiperdensos se observan diferentes procesos y daños, como los procesos de puntisecado tras años muy secos, lo que puede provocar que desde edades muy tempranas se produzcan malformaciones en fuste o copa debido a pérdida de dominancia apical (DEL RÍO et al., 2011). También se produce desde temprano una elevada esbeltez en los fustes, que puede provocar que se curven, tumben o den lugar a otras malformaciones que depreciarán su valor maderero, copas ralas (disminución de cohortes de acícula verde) y de puntisecado. Además, la acumulación de combustible seco en pie por la muerte de las ramas inferiores, la mortalidad natural por autoaclareo y el exceso de acícula seca desprendida pero retenida en estas ramas bajas produce una continuidad vertical explosiva de combustible, lo que implica una alta vulnerabilidad frente a los incendios. Por último, la pérdida de vigor en el arbolado implica una mayor sensibilidad frente a eventos abióticos o daños por plagas y/o enfermedades.

En el arbolado adulto presente en los pinares sobre arenales y páramos calizos de la meseta se observa en los últimos años la presencia de evidentes síntomas de decaimiento, tales como decoloración y defoliación, copas ralas, puntisecado, débiles crecimientos anuales y abundante presencia de muérdago, que derivan en un proceso de mortalidad especialmente ligado a episodios recientes muy secos como en los veranos de 2005, 2009, 2016 ó 2019. Entre los posibles agentes causantes de este decaimiento y mortalidad se han señalado la interacción entre factores de tipo biótico (hongos ophiostomales y *Heterobasidium*

annosum) y abiótico (déficit hídrico asociado a eventos de sequía extrema) (GEA-IZQUIERDO et al., 2019; PRIETO RECIO et al., 2017). CALAMA et al. (2022) contabilizan, a partir de los datos anuales de pinos resinados y aprovechamientos extraordinarios en la provincia de Valladolid, que entre 2012 y 2019 han muerto más del 11% de los pinos negrales localizados en lotes en resinación, identificando un impacto negativo de altas temperaturas máximas estivales y positivo de la precipitación. Los trabajos anteriores reflejan un mejor estado sanitario en rodales con tratamientos selvícolas que han adecuado la densidad de la masa y en los que la especie no aparece mezclada con *Pinus pinea*.

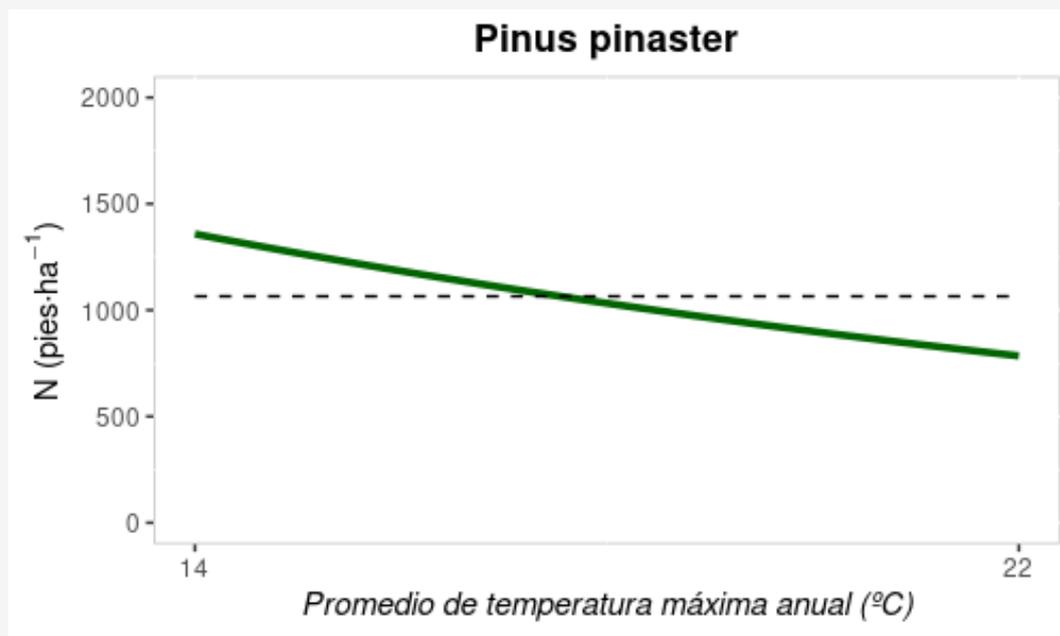
Frente a las amenazas bióticas, hay que destacar la alta sensibilidad del pino negral a la plaga invasora del nematodo de madera de pino (*Bursaphelenchus xylophilus*), cuyo riesgo de introducción accidental desde Portugal es alto, teniendo en cuenta que la habitabilidad de la cuenca incluso alta del Duero para la plaga aumentará con la temperatura (PAJARES, 2020). También hongos patógenos en expansión como *Heterobasidion annosum* u *Ophiostoma minus* se verán favorecidos por un mayor debilitamiento del pino negral debido a la recurrencia de sequías severas (DÍEZ, 2019). El aumento de temperaturas y sequías puede favorecer también la expansión de otras plagas como los perforadores, la defoliación masiva por procesionaria y la infestación masiva de la copa por muérdago, que se traduce en aumento de la vulnerabilidad de los pinos afectados. En periodos muy secos, los efectos de todos estos factores pueden verse agravados, igual que el aún mayor riesgo de incendio según la evolución de la sequía y de las tormentas estivales, sobre todo cuando no se acompañan de precipitaciones. Es previsible que los recurrentes incendios catastróficos habituales en el Teleno y las Sierras de Gata y Gredos, no siempre debidos a causas naturales como los rayos, se verán multiplicados en futuros veranos extremos como el de 2022 también en otras comarcas de grandes extensiones pinar, matorral y pastos.

Ante esta situación actual de creciente decaimiento y mortalidad en arbolado adulto de pino

negral en los arenales y su falta de regeneración en las estaciones más limitantes, existe un riesgo de reducción importante de la superficie dominada por pino negral que podría ser reemplazado por el piñonero, por matorral (retama), muy dudosamente por la encina (si ésta fuera capaz de instalarse en los arenales paupérrimos propios del pinar), y en el peor de los casos en berceales. En los páramos calizos, la estación es menos limitante y entran también la sabina albar, enebros y otros arbustos.

Las actuales masas puras de negral, con frecuencia sólo resultado de cortas y siembras selectivas del siglo XIX y XX para regularizar la masa en ordenación para resina y madera, especialmente en la Tierra de Pinares segoviana, podrán recuperar su dinámica natural de masa mixta de piñonero y negral, mientras las mixtas en los arenales más occidentales y secas corren el riesgo de transformarse por el fracaso unilateral de regenerado en masas puras de piñonero, especie más tolerante a un clima más caluroso y árido que el negral.

Estudios sobre la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, demuestran la influencia de las condiciones climáticas en la misma, con menores densidades en estaciones con un rango de temperaturas anuales amplio (ver figura) y con un índice de aridez mayor (RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2021). La figura muestra cómo evoluciona la máxima densidad de la masa (línea de autoclareo o valor de densidad máximo para un diámetro medio cuadrático de 25 cm, SDI_{max}) según cambia el rango de temperaturas en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDI_{max} medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En el caso del pino negral, el área entre las curvas sugiere que es una especie con sensibilidad a cambios en el rango de temperaturas, que puede ser vulnerable ante rangos muy amplios.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDImax) para Pinus pinaster. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (promedio de temperatura máxima anual (°C)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

En caso de una reducción excesiva de la fracción de cubierta cubierta, como ocurría en las cortas ha hecho del pasado, la vegetación tarda y no es capaz por mucho tiempo de establecer una cubierta continua, limitándose en muchos sitios durante un tiempo prolongando a un vuelo de hierbas fugaces estacionales o el berceo (*Stipa gigantea*). En estas condiciones, la poca materia orgánica no es retenida, sino meteorizada y lavada, haciéndose extremadamente difícil lograr una regeneración de entidad suficiente en superficie, incluso recurriendo a la siembra directa repetida, a la espera de la ocurrencia de una serie de años favorables que permitan prosperar finalmente a una cohorte de reclutamiento. La pobreza y textura suelta de las arenas, mero sustrato más que suelo, sobre las que se asientan los pinares, representa tradicionalmente problemas para la regeneración debido a su falta de retención de humedad edáfica y nutrientes, así como al sobrecalentamiento de su superficie bajo insolación directa, conllevando a riesgos de erosión eólica si no es sujetado por sistemas radicales de la vegetación o por una capa de macrorrestos leñosos. Una de las causas de la situación actual era la extracción de la pinocha o barrujo para fines agrícolas, empobreciendo aún más el balance de nutrientes del ecosistema. Las actuales

tendencias y futuras previsiones hacia un clima más árido y caluroso aumentarían estos problemas si llegasen en algunos escenarios a unas condiciones esteparias.

También puede presentar problemas a nivel de raíz por un paso abrupto de condiciones de anoxia y encharcamiento en los suelos a carencia absoluta de agua durante el periodo de crecimiento de la especie, debido a los procesos intensivos de recarga artificial y extracción agrícola de agua de las zonas almacén de los acuíferos. Otras especies vegetales de perfil xerófito sobre sustratos arenosos, como *Malcolmia triloba* o *Pistorinia hispanica*, podrían verse igualmente afectadas fundamentalmente en los lugares de mayor encharcamiento, además de las especies líquénicas de suelo como *Cladonia rangiformis*, *Cladonia subrangiformis* o *Cetrarea aculeata*, sobre todo en periodos de encharcamiento agravados durante los eventos de lluvia torrencial. También puede haber aumento de la evapotranspiración por el cambio de saturación de agua en el suelo con riesgo de salinización en bodones, rasos y zonas endorreicos, por ejemplo, en los pinares cerca de Las Salinas (Medina de Campo, Valladolid).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Las estrategias de adaptación propuestas a continuación deben ser revisadas y adaptadas a la marcha del cambio climático y las experiencias acumuladas, y más en caso de especies como el pino negral que podrían perder parte de su área actual de distribución. Si se plasmara en el territorio el desplazamiento geográfico del nicho adecuado para la selvicultura actual de *Pinus pinaster*, habrá que adoptar una estrategia adecuada, y plantear la posibilidad de apoyar las dinámicas en marcha cuando fuera

necesario: si lograr la regeneración del negral, u otra especie, ya no fuera viable bajo futuras condiciones climáticas limitantes, habrá que evitar la pérdida de condición arbolada, en su caso introduciendo otras especies más adaptadas que no puedan llegar de forma natural en corto tiempo (migración asistida a pequeña escala), ejemplo de la (re)introducción de *Pinus pinea* en pinares resineros segovianos, o en su caso favorecer el negral donde la selvicultura del silvestre ya no fuera viable.

Favorecer la especie apoyando la regeneración natural

Con el objetivo de favorecer la regeneración natural del pino negral en aquellas estaciones del interior de la meseta donde se consigue con dificultad, se propone que los rodales lleguen a final de turno con una densidad suficiente que garantice el sombreado de las plántulas establecidas en sus fases iniciales, evitando dejar huecos excesivos. En pinares orientados a la resinación, que han sido aclarados intensamente desde edades tempranas y donde las copas han alcanzado su potencial de expansión, las densidades podrían situarse en torno a 125-150 pies/ha, subiendo a 200 pies/ha en estaciones muy desfavorables.

Bajo las condiciones óptimas y asegurada la disponibilidad de semilla suficiente se debe aplicar un sistema de cortas gradual por aclareo sucesivo uniforme (ASU), basado en una única corta preparatoria-diseminatoria de baja intensidad y varias cortas liberatorias del regenerado establecido bajo la cobertura de la copa.

En la una única corta preparatoria-diseminatoria se eliminará en torno a un 33% de los pies, buscando un área basimétrica objetiva en torno a 15 m²/ha. Esta corta ligera tiene como finalidad eliminar los pies malformados y poco vigorosos, favorecer puesta en luz limitada, y laborear el terreno por acción de la maquinaria con el objetivo de favorecer la

emergencia. El mantenimiento de esta cobertura de copas tiene por finalidad generar ambientes lumínicos favorables para la germinación y supervivencia inicial de las plántulas y garantizar la disponibilidad de semilla suficiente durante los primeros veranos (RUANO et al., 2009, 2015). Los pies a mantener deben ser los que presenten mejor copa y mayor vigor, así como los que ocupen claros.

Para garantizar la viabilidad del regenerado, se propone la aplicación de cortas de liberación gradual de las manchas de regenerado viable establecido cuando se vea que el crecimiento está siendo afectado por el arbolado adulto remanente. Estas cortas se aplicarán con una periodicidad de 5-10 años y eliminado en cada intervención un máximo del 50% del área basimétrica remanente, con un máximo de 2-3 intervenciones. El objetivo será alcanzar en un periodo de 25 años la consecución de la regeneración, pudiendo mantenerse 5-10 pies maduros por ha como posible fuente semillera y para favorecer la biodiversidad.

Todo el regenerado preestablecido de pino negral que se considere viable debe respetarse en la ejecución de las cortas, favoreciendo su liberación incluso en la corta preparatoria-diseminatoria. La medida puede extenderse al pino piñonero y a otras especies arbóreas (*Quercus ilex* o *Juniperus*

oxycedrus) presentes. Por el contrario, el regenerado avanzado poco viable (muy poca acícula, porte tortuoso o malformado, o con pérdida de dominancia apical en pino negral) debe ser eliminado en la primera intervención.

En el caso de que transcurridos los primeros 8-10 años tras la aplicación de la corta preparatoria-diseminatoria no se haya establecido regenerado bajo las copas, bien en todo el rodal en regeneración o bien en algunas zonas, se puede proceder a realizar un gradeo del territorio y, en casos en los que se identifique falta de semilla, proceder a realizar siembras. Asimismo, en rodales maduros de *P. pinaster* donde tras las cortas se esté instalando un regenerado de piñonero, pero aún interese mantener la presencia del pino negral, se debe favorecer al regenerado preexistente de la especie e incluso, de manera excepcional, recurrir a la siembra o plantación de individuos.

En estaciones con buena regeneración (sistema Central y sistema Ibérico) pueden seguir aplicándose métodos de corta más intensivo, incluidos las cortas a hecho por fajas o bosquetes y corta a hecho en dos tiempos, siempre que se observe la consecución de la misma, pasando en caso contrario a la aplicación de las cortas por ASU. En estas intervenciones que implican una rápida puesta en luz del suelo, al igual que en el caso de la regeneración post-incendio o las siembras a voleo, el principal factor limitante es la aparición de matorral heliófilo que genera una fortísima competencia con las plántulas de pino desde sus estados iniciales de desarrollo, especialmente en periodos secos. En este caso, el matorral debe ser eliminado de forma manual en los dos-tres primeros años tras el establecimiento del regenerado.

Regular la densidad de la masa para reducir el estrés hídrico y mejorar su estado de vitalidad

La aplicación de un régimen de claras intenso y precoz se ha descrito como una posible medida para favorecer la resistencia de la especie en las zonas más afectadas por decaimiento (CALAMA et al., 2022; PRIETO-RECIO et al., 2015). En los pinares regenerados mediante cortas por ASU, donde la densidad de establecimiento no supere los 2.000 pies/ha, se debe aplicar un clareo inicial precoz (altura media inferior a 2 m, lo que según calidades puede ser en torno a los 10 años) y fuerte, buscando una densidad final en torno a 800 pies/ha y una distribución uniforme de pies en el rodal (RODRÍGUEZ-SOALLEIRO et al., 2008). A partir de esta densidad podrá aplicarse una segunda intervención a los 15-20 años de edad (altura de 4 m) donde se reducirá la densidad en un 50% de los pies, con el objeto de dejar unos 500 pies/ha. Desde esta densidad podrá aplicarse la selvicultura propuesta para la especie en función de los objetivos de la masa. En las estaciones del interior de la meseta, con vocación de producción resinera, interesa la aplicación de claras tempranas al objeto de concentrar el crecimiento en los mejores 150-200 pies/ha.

En regenerados hiperdensos consecuencia de regeneración post-incendio o cortas a hecho en extensas superficies, tras el control del matorral heliófilo propuesto en la medida anterior, también deben aplicarse clareos fuertes y precoces. Sin embargo, en este caso la densidad remanente vendrá condicionada por la densidad inicial (que puede superar los 10.000 pies/ha), no debiéndose en estos casos reducir la densidad a menos 2.500-3.000 pies/ha a los 10 años de edad. A partir de esas edades se plantea un sistema de claras gradual que permita alcanzar, a través de dos o tres intervenciones separadas 5-10 años, unas densidades finales en torno a 400 pies/ha. En el caso de regenerados hiperdensos sobre un área continua de gran superficie, este clareo puede ser de tipo semisistemático, con apertura mecanizada de calles estrechas y clareo selectivo manual entre calles. En el caso de plantaciones densas o siembras a voleo, la intervención puede ser de tipo semisistemático (eliminando una línea de cada dos, e interviniendo en la otra línea) buscando alcanzar las densidades propuestas.

Fomentar la diversificación específica

En zonas donde se observen severos procesos de decaimiento y mortalidad en los individuos maduros de pino negral, así como ausencia de regenerado de la especie, debe plantearse el favorecer la presencia de otras especies como *Pinus pinea*, *Quercus ilex*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea* o *Juniperus* sp. Asimismo, en estas zonas deben evitarse repoblaciones puras con *Pinus pinaster*, mezclándolas con *Pinus pinea* y resto de especies. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que estudios previos (CALAMA et al., 2022; PRIETO-RECIO et al., 2015, 2017) han identificado una mayor probabilidad de decaimiento y mortalidad de pino negral en los rodales en los que aparece mezclado con *Pinus pinea*, así como un menor crecimiento (VERGARECHEA, 2021), factores todos asociados a la mejor adaptación del piñonero en condiciones de aridez. Esto implica que en zonas donde el pino

negral vegete de manera adecuada debe evitarse la mezcla íntima pie a pie con *Pinus pinea*, planteando bien el mantenimiento de rodales puros o la mezcla por bosquetes de gran tamaño o incluso rodales.

En otras zonas (sistema Ibérico y sistema Central) donde se mezcla con *Quercus pyrenaica*, la mezcla tiene efectos beneficiosos para ambas especies, pudiendo favorecerse estas estructuras mixtas (ALDEA et al., 2021). En cualquier caso, y de igual manera a lo propuesto en las medidas para los pinares de piñonero, en caso de favorecer la presencia de un subpiso de *Quercus* y *Juniperus* deberán mantenerse en bajas densidades mediante la aplicación de resalvos y claras al objeto de interrumpir la continuidad vertical del combustible.

Adecuar la estructura de la masa para aumentar su resistencia frente a incendios forestales

En zonas con elevada densidad de arbolado, fruto del retraso de aplicación de tratamientos selvícolas, o en zonas de baja densidad de arbolado donde se instala un sotobosque denso de matorral, la ocurrencia de incendios es el factor de mayor vulnerabilidad, especialmente en zonas de pendiente y escenarios climáticos extremos. Desde los estados iniciales de monte bravo se recomienda la aplicación de tratamientos complementarios consistentes en la

creación de áreas cortafuegos, aplicación de podas de penetración de fuste en los pies remanentes tras claros, y los desbroces de matorral. Asimismo, se favorecerá el mantenimiento de una cobertura suficiente de arbolado que permita el control por sombreado del matorral, mediante la aplicación gradual de los regímenes de claras propuestos en el apartado correspondiente.

Contribuir a la protección y restauración de la calidad y fertilidad de los arenales

Esta medida tiene como objeto mantener y restaurar la calidad y fertilidad del suelo de los pinares sobre arenales. A la falta casi completa de la fracción de finos por el origen eólico o fluvial del manto de arenas, la única forma viable de mejorar el suelo, antes de que el clima imperante de este siglo se vuelva aún más difícil, parece la retención e incorporación del máximo posible de materia orgánica para cambiar la inercia edáfica detenida en una escasa capa de pinocha sobre arenales casi limpios con pocas raíces. Si la materia orgánica puede actuar de primer buffer para humedad y nutrientes, esto permitirá además una biocenosis edáfica más rica que en las arenales estériles actuales, propiciando una bioturbación y una edafogénesis que en la actualidad está prácticamente arrestada.

Mediante la incorporación de restos de corta, astillados u otra materia orgánica, fracción a la que, al

menos experimentalmente, se podría incluir carbón vegetal (biochar) por sus propiedades beneficiosas para la química del suelo, se puede lograr mejorar la estructura y capacidad de retención de agua y nutrientes de las capas superficiales, iniciando el proceso. Se seguirá procurando la incorporación de la materia orgánica procedente de trituración in situ en superficie o mediante un gradeado, enriqueciendo la estructura y composición del primer horizonte. Sería interesante evaluar, de manera experimental, la posibilidad de aplicar enmiendas para mejorar estructura y composición del suelo de los arenales, por ejemplo, con una fracción de carbón vegetal, emulando experiencias de exportar el modelo de "terra preta" a suelos europeos.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Debe prestarse especial atención a las siguientes zonas de pinar:

- i. Montes de Arévalo (episodios de decaimiento edafoclimático de pino negral) en la comarca 9
- ii. Montes de Sepúlveda (puntisecado en pino negral por infección fúngica) en la comarca 9
- iii. Sección IIIª del Monte nº 48 del catálogo de U.P. de la provincia de Segovia (Común Grande de las Pegueras) en la comarca 9
- iv. Pinar de Gomezserracín en la comarca 9
- v. Masas dispersas de pino negral en la campiña arenosa (Carracillo, Segovia) en la comarca 9
- vi. Paramos calizos del este de Valladolid (comarca 6), fenómenos de mortalidad

REFERENCIAS

- ALDEA, J., BRAVO, F., VÁZQUEZ-PIQUÉ, J., RUÍZ-PEINADO, R., & DEL RÍO, M. 2021. DIFFERENCES IN STEM RADIAL VARIATION BETWEEN *PINUS PINASTER* AIT. AND *QUERCUS PYRENAICA* WILLD. MAY RELEASE INTER-SPECIFIC COMPETITION. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 481, 118779. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2020.118779](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118779)
- ALÍA, R., MARTÍN, S., DE MIGUEL, J., GALERA, R. M., AGÚNDEZ, D., GORDO, J., SALVADOR, L., CATALÁN, G., & GIL, L. 1996. LAS REGIONES DE PROCEDENCIA DE *PINUS PINASTER* AITON. OAPN-MMA, MADRID. 75 PP. ISBN: 84-8014-156-5.
- BRAVO-OVIEDO, A., & MONTERO, G. 2008. DESCRIPCIÓN DE LOS CARACTERES CULTURALES DE LAS PRINCIPALES ESPECIES FORESTALES DE ESPAÑA. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA-FUCOVASA. MADRID. [HTTPS://GREGORIOMONTERO.FILES.WORDPRESS.COM/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FIORESTALES-COMPEN-DIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF](https://gregoriomontero.files.wordpress.com/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FIORESTALES-COMPEN-DIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF)
- CALAMA, R., MANSO, R., LUCAS, M. E., ESPELTA, J. M., NICOLAU, M., BRAVO, F., ..., & PARDOS, M. 2017. NATURAL REGENERATION IN IBERIAN PINES: A REVIEW OF DYNAMIC PROCESSES AND PROPOSALS FOR MANAGEMENT. *FOREST SYSTEMS*, 26(2), eR02S. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2017262-11255](https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255)
- CALAMA, R., MARTÍNEZ, C., PARDOS, M., DEL RÍO, M., MADRIGAL, G., MENÉNDEZ-MIGUELEZ, M., BRAVO, S., GONZÁLEZ, A., & GORDO, J. 2022. PATRONES ESPACIALES Y TEMPORALES DE MORTALIDAD EN MASAS DE *PINUS PINASTER* RESINADAS EN LA PROVINCIA DE VALLADOLID. ACTAS 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. LLEIDA, CATALUÑA. [HTTPS://8CFE.CONGRESO-FORESTAL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/ACTAS/8CFE-431.PDF](https://8cfe.congreso-forestal.es/sites/default/files/actas/8cfe-431.pdf)
- DEL RÍO, M., AGUIRRE, M., CALAMA, R., MADRIGAL, G., GORDO, F.J., FINAT, L., ÁLVAREZ, D., MONTERO, G., MUTKE, S. 2011. EARLY THINNING FOR CROWN EXPANSION AND DROUGHT STRESS REDUCTION. AGROPINE2011. INTERNATIONAL MEETING ON MEDITERRANEAN STONE PINE FOR AGROFORESTRY. VALLADOLID-ESPAÑA, 17-19 DE NOVIEMBRE DE 2011.
- DÍEZ, J. J. 2019. MARITIME PINE DECLINE IN NORTHERN CASTILE, DROUGHTS AND IMPLIED PATHOGENS. INTER-REGIONAL WORKSHOP "RESIN RESOURCE MONITORING & MODELLING IN A CONTEXT OF CLIMATE CHANGE", INIA MADRID, JANUARY 21/22. [HTTPS://INCREDIBLEFOREST.NET/SITES/DEFAULT/FILES/RESOURCE/FILES/SESSION2.2_DIEZ.PDF](https://incredibleforest.net/sites/default/files/resource/files/session2.2_diez.pdf)
- EZQUERRA, F. J. 2020. EL PINO NEGRAL EN CASTILLA Y LEÓN: UNA PANORÁMICA. EN: NUEVAS PERSPECTIVAS DEL *PINUS PINASTER* EN ESPAÑA. SIGCA – HAZI – GOBIERNO VASCO, 55-60 PP.
- GEA-IZQUIERDO, G., FÉRRIZ, M., GARCÍA-GARRIDO, S., AGUÍN, O., ELVIRA-RECUENCO, M., HERNANDEZ-ESCRIBANO, L., ... & RAPOSO, R. 2019. SYNERGISTIC ABIOTIC AND BIOTIC STRESSORS EXPLAIN WIDESPREAD DECLINE OF *PINUS PINASTER* IN A MIXED FOREST. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 685, 963-975. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.SCITOTENV.2019.05.378](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.378)
- GORDO, J., GONZÁLEZ, A., CUBERO, D., MARTÍNEZ, C., GÓMEZ, M., DEL RÍO, M., VERGARECHEA, M., & CALAMA, R. 2020. DECAIMIENTO DE *PINUS PINASTER* EN LOS ARENALES DE LA MESETA CASTELLANA. EN: NUEVAS PERSPECTIVAS DEL *PINUS PINASTER* EN ESPAÑA. SIGCA – HAZI – GOBIERNO VASCO. 75-80 PP. [HTTPS://SIGCAMADERA-DECALIDAD.INFO/SITES/DEFAULT/FILES/PINASTER_WEB.PDF](https://sigcamadera-decalidad.info/sites/default/files/pinaster_web.pdf)
- MUTKE, S., GARCÍA DEL BARRIO, J. M., MARTÍNEZ JAUREGUI, M., SOLIÑO, M., MIGUEL, J. DE JUSTES, A., RUIZ-PEINADO, R., DEL RÍO, M., AUÑÓN, F., ALÍA, R., CHAMBEL, R., HERRUZO, C., SÁNCHEZ DE RON, D., & ALONSO, C. 2013. BASES PARA BUENAS PRÁCTICAS EN LA GESTIÓN DEL APROVECHAMIENTO RESINERO. INIA, MADRID. 96 PP. [HTTPS://4.INTERREG-SUDOE.EU/CONTENIDO-DINAMICO/LIBRERIA-FICHEROS/F16EB6C3-FBF9-3609-FB5F-3FCBBA6C4AC.PDF](https://4.interreg-sudoe.eu/contenido-dinamico/libreria-ficheros/F16EB6C3-FBF9-3609-FB5F-3FCBBA6C4AC.PDF)
- PAJARES, J. 2020. EL NEMATODO DEL PINO, UNA PERMANENTE AMENAZA PARA NUESTROS PINARES. *FORESTA*, 78, 70-76. [HTTPS://WWW.FORESTALES.NET/CANALES/FICHA.ASPX?IDMENU=B6947309-987F-4BFF-808D-4E7E974CCAF8&COD=FC49A809-8F45-4223-8A59-7E0731A811AF&IDIOMA=ES-ES](https://www.forestales.net/canales/ficha.aspx?IdMenu=B6947309-987F-4BFF-808D-4E7E974CCAF8&COD=FC49A809-8F45-4223-8A59-7E0731A811AF&IDIOMA=ES-ES)
- PRIETO-RECIO, C., MARTÍN-GARCÍA, J., BRAVO, F., & DIEZ, J. J. 2015. UNRAVELLING THE ASSOCIATIONS BETWEEN CLIMATE, SOIL PROPERTIES AND FOREST MANAGEMENT IN *PINUS PINASTER* DECLINE IN THE IBERIAN PENINSULA. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 356, 74-83. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2015.07.033](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.033)

- PRIETO-RECIO, C., BRAVO, F., & DÍEZ, J. J. 2017. FACTORES BIÓTICOS, ABIÓTICOS Y DE GESTIÓN INVOLUCRADOS EN EL DECAIMIENTO DE *PINUS PINASTER* EN LA PENÍNSULA IBÉRICA. ACTAS DEL 7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. PLASENCIA, CÁCERES. [HTTP://SECFORESTALES.ORG/PUBLICACIONES/INDEX.PHP/CONGRESOS_FORESTALES/ARTICLE/VIEW/18787/18515](http://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/18787/18515)
- RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)
- RODRIGUEZ-GARCIA, E., GRATZER, G., & BRAVO, F. 2011. CLIMATIC VARIABILITY AND OTHER SITE FACTOR INFLUENCES ON NATURAL REGENERATION OF *PINUS PINASTER* AIT. IN MEDITERRANEAN FORESTS. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 68(4), 811-823. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S13595-011-0078-Y](https://doi.org/10.1007/s13595-011-0078-y)
- RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R., SERRADA, R., LUCAS, J. A., ALEJANO, R., DEL RÍO, M., TORRES, E., & CANTERO, A. 2008. SELVICULTURA DE *PINUS PINASTER MEOGEEENSIS*. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA-FUCOVASA. [HTTP://WEBS-PERSOAIS.USC.ES/EXPORT9/SITES/PERSOAIS/PERSOAIS/ROQUE.RODRIGUEZ/DESCARGAS/PINUS_PINASTER_SUB_MEOGEEENSIS.PDF](http://webs-persoais.usc.es/export9/sites/persoais/persoais/roque.rodriguez/DESCARGAS/PINUS_PINASTER_SUB_MEOGEEENSIS.PDF)
- RUANO, I., MANSO, R., FORTIN, M., & BRAVO, F. 2015. EXTREME CLIMATE CONDITIONS LIMIT SEED AVAILABILITY TO SUCCESSFULLY ATTAIN NATURAL REGENERATION OF *PINUS PINASTER* IN SANDY AREAS OF CENTRAL SPAIN. *CANADIAN JOURNAL FOREST RESEARCH*, 45, 1795-1802. [HTTPS://DOI.ORG/10.1139/CJFR-2015-0257](https://doi.org/10.1139/CJFR-2015-0257)
- RUANO, I., PANDO, V., & BRAVO, F. 2009. HOW DO LIGHT AND WATER INFLUENCE *PINUS PINASTER* AIT. GERMINATION AND EARLY SEEDLING DEVELOPMENT? *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 258(12), 2647-2653. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2009.09.027](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.027)
- VERGARECHEA, M., CALAMA, R., FORTIN, M., & DEL RÍO, M. 2019A. CLIMATE-MEDIATED REGENERATION OCCURRENCE IN MEDITERRANEAN PINE FORESTS: A MODELING APPROACH. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 446, 10-19. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.05.023](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.023)
- VERGARECHEA, M., CALAMA, R., PRETZSCH, H., ALDAY, J. G., & DEL RÍO, M. 2021. SHORT-AND LONG-TERM GROWTH RESPONSE TO CLIMATE IN MIXED AND MONOSPECIFIC FORESTS OF *PINUS PINEA* AND *PINUS PINASTER*. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 140(2), 387-402. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-020-01336-X](https://doi.org/10.1007/s10342-020-01336-x)
- VERGARECHEA, M., DEL RÍO, M., GORDO, J., MARTÍN, R., CUBERO, D., & CALAMA, R. 2019B. SPATIO-TEMPORAL VARIATION OF NATURAL REGENERATION IN *PINUS PINEA* AND *PINUS PINASTER* MEDITERRANEAN FORESTS IN SPAIN. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 138, 313-326. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-019-01172-8](https://doi.org/10.1007/s10342-019-01172-8)

8.2.9. PINARES DE *PINUS*

PINEA

RAFAEL CALAMA SAINZ; SVEN MUTKE

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

El pino piñonero (*Pinus pinea*) es una especie cuya dinámica natural en Castilla y León tiende a formar masas abiertas con cierta irregularidad y habitualmente mezcladas con querúceas (*Quercus ilex*, *Q. faginea*, *Q. suber*), enebros (*Juniperus communis*, *J. oxycedrus*, *J. thurifera*), pino negral (*Pinus pinaster*) y especies arbustivas. La silvicultura aplicada durante el último siglo y medio se ha orientado a formar masas puras regulares o semirregulares, buscando una cobertura homogénea del tronzón. Los pinares de pino piñonero constituyen formaciones autóctonas frecuentemente interpretadas como paraclimáticas o azonales, ligadas a sustratos pobres y sin evolucionar o serranías. Dentro del territorio de Castilla y León se incluyen también plantaciones antiguas y naturalizadas de estos pinos dentro de su área natural de distribución. Desde finales del siglo XIX, su superficie ha vuelto a aumentar tanto por la restauración del patrimonio forestal esquilado anteriormente como por la creación de los denominados pinares isla entre tierras de cultivo, reemplazando viñedos perdidos a la filoxera, y desde 1993 por la forestación de tierras agrarias en el marco de la PAC¹.

Los pinares de pino piñonero en Castilla y León ocupan una superficie de 108.359 ha², distribuyéndose principalmente sobre tres litologías (MONTERO et al., 2008): las campiñas arenosas y los páramos calizos de la cuenca central del Duero, y los afloramientos graníticos y berrocales de las cuencas altas del Tiétar y del Alberche. Las campiñas arenosas ocupan la zona sur de la provincia de Valladolid, noroeste de Segovia, norte de Ávila y sureste de Zamora. Estas masas se asientan, en su mayoría, sobre suelos de sustrato arenoso, arenosoles cámbicos y álbicos, suelos aluviales y depósitos cuaternarios (GORDO et al., 2002) formados por materiales no consolidados de textura gruesa. En este territorio el piñonero ha sido gestionado desde antiguo al objeto de obtener masas regulares, puras o mezcladas con *Pinus pinaster*. Especialmente en el caso de las comarcas de la provincia de Segovia, la relevancia económica y social de la resina ha llevado la ordenación de los montes desde finales del siglo XIX a convertir muchas masas naturales de pinar mixto de negral y piñonero a pinar de negral ordenado por tronzones (SOLIÑO et al., 2018).

¹ Política Agraria Común (PAC), accesible en <https://www.mapa.gob.es/es/pac/default.aspx>

² Teselas con *Pinus pinea* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

Ubicados orográficamente por encima de las campiñas arenosas se sitúan los páramos calizos, que dominan el este de la provincia de Valladolid, oeste de la provincia de Burgos y sur de Palencia. En este territorio, el piñonero crece de forma natural en mezcla con encina (*Quercus ilex*), quejigo (*Quercus faginea*), enebro (*Juniperus oxycedrus*) y sabina albar (*Juniperus thurifera*), especies que fueron comúnmente eliminadas si se quería favorecer al pinar, mientras que en otros montes la corta continua de leñas y el carboneo habían llevado las masas de pinar a carrascales casi puros de encina. En la actualidad, la reducción de la presión está llevando ambas formaciones puras a una recuperación espontánea de la dinámica de masas mixtas originales, exceptuando los pinares asentados sobre campos de arenas eólicas en los páramos de la comarca de Portillo, en cierto modo asimilables a los arenales de campiña.

La tercera formación la constituyen los pinares de las cuencas altas del Tiétar y el Alberche, que

ocupan parte del sudeste de la provincia de Ávila. Estas masas vegetan laderas con fuerte pendiente, salpicadas de afloramientos graníticos y berrocales, y se asientan sobre un sustrato formado, básicamente, por materiales silíceos: granito y gneis. Los suelos presentan texturas de arenosas a muy arenosas, con alta permeabilidad y total ausencia de carbonatos. El piñonero aparece mezclado en estas masas con pino negral y encina, intercalándose también el enebro. Son masas con estructura irregular, tradicionalmente sometidas a un intenso pastoreo.

Por último, hay que hacer mención de las citadas repoblaciones puras o mixtas con esta especie, que se sitúan en comarcas de las nueve provincias, frecuentemente de extensión reducida y que no permitirá su ordenación forestal, sino que constituye un elemento arbolado en un paisaje de tierras de secano.



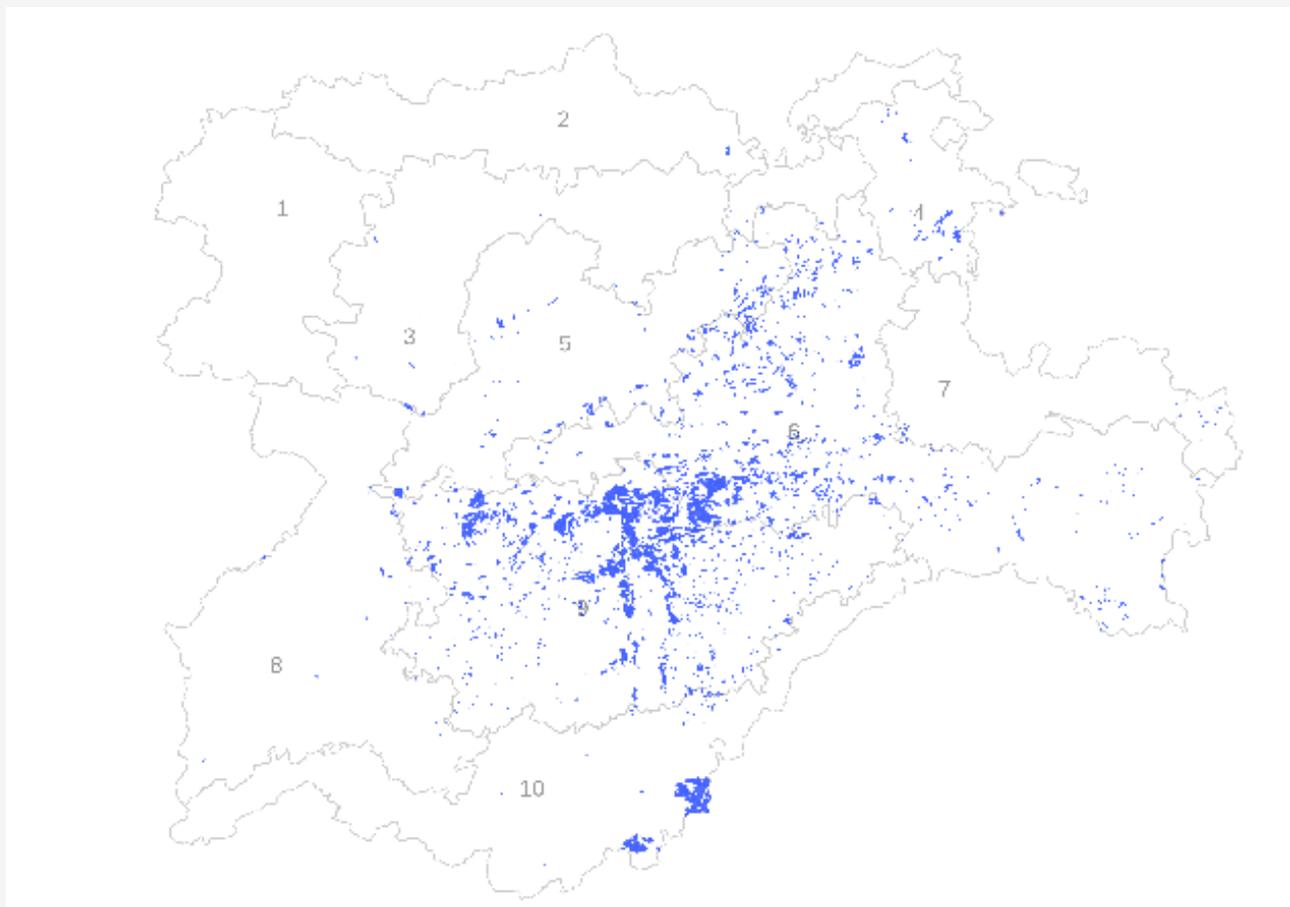
Pinar de *Pinus pinea* en páramo Calizo (MUP 107-110 El Carrascal, Quintanilla de Onésimo, Valladolid). Foto de CALAMA, R.



Masa regular de Pinus pinea con regenerado ya logrado y podado (Íscar, Valladolid). Foto de PICARDO, Á.



Pinar de Pinus pinea en los arenales de la Meseta Norte (Montes de Viana Cega, Valladolid). Foto de CALAMA, R.



Mapa de distribución de masas forestales con *Pinus pinea* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

La mayor frecuencia en la ocurrencia de sequías en periodos tradicionalmente húmedos, como la primavera o el otoño, y el aumento de las temperaturas máximas y olas de calor persistentes estivales son factores climáticos clave frente a los que las masas de pino piñonero en Castilla y León presentan mayor vulnerabilidad. Estos factores climáticos están afectando de forma negativa a la consecución de la regeneración, a la vitalidad y al crecimiento del pinar adulto, provocando mayor susceptibilidad a plagas, fenómenos de decaimiento y mortalidad.

En las últimas décadas se han observado episodios de no consecución de la regeneración natural de masas de pino piñonero en los arenales de la Meseta tras la aplicación de tratamientos de corta a hecho en dos tiempos o por aclareo sucesivo uniforme, métodos que tradicionalmente permitían la regeneración sin problemas. En estas zonas se requiere, con frecuencia, apoyo por siembra o plantación.

La pobreza y textura suelta de las arenas (sustrato más que suelo) sobre las que se asientan los pinares, representa tradicionalmente problemas para la regeneración debido a su falta de retención de humedad edáfica y nutrientes, así como al sobrecalentamiento de su superficie bajo insolación directa, conllevando a riesgos de erosión eólica si no es sujetado por sistemas radicales de la vegetación o por una capa de macrorrestos leñosos.

El fracaso de regeneración es más evidente en las zonas más abiertas, con suelos muy arenosos o en zonas con empradizamiento y presencia de *Stypa*, así como tramos muy abiertos con arbolado adulto disperso y muy envejecido. Se observa cómo existen grandes huecos entre el arbolado adulto (mantenido en bajas espesuras para favorecer la producción de piña) a los que no llega la semilla dispersada, y que por tanto son difícilmente regenerados.

En el caso del pino piñonero se ha identificado un severo control climático sobre la producción de semilla (CALAMA et al., 2016), su germinación y la supervivencia estival de las plantas durante los primeros años tras la emergencia (MANSO et al., 2013, 2014). La disponibilidad de semilla ha caído en los últimos años por efecto conjunto de las sequías experimentadas en primavera y otoño (periodos clave

para la inducción floral en la especie) y de la chinche exótica *Leptoglossus occidentalis* (CALAMA et al., 2020), factores que se verán agravados en escenarios climáticos severos.

La germinación se dificulta en otoños y primaveras muy secos, especialmente en condiciones de plena luz, y la tasa de mortalidad estival fuera del área de influencia de copa puede alcanzar valores cercanos al 100% en años muy secos y calurosos. En años muy secos, la mortalidad puede afectar incluso al regenerado establecido de hasta un metro de altura. La regeneración de estas formaciones muestra dificultades por su alta dependencia de una serie seguida de años climáticamente favorables hasta conseguir la instalación efectiva de una nueva cohorte. El aumento pronosticado de ciclos de sequías extremas y las temperaturas estivales más elevadas agravarán esta dificultad de regeneración, puesto que hará que aumente el espaciamiento entre dos de estas ventanas temporales óptimas para regeneración. Esta dificultad en la regeneración, incluyendo la asistida por siembra o plantación, va a hacer que sea difícil mantener la regularidad de los rodales, tendiendo a estructuras semirregulares o irregulares.

En el caso de una reducción excesiva de la fracción de cobija cubierta en las cortas, o tras incendio, la regeneración se complica más aún, no produciéndose establecimiento de una cubierta continua de vegetación, limitada en muchos sitios durante años a un vuelo de hierbas fugaces estacionales. En estas condiciones, la poca materia orgánica no es retenida, sino meteorizada y lavada, haciéndose extremadamente difícil lograr una regeneración de entidad suficiente en superficie, incluso recurriendo a la siembra directa repetida, a la espera de la ocurrencia de una serie de años favorables que permitan prosperar finalmente a una cohorte de regeneración.

Por el contrario, y pese a la existencia de estas zonas problemáticas para la regeneración de pino piñonero donde esta se produce de forma exitosa, pueden encontrarse regenerados naturales hiperdensos (>10.000 pies/ha) en forma de golpes y bosquetes distribuidos de manera irregular en el

espacio (GORDO et al., 2009). Una situación similar sucede en siembras por líneas en pino piñonero, donde la separación de plantas dentro de la línea suele ser de 1 metro, o en el marco de muchas repoblaciones realizadas al amparo de los programas de Forestación de Tierras Agrarias, donde se realizaron plantaciones en densidades iniciales de hasta 1.250 pies/ha (marco 4x2) (GORDO et al., 2011).

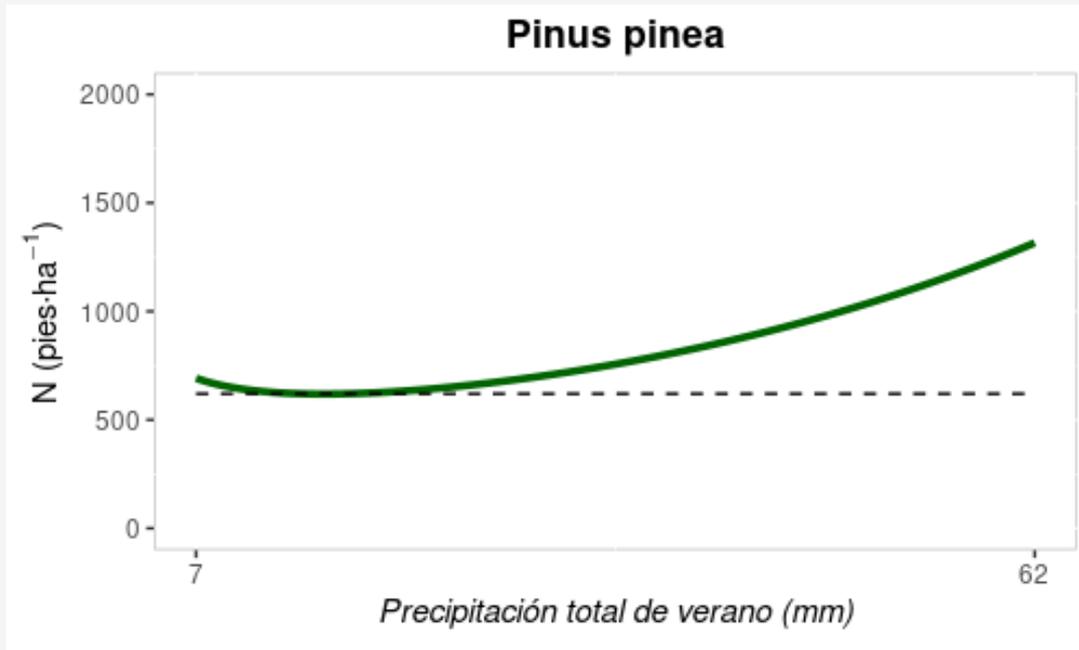
En el interior de estos regenerados hiperdensos, los fenómenos de competencia conducen a procesos de puntiseado tras años muy secos, lo que puede provocar que desde edades muy tempranas se produzcan malformaciones en fuste o copa debido a pérdida de la guía (DEL RÍO et al., 2011). Esta elevada densidad por falta de aplicación de una selvicultura precoz e intensa produce fenómenos de competencia muy intensa, estancamiento de la masa, exceso de esbeltez y acumulación de combustible seco en pie por la muerte de ramas inferiores, autoaclareo y acumulación de barrujo en el suelo, lo que provoca una continuidad horizontal y vertical del combustible e implica una alta vulnerabilidad frente a incendios. Por último, esta pérdida de vigor del regenerado lleva a una mayor vulnerabilidad frente a eventos abióticos o daños por plagas y/o enfermedades. Un retraso de los primeros claros (normalmente aplicado antes de los 20-25 años) puede provocar mortalidad por autoaclareo, estancamiento en el crecimiento, ataques por plagas y/o patógenos (pérdida de guías por *Rhyacionia buoliana*, defoliación masiva por procesionaria, focos de muerte por escolítidos), pero también un retardo en el crecimiento de fuste y copa, y con él en la obtención de cosechas de piña. Por el aumento observado y pronosticado en la frecuencia de periodos muy secos, todos estos fenómenos pueden verse agravados.

En el caso de los pinares adultos y maduros, se ha observado en los últimos años la aparición de fenómenos de decaimiento (copas ralas, disminución de cohortes de acícula verde, puntiseado) y muerte súbita (con follaje color tabaco), que dan lugar a la presencia de numerosos pinos secos en pie. Aunque estos fenómenos se observan en todo el territorio, son más habituales y patentes en las masas de las cuencas del Tiétar y del Alberche. Estos procesos de decaimiento se ven asociados a años de sequía intensa, y son más evidentes en masas muy densas y en pinares envejecidos. La generación de claros y rasos como consecuencia de estos fenómenos de decaimiento y mortalidad, unida a la falta de regeneración de la especie, va a dar lugar a cambios en la composición y a la creación de un mosaico de pinar y otras formaciones. En los pinares del Tiétar y el Alberche se observa una sustitución por parte de enebro y monte bajo de encina (CALAMA et al., 2014), mientras que en los páramos calizos son la

sabina y nuevamente la encina los que dominan el sotobosque. En los arenales de la meseta, en el caso de no regenerarse el pino, se produciría una degradación hacia bercial o retamar, pues es difícil conseguir la instalación de otras especies leñosas más exigente. Esto daría lugar a una sucesión regresiva hacia comunidades pioneras con un cambio de funcionalidad en el ecosistema a desarbolado.

Los impactos definidos se ven agravados en las comarcas con bajada de la capa freática debido a la extracción incontrolada para riego agrícola. Tiene un fuerte impacto, tanto por sobreexplotación a partir de abril-mayo, como por encharcamiento entre marzo-mayo a consecuencia de la recarga del acuífero de los arenales de forma artificial. Junto a los fenómenos descritos se observan problemas a nivel de raíz por un paso abrupto de condiciones de anoxia y encharcamiento en los suelos a carencia absoluta de agua durante el periodo de crecimiento de la especie. Junto al impacto en el pinar, podrían verse igualmente afectadas otras especies vegetales de perfil xerofítico sobre sustratos arenosos, como *Malcolmia triloba* o *Pistorinia hispanica*, fundamentalmente en los lugares de mayor encharcamiento, y también las especies líquénicas de suelo como *Cladonia rangiformis*, *Cladonia subrangiformis* o *Cetrarea aculeata*, sobre todo en periodos de encharcamiento agravados durante los eventos de lluvia torrencial. El aumento de la evapotranspiración por el cambio de saturación de agua en el suelo provoca riesgo de salinización en bodones, rasos y zonas endorreicas, por ejemplo, en los pinares cerca de Las Salinas (Medina de Campo).

Estudios sobre la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, demuestran la influencia de las condiciones climáticas en la misma, con mayores densidades en estaciones con precipitaciones de verano superiores (ver figura) y con un índice de aridez menor (RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2021). La figura muestra cómo evoluciona la máxima densidad de la masa (línea de autoaclareo o valor de densidad máximo para un diámetro medio cuadrático de 25 cm, SDImax) según cambia el rango de precipitaciones de verano (julio, agosto y septiembre) en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDImax medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En el caso del pino piñonero, los resultados sugieren que las masas que ya se encuentran en situaciones de mayor aridez serían menos vulnerables a la aridez estival que aquellas otras que todavía se sitúan en condiciones más méxicas, y que por ello serán menos resilientes para recuperar su densidad anterior a las mortalidades por sequías extremas.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máxima de la Masa, SDImax) para Pinus pinea. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (precipitación total (mm) de verano (julio, agosto y septiembre)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Apoyar la dominancia y regeneración natural de *Pinus pinea*

Con el objetivo de favorecer la regeneración natural de las especies como respuesta a las cortas, las masas de pino piñonero deben llegar a final de turno con unas densidades en torno a 150 pies/ha y con una distribución uniforme de los pies en el espacio, de tal forma que se evite la existencia de grandes huecos de difícil regeneración, buscando la tangencia de copas. El arbolado remanente no debe ser extremadamente añoso, permaneciendo sano, con copas densas y crecimientos anuales vigorosos (no puntisecado), y mostrando producción de piña. En el caso de masas irregulares debe evitarse mantener pies decaídos o poco vigorosos bajo el área de influencia de las copas de individuos grandes y

productores de fruto para permitir la instalación de regenerado.

Bajo las condiciones óptimas y asegurando la disponibilidad de semilla suficiente, bien de forma natural o mediante siembras, se debe aplicar un sistema de cortas muy gradual, basado en una única corta preparatoria-diseminatoria de baja intensidad y varias cortas liberatorias del regenerado establecido bajo la cobertura de la copa. La programación de las cortas debe seguir al establecimiento conseguido del regenerado. Aplicando las medidas de adaptación propuestas, debiera conseguirse la regeneración de la mayor parte de los rodales de

piñonero, aunque con unas estructuras tendentes a la semirregularidad si la ocurrencia de las citadas ventanas temporales de años consecutivos menos áridos, favorables a la regeneración, sigue disminuyendo.

Para lograr un área basimétrica objetivo en torno a 12 m²/ha, se recomienda la aplicación de una única corta preparatoria-diseminadora de baja intensidad en la que se elimine en torno a un 33% de los pies. Esta corta ligera tiene como finalidad eliminar los pies malformados y poco vigorosos, favorecer puesta en luz limitada, y laborear el terreno por acción de la maquinaria, con el objetivo de favorecer la emergencia bajo el área de influencia de las copas remanentes. En la corta se evitará la creación de huecos de diámetro superior a 1 radio de copa para garantizar la llegada del piñón de piñonero (MANSO et al., 2012) y generar ambientes lumínicos favorables para la germinación y supervivencia inicial de las plántulas de ambas especies (CALAMA et al., 2015). Esta corta debe programarse en un año de fructificación abundante, y debe acompañarse de un acotado a la recogida de fruto. Se evitarán las cortas diseminadoras fuertes, así como las cortas a hecho en dos tiempos, conservando tras esta operación una densidad de al menos 100 pies/ha (GORDO et al., 2012).

Para garantizar la viabilidad del regenerado se propone la aplicación de cortas de liberación gradual del regenerado viable establecido bajo copa, con una periodicidad de 5 años y eliminación de un máximo del 50% del área basimétrica en cada intervención. Estas cortas deben iniciarse a 5-10 años respecto la preparatoria-diseminadora, hasta que el regenerado establecido alcance una viabilidad óptima, lo que se conseguirá cuando tenga una altura de 40-50 cm y se haya producido el cambio de fase a acícula adulta (GORDO et al., 2012). Las cortas se harán de manera gradual (cada 5 años), liberando los golpes de

regenerado establecido bajo las copas y eliminando en cada intervención, como máximo, un 50% del área basimétrica remanente. Las cortas de liberación se extenderán el tiempo requerido para la regeneración del rodal, pudiendo dar lugar a estructuras semirregulares. Una vez concluida la liberación del regenerado, se mantendrán 5-10 pies/ha maduros como posible fuente semillera y productores de fruto una vez finalizado el periodo de regeneración y levantado el acotamiento a la recogida de fruto.

Durante las intervenciones de corta debe favorecerse el regenerado preestablecido viable y la conservación del mismo. Todo el regenerado preestablecido de pino piñonero y/o negral que se considere viable debe respetarse en la ejecución de las cortas, favoreciendo su liberación incluso en la corta preparatoria-diseminadora. La medida puede extenderse a otras especies arbóreas (*Quercus ilex* o *Juniperus oxycedrus*) presentes. Por el contrario, el regenerado avanzado poco viable (muy poca acícula, exclusivamente follaje juvenil en pies anejos enebroides, porte tortuoso o malformado...) debe ser eliminado en la primera intervención.

En el caso de que transcurridos los primeros 8-10 años tras la aplicación de la corta preparatoria-diseminadora no se haya establecido regenerado bajo las copas, bien en todo el rodal en regeneración o bien en algunas zonas, se procederá a realizar siembras. La preparación será mecanizada, en líneas o manual, centrada bajo el área de cobertura de las copas remanentes. Las siembras se realizarán a comienzo del otoño con el propósito de garantizar la germinación otoñal, lo que permite a las plántulas alcanzar un desarrollo radical importante antes de la sequía estival, evitando así la presión predatoria de los roedores durante el invierno (MANSO et al., 2014).

Controlar la densidad de la masa para reducir el estrés hídrico y mejorar su estado de vitalidad

Se propone aplicar clareos precoces y fuertes en plantaciones densas, siembras o regenerados naturales hiperdensos de *Pinus pinea*. La situación óptima debe buscar, para rodales con altura media de 2 m (edades en torno a los 10 años) densidades máximas entre 400-600 pies/ha distribuidos de manera uniforme en el espacio. De esta forma podrá aplicarse una segunda intervención a los 15-20 años de edad, cuando la masa tenga una altura en torno a 4 m, reduciendo la densidad en otro 50% de la existente. En la primera intervención, los pies

remanentes no deben presentar malformaciones y deben tener copas densas con follaje abundante y brotes anuales vigorosos. En regenerados hiperdensos por golpes o bosquetes distribuidos de manera irregular por el rodal, el clareo se realizará de forma manual y selectiva dentro del bosque. Se buscará intervenir antes de que se produzcan fenómenos de pérdida de guía por puntiseado, estancamiento o incluso mortalidad por autoclareo. Para estructurar la masa y abaratar costes, en el caso de plantaciones densas, la intervención puede ser de

tipo semisistématico (eliminando una línea de cada dos e interviniendo de forma selectiva en la línea que queda) o selectivo puro, buscando alcanzar las densidades propuestas.

Bajo la situación óptima, las masas estarán en condiciones de poder orientarse a cualquiera de los itinerarios selvícolas que se planteen, facilitando la diferenciación de los pies en clases sociales, selección de árboles de porvenir, menores coeficientes de esbeltez en los individuos, evitar puntisecados y

mortalidad por autoclareo, etc. (GORDO et al., 2011; PARDOS et al., 2018).

La realización del clareo precoz (eliminación mecánica de árbol entero) puede permitir retrasar la aplicación de la poda inicial en el resto de la masa, que puede realizarse en la segunda intervención. Asimismo, se favorecerá desde edades iniciales la expansión lateral de las copas altas y la ocupación del espacio disponible, que permite optimizar y adelantar la producción de piña.

Gestionar la competencia en masas mixtas

En aquellos rodales de *Pinus pinea* donde, por fallos en la regeneración y apertura de huecos como consecuencia de la mortalidad de arbolado adulto, se esté recuperando de manera natural un subpiso de encina, quejigo, sabina o enebro, la gestión debe orientarse al mantenimiento y regeneración de todas las especies presentes (GARCÍA-GÜEMES & CALAMA, 2015). El mantenimiento de la diversidad específica garantiza la continuidad de una cobertura arbolada incluso en el caso de desaparición de una de las especies. La silvicultura propuesta debe contemplar la regeneración del pinar mediante aplicación de cortas de entresaca, un resalveo intenso sobre el monte bajo de *Quercus*, el mantenimiento de árboles percha maduros para favorecer la

instalación de *Juniperus* y la posterior liberación de los individuos establecidos. En este tipo de masas se ha observado una mayor productividad del pinar (CALAMA et al., 2021) y mayor resistencia frente a sequía (DE DIOS et al., 2015) en comparación con las masas puras. Sin embargo, y debido a la continuidad vertical del combustible que supone el mantenimiento de especies que ocupan distintos estratos, la densidad del subpiso de *Quercus* y *Juniperus* debe ser necesariamente baja. Un modelo de gestión similar debe aplicarse en las repoblaciones con *Pinus pinea*, donde el acotado y sombrero ha permitido la recuperación de *Quercus ilex* y *Quercus faginea*.

Adecuar la estructura de la masa para aumentar su resistencia frente a incendios forestales

Es posible el retraso de la poda de realce hasta la segunda intervención. Aplicando un clareo precoz, la finalidad de la poda inicial de penetración (poda de fuste de hasta 1 m de altura), que es la prevención frente a incendios, se consigue al romper la continuidad horizontal del combustible. Si la poda inicial se retrasa hasta la segunda intervención, ya se podrá hasta una altura de 2 m, tras evitar la merma en

crecimiento asociada a podas precoces (MONTERO et al., 1999). En el caso de rodales en regeneración donde se esté produciendo la entrada de encina u otras especies acompañantes, o en rodales en decaimiento donde se produzca el mismo fenómeno, la consecución de una estructura resistente frente a incendios forestales obliga a realizar un resalveo intenso de las matas de carrasca.

Contribuir a la protección y restauración de la calidad y fertilidad de los arenales

Esta medida tiene como objeto mantener y restaurar la calidad y fertilidad del suelo de los pinares sobre arenales. Ante la falta casi completa de la fracción de finos por el origen eólico o fluvial del manto de arenas, una forma viable de mejorar el suelo es la retención e incorporación del máximo posible de materia orgánica para cambiar la inercia edáfica detenida en una escasa capa de pinocha sobre arenales casi limpias con pocas raíces. Si la materia orgánica puede actuar de primer buffer para humedad y nutrientes, esto permitirá además una biocenosis edáfica más rica que en las arenales estériles actuales, propiciando una bioturbación y una edafogénesis que en la actualidad está prácticamente arrestada. Para ello se propone la incorporación de restos de

corta, astillados u otra materia orgánica procedente de trituración in situ en superficie o mediante un gradeado, enriqueciendo la estructura y composición del primer horizonte.

Como nota final, podría ser interesante evaluar de manera experimental y controlada, la posibilidad y viabilidad de aplicar enmiendas para mejorar estructura, capacidad de retención de agua y composición del suelo de los arenales, por ejemplo, con una fracción de carbón vegetal (biochar), emulando experiencias de exportar el modelo de "terra preta" a suelos europeos.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Debe prestarse especial atención a las siguientes zonas de pinar:

- i. Montes de Cuéllar y Coca en Segovia (reintroducción de pino piñonero en pinar mixto para aumentar la resiliencia de los pinares de negral) en la comarca 9
- ii. Sección IIIª del Monte nº 48 del catálogo de U.P. de la provincia de Segovia (Común Grande de las Pegueras) en la comarca 9
- iii. Pinar de Gomezserracín (Segovia) en la comarca 9
- iv. Pinar del Asocio (Ávila) en la comarca 10
- v. MUP 17 Nava del Rey (Valladolid) en la comarca 9

REFERENCIAS

- CALAMA, R., PARDOS, M., MAYORAL, C., MADRIGAL, G., CONDE, M., & SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M. 2014. REGENERACIÓN DE *PINUS PINEA* Y *JUNIPERUS OXYCEDRUS* EN MASAS MIXTAS PIÑONERO-ENCINA-ENEBRO EN LOS VALLES DEL TIÉTAR Y DEL ALBECHÉ (SISTEMA CENTRAL, ESPAÑA). CUADERNOS DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CIENCIAS FORESTALES, (40), 75-86. [HTTP://SECFESTALES.ORG/PUBLICACIONES/INDEX.PHP/CUADERNOS_SECF/ARTICLE/VIEW/17339/17163](http://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/view/17339/17163)
- CALAMA, R., PUÉRTOLAS, J., MANSO, R., & PARDOS, M. 2015. DEFINING THE OPTIMAL REGENERATION NICHE FOR *PINUS PINEA* L. THROUGH PHYSIOLOGY-BASED MODELS FOR SEEDLING SURVIVAL AND CARBON ASSIMILATION. TREES, 29(6), 1761-1771. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S00468-015-1257-5](https://doi.org/10.1007/s00468-015-1257-5)
- CALAMA, R., GORDO, J., MADRIGAL, G., MUTKE, S., CONDE, M., MONTERO, G., & PARDOS, M. 2016. ENHANCED TOOLS FOR PREDICTING ANNUAL STONE PINE (*PINUS PINEA* L.) CONE PRODUCTION AT TREE AND FOREST SCALE IN INNER SPAIN. FOREST SYSTEMS, 25(3), e079. [HTTP://DX.DOI.ORG/10.5424/FS/2016253-09671](http://dx.doi.org/10.5424/fs/2016253-09671)
- CALAMA, R., GORDO, J., MUTKE, S., CONDE, M., MADRIGAL, G., GARRIGA, E., ARIAS, M. J., PIQUÉ, M., GANDÍA, R., MONTERO, G., & PARDOS, M. 2020. DECLINE IN COMMERCIAL PINE NUT AND KERNEL YIELD IN MEDITERRANEAN STONE PINE (*PINUS PINEA* L.) IN SPAIN. IForest 13: 251-260. [HTTPS://DOI.ORG/10.3832/IFOR3180-013](https://doi.org/10.3832/IFOR3180-013)
- CALAMA, R., DE-DIOS.GARCÍA, J., DEL RÍO, M., MADRIGAL, G., GORDO, F.J., PARDOS, M. 2021. MIXTURE MITIGATES THE EFFECT OF CLIMATE CHANGE ON THE PROVISION OF RELEVANT ECOSYSTEM SERVICES IN MANAGED *PINUS PINEA* L. FORESTS. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 481, 118782. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2020.118782](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118782)
- DE DIOS GARCÍA, J., PARDOS, M., & CALAMA, R. 2015. INTERANNUAL VARIABILITY IN COMPETITIVE EFFECTS IN MIXED AND MONOSPECIFIC FORESTS OF MEDITERRANEAN STONE PINE. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 358, 230–239. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2015.09.014](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.014)
- DEL RÍO, M., AGUIRRE, M., CALAMA, R., MADRIGAL, G., GORDO, F. J., FINAT, L., ÁLVAREZ, D., MONTERO, G., & MUTKE, S. 2011. EARLY THINNING FOR CROWN EXPANSION AND DROUGHT STRESS REDUCTION. AGROPINE2011. INTERNATIONAL MEETING ON MEDITERRANEAN STONE PINE FOR AGROFORESTRY. VALLADOLID-SPAIN.
- GARCÍA-GÜEMES, C., & CALAMA, R. 2015. LA PRÁCTICA DE LA SELVICULTURA PARA LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO. EN: LOS BOSQUES Y LA BIODIVERSIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y ADAPTACIÓN EN ESPAÑA. MITECO. 501-512. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/CAMBIO-CLIMATICO/TEMAS/IMPACTOS-VULNERABILIDAD-Y-ADAPTACION/PLAN-NACIONAL-ADAPTACION-CAMBIO-CLIMATICO/BIODIVERSIDAD.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/biodiversidad.aspx)
- GORDO, F. J., FINAT, L., & HERNÁNDEZ, J. A. 2002. ORDENACIÓN Y MEJORA DE LA CUBIERTA ARBÓREA EN MONTES DE UP ASENTADOS SOBRE DEPÓSITOS ARENOSOS CUATERNARIOS EN LA COMUNIDAD DE VILLA Y TIERRA DE PORTILLO (VALLADOLID). MONTES, 67, 92-103.
- GORDO, F. J., ROJO, L. I., FINAT, L., & HERNÁNDEZ, J. 2011. ¿QUÉ HACER CON LAS REPOBLACIONES PAC DE *PINUS PINEA* L. EN LA MESETA NORTE? FORESTALIS, 18, 32-35. [HTTPS://WWW.FAFCYLE.ES/PROJECT/REVISTA-FORESTALIS-NO-18/](https://www.fafcycle.es/project/revista-forestalis-no-18/)
- GORDO, J., CALAMA, R., PARDOS, M., BRAVO, F., & MONTERO, G. 2012. LA REGENERACIÓN NATURAL DE LOS PINARES EN LOS ARENALES DE LA MESETA CASTELLANA. INSTITUTO UNIVERCITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE UVA-INIA. [HTTP://SOSTENIBLE.PALENCIA.UVA.ES/SYSTEM/FILES/PUBLICACIONES/LA REGENERACION NATURAL EN LOS PINARES EN LOS ARENALES DE LA MESETA CASTELLANA.PDF](http://sostenible.palencia.uva.es/system/files/publicaciones/la-regeneracion-natural-en-los-pinares-en-los-arenales-de-la-meseta-castellana.pdf)
- GORDO, J., CALAMA, R., ROJO, L. I., MADRIGAL, G., ÁLVAREZ, D., MUTKE, S., ..., & FINAT, L. 2009. EXPERIENCIAS DE CLAREOS EN MASAS DE *PINUS PINEA* L. EN LA MESETA NORTE. ACTAS DEL 5º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. [HTTPS://WWW.CONGRESOFORESTAL.ES/FICHERO.PHP?T=12225&I=287&M=2185](https://www.congresoforestal.es/fichero.php?t=12225&i=287&m=2185)
- MANSO, R., FORTIN, M., CALAMA, R., & PARDOS, M. 2013. MODELLING SEED GERMINATION IN FOREST TREE SPECIES THROUGH SURVIVAL ANALYSIS. THE *PINUS PINEA* L. CASE STUDY. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 289, 515–524. [HTTPS://DOI.ORG/HTTP://DX.DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2012.10.028](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.028)
- MANSO, R., PARDOS, M., & CALAMA, R. 2014. CLIMATIC FACTORS CONTROL RODENT SEED PREDATION IN *PINUS PINEA* L. STANDS IN CENTRAL SPAIN. ANNALS OF FOREST SCIENCE, 71(8), 873-883. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S13595-014-0396-Y](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13595-014-0396-y)

MANSO, R., PARDOS, M., KEYES, C. R., & CALAMA, R. 2012. MODELLING THE SPATIO-TEMPORAL PATTERN OF PRIMARY DISPERSAL IN STONE PINE (*PINUS PINEA* L.) STANDS IN THE NORTHERN PLATEAU (SPAIN). *ECOLOGICAL MODELLING*, 226, 11-21. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ECOLMODEL.2011.11.028](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.11.028)

MONTERO, G., & CAÑELLAS, L. 1999. SUSTAINABLE MANAGEMENT OF MEDITERRANEAN FORESTS IN SPAIN. *UNASYLVA-FAO*, 29-34. [HTTPS://HDL.HANDLE.NET/10535/8447](https://hdl.handle.net/10535/8447)

MONTERO, G., CALAMA, R., & RUIZ-PEINADO, R. 2008. SELVICULTURA DE *PINUS PINEA* L. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA. INIA-FUCOVASA. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/267642086_SELVICULTURA_DE_PINUS_PINEA](https://www.researchgate.net/publication/267642086_SELVICULTURA_DE_PINUS_PINEA)

PARDOS, M., VÁZQUEZ-PIQUÉ, J., ALEJANO, R., G, M., PASCUAL, S., GONZÁLEZ-CASCÓN, R., MUTKE, S., GORDO, J., & CALAMA, R. 2018. LINKING CLIMATE, PHYSIOLOGY AND INTRA-ANNUAL SECONDARY GROWTH IN A INTRASPECIFIC COMPETITION TRIAL OF *PINUS PINEA* L. TRACE 2018 CONFERENCE GREIFSWALD, APRIL 24-27 2018.

RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

SOLIÑO, M., YU, T., ALÍA, R., AUÑÓN, F., BRAVO-OVIEDO, A., CHAMBEL, M. R., DE MIGUEL, J., DEL RÍO, M., JUSTES, A., MARTÍNEZ-JAUREGUI, M., MONTERO, G., MUTKE, S., RUIZ-PEINADO, R., & GARCÍA DEL BARRIO, J. M. 2018. RESIN-TAPPED PINE FORESTS IN SPAIN: ECOLOGICAL DIVERSITY AND ECONOMIC VALUATION. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 625, 1146-1155. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.SCITOTENV.2018.01.027](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.027)

8.2.10. PINARES DE *PINUS* *HALEPENSIS*

IRENE RUANO BENITO; RAFAEL CALAMA SAINZ; SVEN MUTKE

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Las repoblaciones de pino carrasco sobre cuevas margosas de la Meseta Norte se han incluido en este documento por su interés ecológico y forestal, aunque están fuera del área natural de la especie, limitada en la península a la España caliza del levante dentro de un rango altitudinal entre 300 y 1.000 metros, donde su régimen pluviométrico comprende un rango desde 300 hasta 700 mm anuales y una temperatura media anual entre 12 a 16 °C, clasificada como termófila (BRAVO-OVIEDO & MONTERO, 2008). La introducción de la especie en el clima submediterráneo continental frío de la cuenca central del Duero, delimitada como región de procedencia 19 (Repoblaciones de la Meseta Norte) ha ampliado su rango de viabilidad térmica hacia abajo, con un promedio de 2,3 meses de heladas seguras y una temperatura media anual de poco más de 11 °C, aún más fría que en la región procedencia natural más continental, la 7 (Alcarria). La comprobada buena adaptación de algunas de sus repoblaciones a las condiciones locales llevó en 2002 a registrar 55 ha de rodales selectos sobre estas cuevas de la Meseta Norte en el Catálogo Nacional de Materiales de Base para la obtención de material forestal de reproducción de la especie (GORDO et al., 2020).

Ya desde mediados del siglo XX, el pino carrasco (*Pinus halepensis*) fue introducido en la región como herramienta para la restauración de la cubierta forestal en laderas margosas y yesíferas desarboladas y erosionadas de los páramos calizos, sobre todo en la cuenca central de Duero en las provincias de Valladolid, Palencia y Burgos, con los objetivos de frenar la erosión, proteger las tierras de cultivo de las campiñas y restaurar el suelo de áreas degradadas, especialmente en las cuevas margosas desnudas citadas. El desarrollo posterior de estas repoblaciones ha sido muy desigual según las condiciones edáficas. En su primera fase, la restauración de la vegetación con esta especie, acompañada por un efectivo acotado del pastoreo, transforma unos eriales en formación leñosa, pero conforme se desarrolla la masa debe abrirse para favorecer la riqueza y la diversidad en el sotobosque (CHIRINO et al., 2006; GORDO et al., 2020).

Su apertura en tratamientos selvícolas intermedios y plantaciones de enriquecimiento de las últimas décadas han permitido diversificar la composición de la masa con la recuperación de otras especies, tanto frondosas como enebros y arbustivos o matas. En algunas áreas afectadas por el fuego, las repoblaciones más antiguas

han mostrado su capacidad de regeneración post-incendio.

Desde los años 1990, su empleo ya ha sido reemplazado en muchas restauraciones por el pino piñonero autóctono de la región, donde la calidad edáfica lo permita. No obstante, el pino carrasco seguirá jugando un papel esencial sin posibles alternativas para la restauración de aquellas estaciones más degradadas, facilitando la posterior introducción bajo dosel de las especies propias de las cuevas margosas. Por ello, entre 1990 y 2015 ha sido tras el piñonero la segunda especie más demandada para las repoblaciones en la provincia

de Valladolid, aún por delante de la encina (GORDO et al., 2020). Es previsible que, bajo un futuro clima más árido, el carrasco tendrá una relevancia aún mayor para alcanzar este objetivo de restauración. En la actualidad, la superficie que ocupa en Castilla y León asciende a 26.076 ha¹.

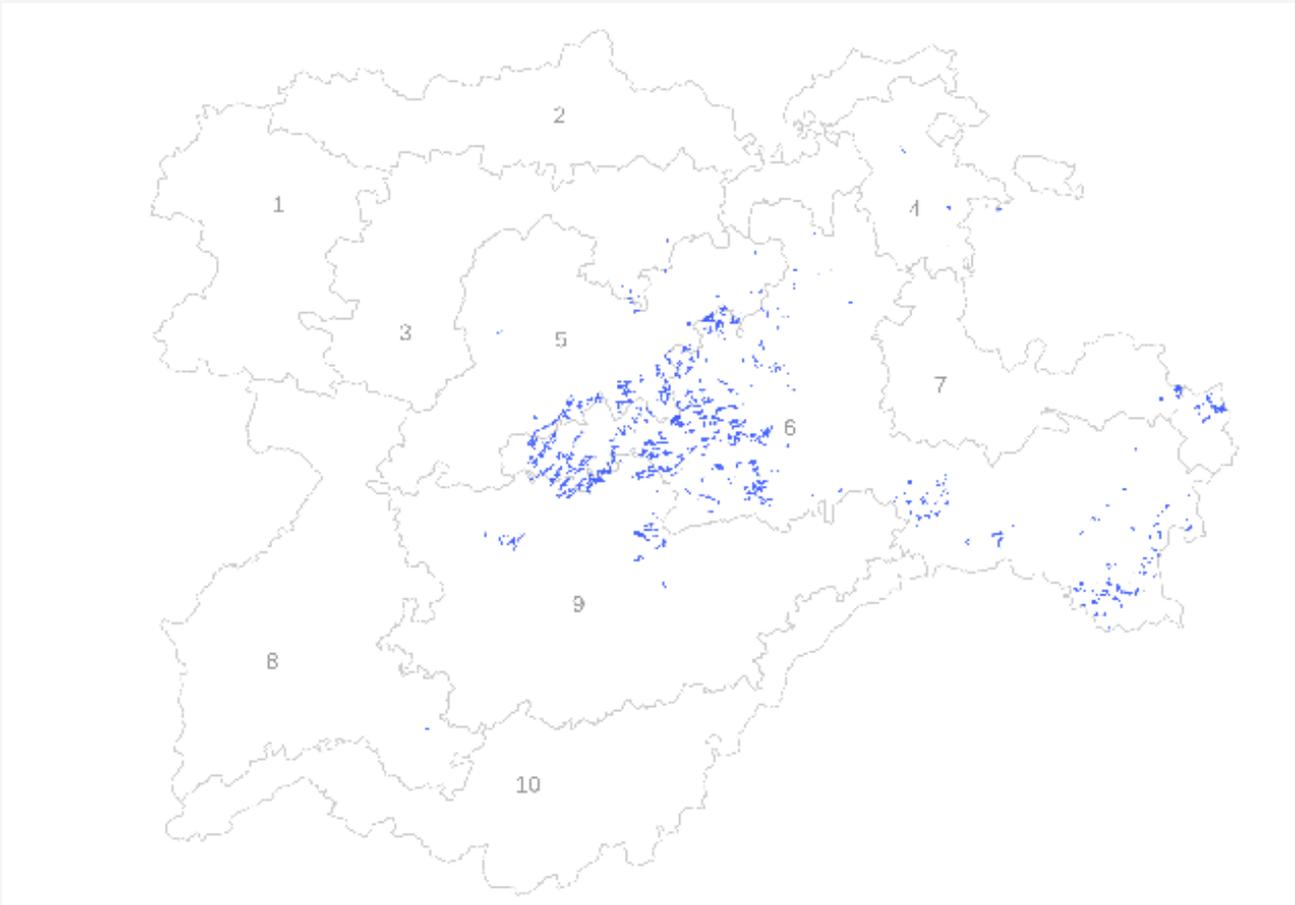
¹ Teselas con *Pinus halepensis* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



Regenerado de *Pinus halepensis* tras un incendio forestal (Ayódar, Castellón). Foto de SEVILLA, F.



Masa de *Pinus halepensis* (Sierra Espuña, Murcia). Foto de SEVILLA, F.

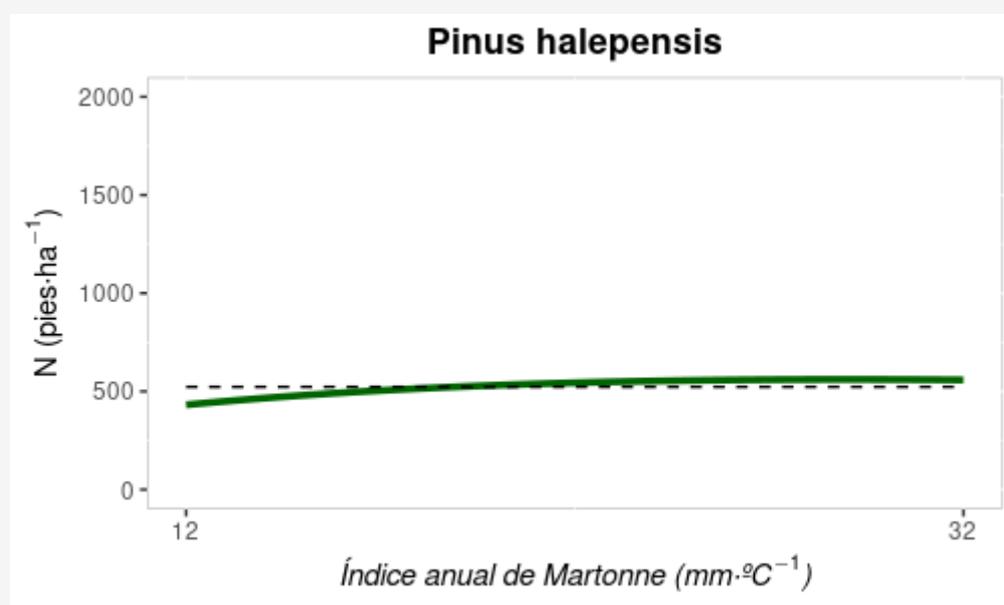


Mapa de distribución de masas forestales con *Pinus halepensis* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020) estudiaron la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, y su relación con las variables climáticas que más influyen en cada caso. La figura muestra cómo evoluciona la máxima densidad de la masa (línea de autoaclareo, SDImax) según cambia el valor del Índice de Aridez de Martonne en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDImax medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas.

En el caso del pino carrasco no se encontró una variación significativa en la capacidad de carga de la masa (SDImax), lo que sugiere poca vulnerabilidad de sus masas actuales a una mayor aridez dentro del rango actual de la especie. Tratándose de una región climática más fría, aunque también bastante seca, en comparación con su nicho ecológico en la península, cabe prever bastante margen de seguridad bajo los escenarios actuales para este siglo, al menos lo que a parámetros climáticos en sí se refiere.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máximo de la Masa, SDImax) para Pinus halepensis. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (Índice anual de Martonne (mm/°C)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020) estudiaron la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, y su relación con las variables climáticas que más influyen en cada caso. La figura muestra cómo evoluciona la máxima densidad de la masa (línea de autoaclareo, SDI_{max}) según cambia el valor del Índice de Aridez de Martonne en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDI_{max} medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas.

En el caso del pino carrasco no se encontró una variación significativa en la capacidad de carga de la masa (SDI_{max}), lo que sugiere poca vulnerabilidad de sus masas actuales a una mayor aridez dentro del rango actual de la especie. Tratándose de una región climática más fría, aunque también bastante seca, en comparación con su nicho ecológico en la península, cabe prever bastante margen de seguridad bajo los escenarios actuales para este siglo, al menos lo que a parámetros climáticos en sí se refiere.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Regular la regeneración post-incendio

En caso de una regeneración espontánea abundante después de verse la masa principal afectado por un incendio, por la diseminación de pino carrasco a partir de su banco aéreo de semilla en piñas en ocasión serótinas, y por el eventual rebrote de cepa de quercíneas, arbustos y matas presentes, es fundamental su seguimiento e intervención selvícola. Los tratamientos más comunes son los clareos para reducir la densidad, seleccionar los pies y dirigir así la composición, estructura y dinámica de la nueva masa. Sus efectos positivos se han observado no solo en un mayor crecimiento de los individuos, sino también en el patrón estructural, la diversidad

de plantas y la producción precoz de piña para ser capaz de regenerar en caso de nuevos incendios (DE LAS HERAS et al., 2007; GONZÁLEZ-OCHOA et al., 2004; MOYA et al., 2009; RUANO et al., 2013). Además, en estos tratamientos se deberá controlar la continuidad horizontal y vertical de combustible y, por lo tanto, disminuirá el riesgo de incendio (OROZCO & JORDÁN, 2007).

RUANO et al. (2013, 2021a, 2021b) analizaron densidades finales de 1.600 pies/ha, observando un efecto positivo del tratamiento en términos de crecimiento y producción de conos.

Fomentar una selvicultura con objetivos comerciales

Para mejorar la rentabilidad de los tratamientos selvícolas en las masas de pino carrasco, sin llegar a priorizar un objetivo comercial en las repoblaciones protectoras y restauradoras de la especie, el aprovechamiento para biomasa del árbol completo ha supuesto una posibilidad para financiar la ejecución de la primera clara en estos montes en ladera de

complejo aprovechamiento. Al objeto de abaratar costes se plantea una intervención semisistemática, consistente en la apertura de calles en línea de máxima pendiente y una clara selectiva por lo bajo entre las calles, al objeto de llegar a unas densidades en torno a 250-500 pies/ha (GORDO et al., 2020)

Fomentar la diversidad específica y genética

Especialmente en las plantaciones monoespecíficas, aunque no sólo en ellas, se recomienda aplicar tratamientos selvícolas como clareos, claras y podas para mejorar las condiciones de la masa principal y favorecer las diferentes especies vegetales presentes, o en su caso, introducidas por plantaciones de enriquecimiento por golpes o fajas (GORDO et al., 2020; NAVARRO et al., 2010; RUANO et al., 2021a, 2021b). Desde los años 1990 se han llevado a cabo en las cuevas margosas y yesíferas de las provincias de Valladolid y Palencia actuaciones de plantación y/o siembra bajo cubierta de *Quercus ilex*

y *Q. faginea*, así como de otras especies arbóreas autóctonas (*Pinus pinea*, *Juniperus thurifera*) y de matorral (*Rosmarinus officinalis*, *Cytisus* sp., *Retama* sp., etc.).

En cuanto al mantenimiento de la diversidad y adaptación genética, se recomienda en nuevas plantaciones el empleo de material forestal de reproducción procedente de los rodales selectos de la región de procedencia artificial 19 (Repoblaciones de la Meseta Norte), mejor adaptado a las condiciones ambientales del territorio.

Adaptar las técnicas de repoblación

Según el avance del cambio climático hacia un clima más caluroso y árido en la cuenca central del Duero, el pino carrasco podría ser una especie con gran potencial de extensión en la región, tal vez incluso pudiendo enriquecer (mediante mezcla) o sustituir a masas de otras especies menos adaptadas a la sequía (p.e. *Pinus pinea* o *P. pinaster*), sin perder su principal funcionalidad, la restauración de terrenos deforestados de difícil regeneración (laderas yesosas). El éxito de la plantación se fundamenta en el empleo de técnicas de plantación orientadas a optimizar el uso del recurso limitante, para lo que

se recomienda el empleo de planta mejorada en vivero, la preparación puntual del terreno y ejecución de microcuencas, el uso de tubos de protección, enmiendas y mulch, y el empleo de maquinaria que minimice el impacto, como la retroaraña, sin descuidar las plantaciones de enriquecimiento y la gradual transformación o evolución de la repoblación a masas mixtas con enebros, sabina, piñonero y frondosas (GARCÍA-GÜEMES & CALAMA, 2015; GORDO et al., 2020).

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Debe prestarse especial atención a las siguientes zonas de pinar:

- i. Montes de Cerrato y Torozos (provincias de Burgos, Palencia y Valladolid) (diversificación de primeras repoblaciones con pino carrasco con frondosas) en las comarcas 5 y 6
- ii. Cuestas margosas y yesosas (Villavieja (León), San Cebrián del Mazote y Uruña (Valladolid)) en las comarcas 5 y 6

REFERENCIAS

- BRAVO-OVIEDO, A. & MONTERO, G. 2008. DESCRIPCIÓN DE LOS CARACTERES CULTURALES DE LAS PRINCIPALES ESPECIES FORESTALES DE ESPAÑA. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA Y FUCOVASA. MADRID.
- CHIRINO, E., BONET, A., BELLOT, J., & SÁNCHEZ, J. R. 2006. EFFECTS OF 30-YEAR-OLD ALEPPO PINE PLANTATIONS ON RUNOFF, SOIL EROSION, AND PLANT DIVERSITY IN A SEMI-ARID LANDSCAPE IN SOUTH EASTERN SPAIN. *CATENA*, 65(1), 19-29. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.CATENA.2005.09.003](https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.09.003)
- DE LAS HERAS, J., MOYA, D., LÓPEZ-SERRANO, F., & CONDÉS, S. 2007. REPRODUCTION OF POSTFIRE *PINUS HALEPENSIS* MILL. STANDS SIX YEARS AFTER SILVICULTURAL TREATMENTS. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 64(1), 59-66. [HTTPS://DOI.ORG/10.1051/FOREST:2006088](https://doi.org/10.1051/forest:2006088)
- GARCÍA-GÜEMES, C., & CALAMA, R. 2015. LA PRÁCTICA DE LA SELVICULTURA PARA LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO. EN: LOS BOSQUES Y LA BIODIVERSIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y ADAPTACIÓN EN ESPAÑA. MITECO. 501-512 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/CAMBIO-CLIMATICO/TEMAS/IMPACTOS-VULNERABILIDAD-Y-ADAPTACION/PLAN-NACIONAL-ADAPTACION-CAMBIO-CLIMATICO/BIODIVERSIDAD.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/biodiversidad.aspx)
- GONZÁLEZ-OCHOA, A. I., LÓPEZ-SERRANO, F. R., & DE LAS HERAS, J. 2004. DOES POST-FIRE FOREST MANAGEMENT INCREASE TREE GROWTH AND CONE PRODUCTION IN *PINUS HALEPENSIS*? *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 188(1-3), 235-247. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2003.07.015](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.015)
- GORDO, J., GONZÁLEZ, A., CUBERO, D., ROJO, L. I., MARTÍNEZ, C., FINAT, L., HERNÁNDEZ, J., & REQUE, J. 2020. ACTUACIONES PARA AUMENTAR LA DIVERSIDAD EN REPOBLACIONES FORESTALES EN LA MESETA NORTE. *MONTES*, 139, 26-31.
- MOYA, D., DE LAS HERAS, J., LÓPEZ-SERRANO, F. R., CONDES, S., & ALBERDI, I. 2009. STRUCTURAL PATTERNS AND BIODIVERSITY IN BURNED AND MANAGED ALEPPO PINE STANDS. *PLANT ECOLOGY*, 200(2), 217-228. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S11258-008-9446-6](https://doi.org/10.1007/s11258-008-9446-6)
- NAVARRO, F. B., JIMÉNEZ, M. N., CAÑADAS, E. M., GALLEGO, E., TERRÓN, L., & RIPOLL, M. A. 2010. EFFECTS OF DIFFERENT INTENSITIES OF OVERSTORY THINNING ON TREE GROWTH AND UNDERSTORY PLANT-SPECIES PRODUCTIVITY IN A SEMI-ARID *PINUS HALEPENSIS* MILL. AFFORESTATION. *FOREST SYSTEMS*, 19(3), 410-417. [HTTPS://REVISTAS.INIA.ES/INDEX.PHP/FS/ARTICLE/DOWNLOAD/1463/1373/](https://revistas.inia.es/index.php/fs/article/download/1463/1373/)
- OROZCO, E., & JORDÁN, E. 2007. ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA INTENSIDAD DE PODA EN *PINUS HALEPENSIS* MILL. SOBRE DIVERSOS PARÁMETROS MORFOLÓGICOS, FISIOLÓGICOS Y BIOLÓGICOS. UNIVERSIDAD DE CASTILLA-LA MANCHA Y JUNTA DE COMUNIDADES DE CASTILLA-LA MANCHA. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO RURAL. DIRECCIÓN GENERAL DEL MEDIO NATURAL. ESPAÑA. [HTTPS://WWW.CASTILLALAMANCHA.ES/SITES/DEFAULT/FILES/DOCUMENTOS/20120511/SERIE20FORESTAN20NO202.-INFLUENCIA20DE20PODA20EN20PINUS20HALEPENSIS.PDF](https://www.castillalamancha.es/sites/default/files/documentos/20120511/serie20forestan20no202.-influencia20de20poda20en20pinus20halepensis.pdf)
- RUANO, I., HERRERO, C., & BRAVO, F. 2021A. EFFECT OF DENSITY ON MEDITERRANEAN PINE SEEDLINGS USING THE NELDER WHEEL DESIGN: ANALYSIS OF BIOMASS PRODUCTION. PRE-PRINT [HTTPS://DOI.ORG/10.21203/RS.3.RS-903312/V1](https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-903312/v1)
- RUANO, I., PANDO, V., & BRAVO, F. 2021B. EFFECT OF DENSITY ON MEDITERRANEAN PINE SEEDLINGS USING THE NELDER WHEEL DESIGN: ANALYSIS OF SURVIVAL AND EARLY GROWTH. PRE-PRINT [HTTPS://DOI.ORG/10.21203/RS.3.RS-903311/V1](https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-903311/v1)
- RUANO, I., RODRÍGUEZ-GARCÍA, E., & BRAVO, F. 2013. EFFECTS OF PRE-COMMERCIAL THINNING ON GROWTH AND REPRODUCTION IN POST-FIRE REGENERATION OF *PINUS HALEPENSIS* MILL. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 70(4), 357-366. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S13595-013-0271-2](https://doi.org/10.1007/s13595-013-0271-2)
- VEGA HIDALGO, J. A. 2003. REGENERACIÓN DEL GÉNERO " *PINUS* " TRAS INCENDIOS. CUADERNOS DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CIENCIAS FORESTALES, (15), 59-68. [HTTPS://DIALNET.UNIRIOJA.ES/DESCARGA/ARTICULO/2976316.PDF](https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2976316.pdf)

8.2.11. SABINARES Y ENEBRALES

JOSÉ MIGUEL OLANO MENDOZA

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA



Sabinar albar con estructura abierta en Cabrejas del Pinar (Soria). Foto de OLANO, J. M.

La gran mayoría de los bosques de *Juniperus* de Castilla y León están dominados por la sabina albar (*Juniperus thurifera*), que registra una superficie de 111.366 ha¹, pero en el suroeste de la comunidad aparecen bosques dominados por el enebro de miera (*Juniperus oxycedrus*) cuya situación es mucho menos conocida (ESCUDE-RO et al., 2008) por ocupar mucha menor extensión (15.615 ha).

Es importante indicar que los enebrales arbus-tivos no pertenecen a esta categoría. Los sabinares albares son generalmente formaciones abiertas con el suelo tapizado por pastizales de gran

interés ecológico y protegidos. En muchos casos, las sabinas han sido sometidas a aprovechamientos en altura para madera y ramón, por lo que los portes son muy diversos. El sabinar albar en su estructura tradicional puede considerarse una formación antrópica (OLANO et al., 2008; ROZAS et al., 2008), determinada por un intenso uso ganadero que le ha favorecido históricamente frente a otras especies arbóreas. Sin embargo, los sabinares albares se han manejado tradicionalmente como montes arbolados con un intenso uso ganadero, fundamentalmente de ganado menor. Esto ha mantenido una estructura abierta y dominada por sabina albar, con muy poca presencia de otras especies arbóreas menos tolerantes al ramoneo.

¹ Teselas de *Juniperus thurifera* y *Juniperus oxycedrus* como especie principal, respectivamente. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

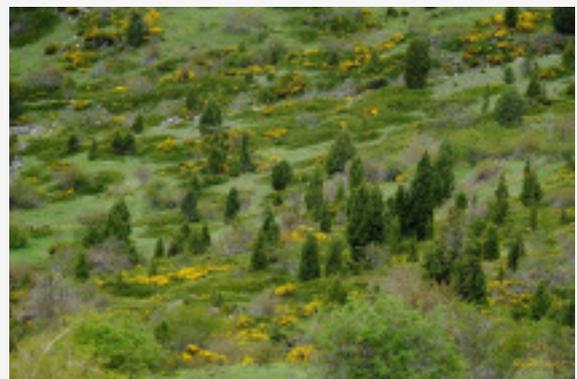


El enebro de miera puede convertirse en un árbol y participar en formaciones forestales. En este caso con sabina albar. Montejo de la Vega de la Serrezuela (Segovia). Foto de OLANO, J. M.

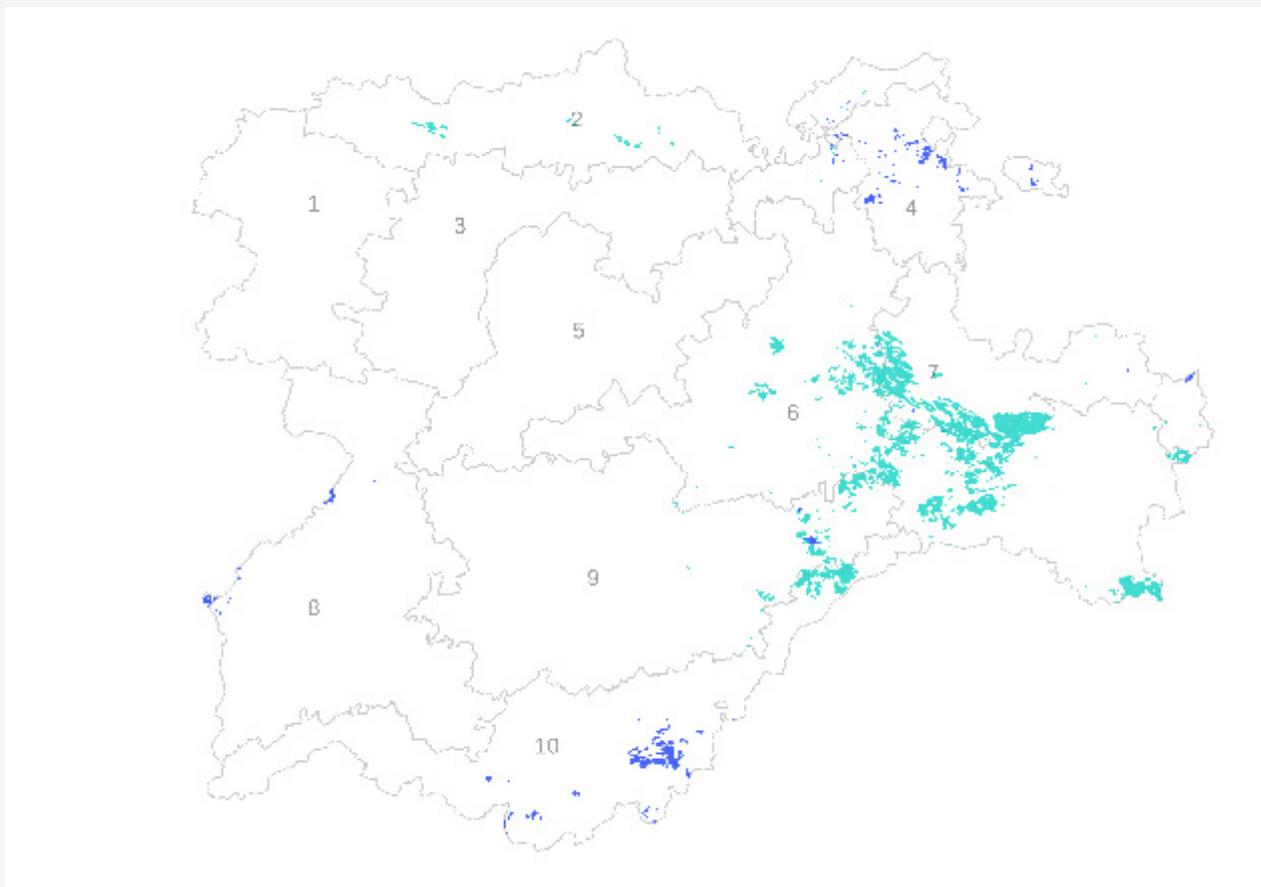
Esta situación está cambiando debido a la reducción de la ganadería extensiva de ovino y caprino, generando masas con mayor densidad de pies y con la incorporación de otras especies arbóreas, tanto de pinos como de quercíneas (DE SOTO et al., 2010; OLANO et al., 2011). Estas masas tienen una mayor fracción de cabida cubierta, y en muchos casos pueden incluso tener continuidad en copas. El cambio radical en los usos ganaderos que ocurre en la segunda mitad del siglo inicia un cambio en la estructura de estas masas, con un proceso de densificación del sabinar y con la creciente entrada de otras especies arbóreas (DE SOTO et al., 2010; OLANO et al., 2008, 2011). Es cada vez más común la presencia de otras especies arbóreas que varían en función del contexto en que se encuentre el bosque, con pinos (*Pinus sylvestris*, *P. pinaster* o *P. nigra*) o quercíneas (*Quercus faginea*, *Q. pyrenaica* o *Q. ilex*), frecuentemente acompañadas de enebro común (*Juniperus communis*), siendo muy común la presencia de un sotobosque de caméfitos basófilos (*Lavandula*, *Satureja*, *Thymus*, *Lithodora*, *Stachelina*...), pero también pueden aparecer especies acidófilas (*Cistus laurifolius*) cuando el suelo es ácido o se dan procesos de descarbonatación.

El núcleo de distribución de las formaciones de sabina albar se encuentra en las provincias de Soria, Burgos y Segovia. En algunos casos se forman áreas de gran extensión, como las formaciones que se encuentran al sur de gran parte de la carretera nacional 234 entre Soria y Burgos. Destacan por su singularidad los sabinares albares situados en el norte de las provincias de Palencia y León, sobre afloramientos de calizas masivas en ambientes mucho más húmedos de lo que corresponde a la especie; en el caso de las provincias de Valladolid y Zamora se pueden encontrar algunas formaciones puntuales.

Mención aparte merecen las formaciones boscosas de enebro de miera (*Juniperus oxycedrus*), que son testimoniales en Castilla y León, pero que tienen un gran interés por su singularidad. La distribución de estas formaciones se centra fundamentalmente en la provincia de Ávila, al Sur de la Sierra de Gredos.



Sabinar albar en plena expansión en ambientes atlánticos. El sabinar se mantuvo en las lomas calizas, pero la reducción de la ganadería está permitiendo su expansión. Barrios de Luna (León). Foto de OLANO, J. M.



Distribución de masas forestales con sabina albar (*Juniperus thurifera*) en azul oscuro y enebro de miera (*Juniperus oxycedrus*) en azul claro como especies principales en el ámbito de Castilla y León según comarcas (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

La sabina albar es muy resiliente a las situaciones de estrés hídrico, con capacidad para mantener potenciales hídricos muy negativos en el xilema, lo que le confiere una gran capacidad para tolerar climas más secos que los que ocupa actualmente en Castilla y León (OLANO et al., 2017), por lo que una aridificación de la región asociada al cambio climático no debiera ser una amenaza seria para las formaciones dominadas por esta especie. De hecho, el seguimiento del Inventario Forestal Nacional indica que la especie está expandiéndose en Castilla y León (OLANO et al., 2011). La sabina albar es muy resiliente a las situaciones de estrés hídrico y cuenta con capacidad de tolerar climas más secos que los ocupa actualmente, por lo que el cambio climático no parece una amenaza, ni para este ecosistema, ni para esta especie, que de hecho está colonizando nuevas áreas. La especie dominante tiene características que sugieren una gran capacidad de adaptación (elevada dispersión, carácter pionero y alta longevidad). En resumen, las perspectivas de futuro de los sabinares albares en Castilla y León respecto al cambio climático son buenas, pues sus márgenes de tolerancia a mayor temperatura y estrés hídrico aún son amplios y no hay problemas de disponibilidad de propágulos.

No obstante, algunos autores han planteado un potencial efecto del cambio climático sobre la capacidad reproductiva de la sabina albar debido a su impacto sobre los predadores predispersivos (MONTESINOS et al., 2010). Sin embargo, los trabajos realizados sobre la especie indican que la producción de propágulos no parece ser un problema (RODRÍGUEZ-GARCÍA et al., 2017), y que su limitación para el establecimiento está más ligada a la presencia de hábitats y microhábitats favorables que a la disponibilidad de propágulos. Como ya se ha señalado, se observa una expansión en la distribución de las especies, así como la colonización por parte de los sabinares de diferentes espacios abiertos.

Sin embargo, no se puede desmarcar el cambio climático de otros factores asociados al cambio global, como es la modificación de los patrones de

uso, ya que la configuración de los sabinares es muy susceptible a los cambios de manejo. El abandono de la ganadería reducirá la capacidad de estos ecosistemas de proveer de pastos. Muchos sabinares albares están comenzando a cambiar su composición hacia formaciones mixtas, con una densidad de pies mucho mayor y con la creciente incorporación de otras especies arbóreas, siendo este un proceso generalizado en Castilla y León. Así, la sabina albar, con crecimientos muy reducidos, va a convivir con pinos y quercíneas con tasas de crecimiento mayores, tanto en grosor como en altura. Existe poca información empírica sobre los patrones de reclutamiento de la sabina albar en estas formaciones más densas. Estas masas tienen una mayor fracción de cabida cubierta, y en muchos casos pueden incluso tener continuidad en copas. Aparentemente, la especie recluta bien en pinares y otros bosques más o menos abiertos, pero al tratarse de una situación novedosa es necesario un seguimiento adecuado. Esta nueva situación plantea dudas sobre cuál puede ser la dinámica futura de estos bosques, en particular las pautas de regenerado de la sabina albar.

Se están produciendo cambios en las estructuras de las masas de los sabinares albares con un incremento de la densidad de pies arbóreos, así como la diversificación de las masas con la entrada de diferentes especies de pinos y quercíneas. Esta conlleva la pérdida de los sabinares abiertos y la mortalización de muchos de los pastizales que estos bosques albergan, perdiendo parte de estos hábitats que están catalogados como de interés comunitario. La desaparición o pérdida de abundancia de especies de flora y fauna afectaría principalmente a las formaciones pascícolas asociadas a los sabinares abiertos. Se ha observado en algunos eventos extremos como 2005 y 2012, la mortalidad de especies acompañantes, sobre todos pinos silvestres, menos tolerantes a la sequía, esto no parecería ser un problema, dado el dinamismo de este sistema.

La nueva situación de mayor densidad plantea dudas acerca de la posibilidad de que existan riesgos emergentes como los incendios. Una

continuidad de copas en sistemas que eran bastante abiertos y una mayor biomasa de matorral pueden generar un cierto riesgo que hasta ahora no había existido. Si bien, es un riesgo menor en relación a otros sistemas forestales.

En el caso del enebro de miera, a diferencia de la sabina albar, el conocimiento que tenemos de

su dinámica es muy reducido, ya que apenas se ha estudiado, si bien la especie parece muy tolerante al estrés hídrico (FÉRRIZ et al., 2021) y es posible que su presencia también haya sido favorecida por la ganadería (DEL PESO & BRAVO-OVIEDO, 2006). En este sentido, es necesario un adecuado esfuerzo de prospección y seguimiento.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Se están produciendo cambios importantes en la estructura y dinámica de los sabinares albares, lo cual no es un efecto negativo en sí mismo, pero debe considerarse. Estos cambios obligan a replantear las pautas de gestión de estos bosques, para lo cual debe definirse con claridad cuál es el estado o estados a donde queremos dirigir estas formaciones. En este sentido se dan dos estadios potenciales: la gestión de los sabinares debería combinar sabinares

que se mantengan con estructuras abiertas y bajo una presión ganadera moderada, mientras que otros sabinares tiendan a masas más multiespecíficas y de mayor densidad. En el caso del enebro de miera no se cuenta con información suficiente sobre sus bosques y su dinámica para diseñar medidas estratégicas específicas.

Fomentar la dominancia de la sabina albar en espacios abiertos

El mantenimiento de algunos pastizales de gran interés ecológico y protegidos pasa por mantener algunos de los sabinares con estructura abierta y con uso ganadero. Si el objetivo son sabinares puros y abiertos, se puede considerar la extracción de otras especies arbóreas que compiten con la sabina y fomenten una menor densidad de la masa. La promoción del pastoreo ovino y caprino en extensivo en las

zonas de sabinar de especial interés es clave. Este tipo de explotaciones está sufriendo un declive generalizado en Castilla y León con el consecuente impacto en los ecosistemas abiertos que albergan la mayor parte de la biodiversidad. Es un problema ambiental de naturaleza global para el cual deben incorporarse líneas de ayudas condicionadas al ganado extensivo ovino y caprino.

Fomentar la diversidad de composición específica y estructural de los sabinares albares

En otros casos deberían gestionarse los sabinares como bosques mixtos. Dado que los sabinares se gestionan con fines forestales, es necesario cambiar las pautas de gestión para incluir otras especies. Estas masas incorporarán especies con diferentes estrategias vitales, estrategias de regeneración y turnos de corta. Ya existe una

cierta experiencia en el manejo de masas mixtas de sabina albar y pino en zonas del sur de la provincia de Soria, y debe aprovecharse dicha experiencia para desarrollar ordenaciones que consideren los diferentes turnos y productividad de las especies coexistentes.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Se recomienda hacer el seguimiento en Sabinares de Cabrejas, en Soria (Comarca 6), Peña Lampa, en Palencia (comarca 2), Prádena, en Segovia (comarca 10) y el sabinar de Venialbo, en Zamora (comarca 8). Asimismo, debería hacerse seguimiento de los enebrales en el Valle del Alberche (comarca 10).

Los sabinares aislados en Valladolid y Palencia (comarcas 2 y 6) son los más vulnerables, fundamentalmente debido a su reducida extensión y por poderse ver amenazados por actividades sobre ellos. Se debe hacer un seguimiento específico en los sabinares de la cordillera Cantábrica para determinar su evolución, aunque en la mayoría se observa una clara expansión.

REFERENCIAS

DE SOTO, L., OLANO, J. M., ROZAS, V., & DE LA CRUZ, M. 2010. RELEASE OF *JUNIPERUS THURIFERA* WOODLANDS FROM HERBIVORE-MEDIATED ARRESTED SUCCESSION IN SPAIN. *APPLIED VEGETATION SCIENCE*, 13(1), 15-25. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1654-109X.2009.01045.x](https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01045.x)

DEL PESO, C., & BRAVO-OVIEDO, A. 2006. Los ENEBRALES DE *JUNIPERUS OXYCEDRUS* L. EN EL PAISAJE FORESTAL DEL VALLE DEL ALBERCHE (ÁVILA). COMUNICACIÓN EN EL III CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE SABINARES Y ENEBRALES. SORIA. [HTTPS://PFCYL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/EVENTOS/ADJUNTOS/63.PDF](https://pfcyl.es/sites/default/files/eventos/adjuntos/63.pdf)

ESCUADERO, A., & AL. (2008). GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. 432 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/FRANCISCO-EZQUERRA/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON/LINKS/552D4EED0CF2E089A3AD724C/GUIA-BASICA-PARA-LA-INTERPRETACION-DE-LOS-HABITATS-DE](https://www.researchgate.net/profile/Francisco-Ezquerro/publication/274959001_Guia_basica_para_la_interpretacion_de_los_habitats_de_interes_comunitario_en_castilla_y_leon/links/552d4eed0cf2e089a3ad724c/Guia-basica-para-la-interpretacion-de-los-habitats-de)

FÉRRIZ, M., MARTIN-BENITO, D., CAÑELLA, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2021. SENSITIVITY TO WATER STRESS DRIVES DIFFERENTIAL DECLINE AND MORTALITY DYNAMICS OF THREE CO-OCCURRING CONIFERS WITH DIFFERENT DROUGHT TOLERANCE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 486, 118964. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2021.118964](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118964)

MONTESINOS, D., GARCÍA-FAYOS, P., & VERDÚ, M. 2010. RELICTUAL DISTRIBUTION REACHES THE TOP: ELEVATION CONSTRAINS FERTILITY AND LEAF LONGEVITY IN *JUNIPERUS THURIFERA*. *ACTA OECOLOGICA* 36, 120-125. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ACTAO.2009.10.010](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.actao.2009.10.010)

OLANO, J. M., GONZÁLEZ-MUÑOZ, N., ARZAC, A., ROZAS, V., VON ARX, G., DELZON, S., & GARCÍA-CERVIGÓN, A. 2017. SEX DETERMINES XYLEM ANATOMY IN A DIOECIOUS CONIFER: HYDRAULIC CONSEQUENCES IN A DRIER WORLD. *TREE PHYSIOLOGY*, 37, 1493-1502. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1093/TREEPHYS/TPX066](https://doi.org/https://doi.org/10.1093/treephys/tpx066)

OLANO, J. M., ROZAS, V., BARTOLOMÉ, D., & SANZ, D. 2008. EFFECTS OF CHANGES IN TRADITIONAL MANAGEMENT ON HEIGHT AND RADIAL GROWTH PATTERNS IN A *JUNIPERUS THURIFERA* L. WOODLAND. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 255(3-4), 506-512. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2007.09.015](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.015)

OLANO, J. M., ZAVALA, M. A., & ROZAS, V. 2011. DISRUPTION OF *JUNIPERUS THURIFERA* WOODLAND STRUCTURE IN ITS NORTHWESTERN GEOGRAPHICAL RANGE: POTENTIAL DRIVERS AND LIMITING FACTORS. EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 131(3), 563-570. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/s10342-011-0531-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10342-011-0531-3)

RODRÍGUEZ-GARCÍA, E., MEZQUIDA, E. T., & OLANO, J. M. 2017. YOU'D BETTER WALK ALONE: CHANGES IN FOREST COMPOSITION AFFECT POLLINATION EFFICIENCY AND PRE-DISPERSAL CONE DAMAGE IN IBERIAN *JUNIPERUS THURIFERA* FORESTS. PLANT BIOLOGY, 19, 934-941. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1111/PLB.12613](https://doi.org/https://doi.org/10.1111/plb.12613)

ROZAS, V., OLANO, J. M., DE SOTO, L., & BARTOLOMÉ, D. 2008. LARGE-SCALE STRUCTURAL VARIATION AND LONG-TERM GROWTH DYNAMICS OF *JUNIPERUS THURIFERA* TREES IN a managed woodland in Soria, central Spain. Annals of Forest Science, 65(8), 1. <https://doi.org/10.1051/forest:2008066>

8.2.12. CASTAÑARES

ALFONSO FERNÁNDEZ MANSO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

La mayoría de los castañares en Castilla y León son formaciones procedentes de cultivo, que suelen ocupar el espacio correspondiente a especies del género *Quercus* de aptencias climáticas parecidas. En Castilla y León, las masas de castaño (*Castanea sativa*) ocupan un total de 28.872 ha¹. Muchos de estos bosques alcanzan una estructura madura, con ejemplares añosos y de considerables dimensiones, llegando a una regeneración natural en casos favorables.

Los castañares maduros crean un ambiente frondoso y sombrío, bastante parecido al de los hayedos del norte peninsular. En el interior, llama la atención el gran acúmulo de hojarasca que cubre el suelo, fundamentalmente del otoño anterior, así como la escasez de vegetación en el sotobosque.

La flora es común a la de las formaciones forestales sobre las que se implantan, con especies atlánticas en los castañares del noroeste de Castilla y León, o con otras de carácter mucho más mediterráneo en el sur de la región. Los castañares se han utilizado tradicionalmente para la producción de madera y de fruto. La fauna es rica cuando el bosque es maduro, semejante a la de otras formaciones caducifolias, y a menudo aprovecha los recovecos de los viejos castaños para nidificar u obtener refugio, además de consumir el fruto como alimento.

Los castañares se desarrollan en climas con precipitaciones generalmente superiores a 600 mm, sobre sustratos silíceos o calcáreos bien lavados y aireados. El castaño aparece hoy en día en las comarcas silíceas y relativamente húmedas, hasta los 1.000 m de altitud. Abunda en las comarcas occidentales de León (El Bierzo, La Cabrera y norte) y Zamora (Sanabria, La Carballeda y Aliste). También medra en las áreas montañosas de Salamanca (Béjar, La Alberca, Linares de Riófrío, Escorial de la Sierra, Mieza, Masueco, Miranda del Castañar, etc.) y sur de Ávila, en los valles del Tiétar y Alberche. En Burgos crece en los montes de San Zadornil y en los valles atlánticos norteños.

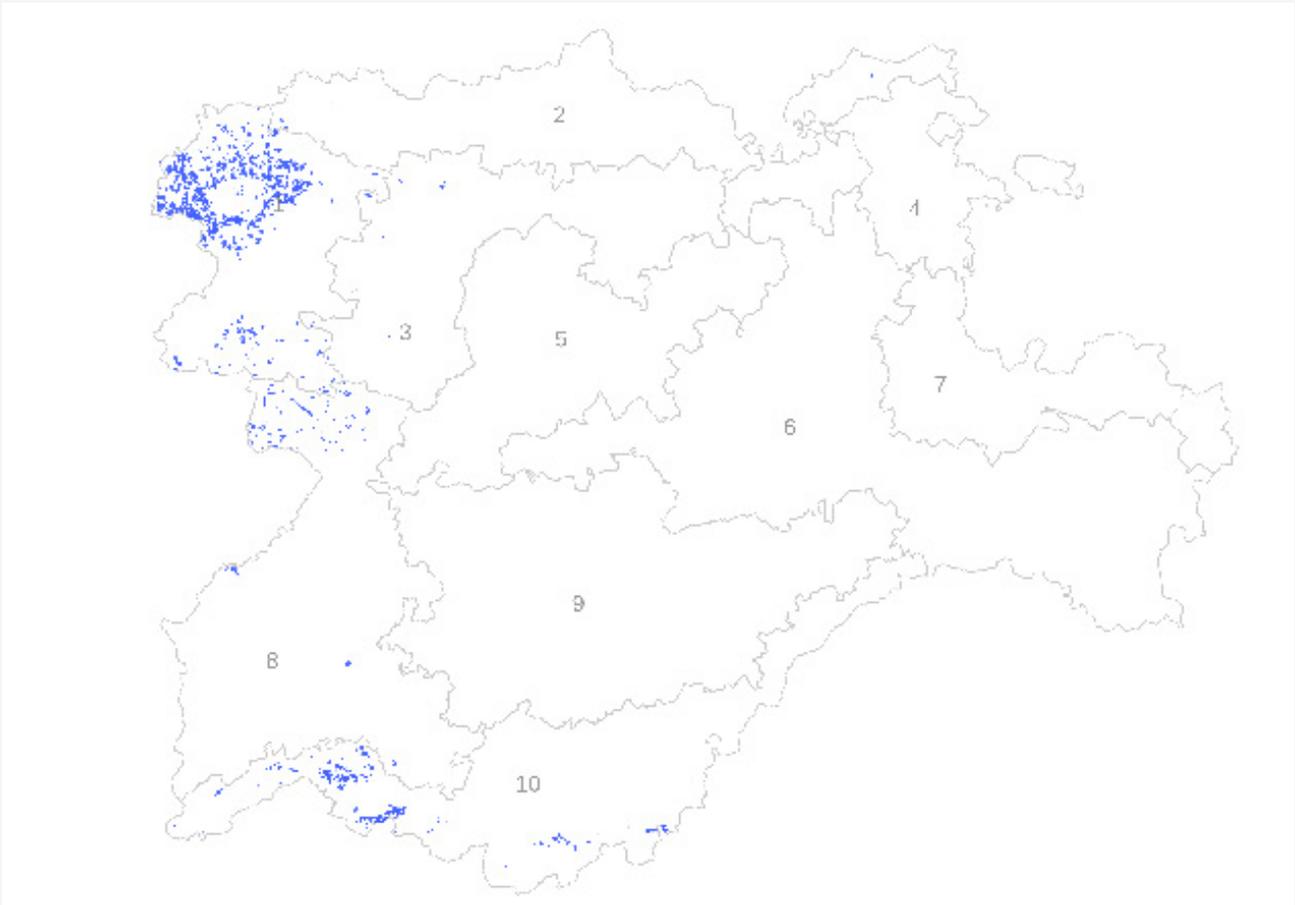
¹ Teselas de *Castanea sativa* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



Monte bajo de Castanea sativa (Prioranza del Bierzo, León). Foto de SEVILLA, F.



Aspecto del castañar donde aparece el regenerado, monte bajo y árbol para fruto (Prioranza del Bierzo, León). Foto de SEVILLA, F.



*Distribución de masas forestales con castaño (*Castanea sativa*) como especie principal en el ámbito de Castilla y León según comarcas (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.*

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Las modificaciones de las temperaturas previstas por el cambio climático tendrán múltiples implicaciones en la fisiología del castaño. La temperatura afecta a los principales procesos fisiológicos, como las tasas de crecimiento y desarrollo de las plantas, el tiempo fenológico, la productividad y la calidad. De esta forma, los inviernos más cálidos afectan el correcto desarrollo fisiológico y fenológico de la especie. Los árboles de clima templado, como el castaño, a menudo requieren inviernos relativamente fríos para cumplir con sus requisitos de enfriamiento durante la latencia invernal, lo que permite un desarrollo fisiológico y fenológico adecuado, como brotación, floración, cuajado y maduración. La exposición acumulada a bajas temperaturas permite que las plantas establezcan adecuadamente la producción de inflorescencias cuando surgen temperaturas más cálidas en primavera. Por ejemplo, el tiempo de brotación depende de la exposición a temperaturas frías para liberar la latencia, seguida de temperaturas óptimas para promover el crecimiento de las plantas en primavera. Modificaciones en las condiciones fenológicas tendrán mayoritariamente repercusiones negativas en las poblaciones.

En algunos casos, las temperaturas más cálidas pueden traer algunos beneficios, como una mayor productividad y la aceleración de la maduración de la fruta, provocando las cosechas tempranas. La temperatura está fuertemente asociada con el crecimiento radial, siendo la tasa máxima de crecimiento correlacionada tanto con la temperatura como con la duración máxima del día. Por otro lado, una acumulación insuficiente de frío puede reducir la producción de frutos, con consecuencias perjudiciales para los rendimientos. En otras ocasiones, las tendencias al alza de la temperatura pueden reducir la disponibilidad de agua y disminuyen las condiciones de frío. También el aumento de temperatura media anual será un factor importante en la producción de castañas, y puede ser un factor limitante en un escenario futuro de cambio climático. En Castilla y León, el déficit de lluvias y el calor extremo del verano pueden conducir a una reducción severa de la productividad de los castañares.

La reducción o redistribución temporal de las precipitaciones afectará el crecimiento y el desarrollo

de los castaños debido al déficit de agua del suelo y el estrés hídrico de las plantas, lo que conlleva a la producción de órganos más pequeños que obstaculizan la producción de flores y el llenado de granos, limitando el tamaño y el número de hojas individuales. El estrés hídrico puede generar una amplia gama de impactos negativos, pudiendo destacar entre los procesos afectados el descenso de la floración y cuajado de frutos, disminución del área foliar, fotosíntesis limitada, aborto de flores y abscisión de los amentos.

La revisión bibliográfica realizada por FREITAS et al. 2021 sobre la influencia del cambio climático en el castaño indica que la precipitación no es un factor limitante en las áreas atlánticas, pero que la disponibilidad de agua tiende a serlo en las áreas mediterráneas. El cambio climático puede llegar a aumentar la demanda de agua de los cultivos entre el 40% y 250%. Por otro lado, la duración del período de sequía se identifica como una de las principales limitaciones climáticas para el crecimiento del castaño, ya que podría verse severamente restringido cuando ocurren más de dos meses consecutivos de sequía, lo cual es muy común en climas de tipo mediterráneo. La disponibilidad de agua se considera un recurso importante para mejorar los rendimientos finales. Muchos estudios sugieren que el estrés hídrico y sus efectos en la floración y el cuajado de frutos se reflejan en la productividad de los árboles y las características de los frutos. El estrés por sequía en las plantas puede promover una disminución en la producción de los castañares, cuyas condiciones de estrés reducen la disponibilidad de agua y de nutrientes. En castañares situados en zonas de clima mediterráneo, el agua está disminuyendo debido al cambio climático.

Otro factor a tener en cuenta es la pérdida de árboles viejos y huecos de gran trascendencia en la conservación de la biodiversidad. Estos árboles son especialmente valiosos como refugio de multitud de animales, imprescindibles para el control de los males y enfermedades del bosque. La presencia de huecos en el interior de los troncos, elementos clave a nivel biológico al albergar numerosas especies de vertebrados e invertebrados, particularmente importantes hábitats para especies saprófitas son

necesarios para conservar y promover la diversidad de fauna. Este hecho supone una pérdida de la variabilidad, diversidad ecológica, y cambios en la estructura de los castaños.

Es necesario resaltar la pérdida de la capacidad de resiliencia ante plagas y enfermedades, ya que se pronostica una peor recuperación de la especie ante perturbaciones bióticas y abióticas. Las enfermedades y plagas que afectan y diezman a los castaños también están asociadas a condiciones ambientales específicas. El cambio climático acrecentará la progresión y la virulencia las patologías de los castaños. El aumento de temperaturas puede favorecer la propagación del chancro del castaño, enfermedad causada por el hongo *Cryphonectria parasitica*, y reducir la resistencia adquirida sistemáticamente de los árboles hospedantes. A día de hoy, el chancro del castaño afecta a más del 90 % de los ejemplares de la zona leonesa del Bierzo. Es una enfermedad muy común y prácticamente imposible de eliminar por su fácil transmisión. Además, la humedad se considera un factor clave para el establecimiento, la propagación y la longevidad de la tinta del castaño (*Phytophthora cinnamomi*), otro hongo que provoca el decaimiento general de la planta en un proceso que puede culminar con su muerte. En los últimos tiempos, los castaños también se han visto afectados por la avispa del castaño, *Dryocosmus kuriphilus*, que produce un daño en el interior del ejemplar que puede llegar a causar su muerte y cuyos ciclos depredadores podrían verse alterados por el cambio climático.

Algunos estudios realizados en Portugal con la variedad de castaño "Judía" encontraron que las diferencias morfológicas y fenológicas entre ecotipos están relacionadas con pequeñas diferencias genéticas y adaptaciones fenotípicas a diferentes condiciones climáticas (COSTA et al. 2017). Existe una variación adaptativa entre poblaciones de condiciones extremas que definen la distribución geográfica de una planta según su característica genética. Teniendo esto en cuenta, no está claro cómo se podrán adaptar los castaños a condiciones de estrés hídrico. Investigaciones recientes sugieren ya una respuesta de aclimatación insuficiente al cambio climático por parte de los ecosistemas durante los últimos 30 años (CASTELLANA et al. 2021). Sin embargo, la resiliencia y adaptación de los sotos tradicionales dependerá, en última instancia, de las variaciones en las condiciones climáticas.

De esta forma, se espera un probable desplazamiento latitudinal y altitudinal de los castaños más mediterráneos. A pesar de no haber encontrado un estudio específico, es probable, como ocurrirá con otras especies forestales mediterráneas, que las condiciones más cálidas determinen un posible

desplazamiento de los castaños hacia regiones donde hoy en día las temperaturas excesivamente bajas son comúnmente un factor limitante para el crecimiento, siguiendo una expresión altitudinal (CONEDERA et al., 2016, 2021).

En este mismo sentido, GALLEGO GARCÍA et al. (2022) han realizado los mapas potenciales del castaño en Castilla y León y su evolución frente al cambio climático, concluyendo que la evolución constante de las variables climáticas ambientales que afectan la distribución del castaño en Castilla y León han propiciado la regresión de la probabilidad de distribución óptima de la especie para las series climáticas pasadas 1900-1980 y 1981-2010, cercana al 40%. La modelización de la evolución de la distribución potencial en función de los diferentes escenarios de cambio climático proporciona proyecciones diferentes en los que el escenario previsto B2 (con políticas de reducción del efecto invernadero) permite recuperar en gran medida la superficie potencial óptima. Sin embargo, el escenario A2 (sin reducción de gases efecto invernadero) acentúa la regresión de la superficie potencial respecto a las series actual y pasadas. En concreto, para el escenario A2 se produce una disminución la superficie potencial del 95% en el caso óptimo y el 72% en el caso de potencialidad media, mientras que para el escenario B2 se produce una disminución la superficie potencial del 82% en el caso óptimo y el 62% en el caso de potencialidad media.

En la comarca leonesa del Bierzo, se ha valorado sostenibilidad de los castaños, comprobándose que aquellos situados en una cota superior a los 800 m en la actualidad tienen mejor estado de conservación, aunque estos resultados no son concluyentes (FERNÁNDEZ-MANSO et al 2010).

Otra vulnerabilidad es la pérdida de la gestión efectiva, que tendrá repercusiones sobre la biodiversidad de los castaños. La despoblación rural ha provocado una pérdida de aquellos que se ocupaban de dinamizar montes y bosques cultivados, como son los sotos de castaño. Por ejemplo, la comarca del Bierzo cuenta con 19.298,95 ha de castaños, de las cuales aproximadamente la mitad (8.161,16 ha) todavía mantiene cierto nivel de cultivo, mientras que el resto de la superficie de castaños se encuentra abandonada o semiabandonada. Esta comarca, que posee el 50% de los castaños de Castilla y León, expresa muy bien la alarmante tendencia a la pérdida de la gestión tradicional. Los enfoques tradicionales de gestión del castaño (es decir, tallares y sotos para fruto), requieren una gestión intensiva, cuya reducción vinculada al abandono rural aumentará si el cambio climático acentúa la falta de rentabilidad de estas masas. En ausencia de

manejo, los rodales de castaño tienden a ser invadidos por otras especies y evolucionan hacia bosques mixtos. La especie es muy sensible cuando se asocia con especies arbóreas tolerantes a la sombra o a la falta de intervenciones selvícolas. Ello se debe a que la ausencia de tratamientos selvícolas favorece la sustitución del castaño por masas del género *Quercus*, con menor número de especies acompañantes y de naturaleza más cerrada, favoreciendo a su vez la vulnerabilidad del entorno natural a los incendios. Además, debido a la abundante capacidad de rebrote de la especie, los rodales de castaños suelen recurrir a sistemas de monte bajo a partir de

la segunda generación de árboles, lo que requiere adaptar los modelos de gestión selvícola. Esto está provocado una severa disminución de la biodiversidad en las regiones afectadas y la reducción de la provisión de servicios ecosistémicos.

Otra vulnerabilidad es la pérdida de recursos genéticos motivados por la no gestión de un sistema poco productivo, además de la pérdida de la variabilidad, diversidad ecológica y cambios en la estructura de los castañares (FERNÁNDEZ-MANSO et al 2010).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Aumentar y adaptar la diversidad genética

Los cambios climáticos globales esperados son un gran desafío para los castañares, pero también brindan una buena oportunidad para responder genéticamente (por selección natural o artificial) al cambio ambiental. La identificación de áreas y sectores vulnerables a escala comarcal, así como la evaluación de las necesidades y oportunidades para cambiar cultivos y variedades son respuestas valiosas a las tendencias del cambio climático. En las estrategias de adaptación a largo plazo en castañares se promoverá la diversidad como estrategia de estabilidad ante la incertidumbre, sobre todo mediante selección genética. Como consecuencia del cambio climático, sería importante realizar plantaciones policlonales a la espera de poder definir qué clon es el mejor adaptado. Es muy importante realizar una cuidadosa elección de clones para seleccionar las variedades de mayor rendimiento en respuesta a temperaturas extremas, lo que permite minimizar los daños. La tolerancia a enfermedades e insectos puede ser un aspecto importante de la selección varietal y clonal, evitando así el uso excesivo

de pesticidas y herbicidas. Es importante que los castañicultores acometan el reto de reemplazar las variedades susceptibles por otras más resistentes al clima.

Se deberían localizar posibles masas productoras de semilla en zonas que hoy estén climáticamente al límite pero que van a ser condiciones más frecuentes en el futuro. Las masas de semilla puede que tengan que provenir de masas hoy subseleccionadas pero que en el futuro pueda tener potencial (también para otras especies). También se debería buscar zonas límites para producción de semilla desde la perspectiva de conservación de recursos genéticos. Desde el punto de vista de la adaptación puede no ser interesante, pero desde la conservación siempre lo son. La idoneidad ecológica de estas masas a efectos de adaptación de cambio climático deberían ser objeto de líneas de investigación y ensayos específicos. También se deberían realizar plantaciones que aseguren la conectividad entre distintos castañares.

Aplicar tratamiento con bioestimulantes

Como complemento a la selección clonal, hemos encontrado en la bibliografía buenos resultados utilizando sustancias protectoras, como aerosoles foliares. El silicio es reconocido como fertilizante, funcionando como bioestimulante fitosanitario bajo estrés ambiental, que activa los mecanismos de tolerancia latente de la planta. Este compuesto confiere resistencia a las plantas en condiciones de estrés biótico mediante la combinación de un sistema de defensa físico y químico que mejora la resiliencia a nivel morfológico, fisiológico y bioquímico. Más específicamente, el silicio juega un importante papel estructural y protector sobre la planta, con bajos costes energéticos debido al aumento de la rigidez y abrasividad de tejidos vegetales (aumento de la

resistencia de los vasos del xilema a la sequía y al calor). Algunos estudios han demostrado que las plantas tratadas con silicio mostraron una mejor capacidad de recuperación cuando se volvieron a someter al nuevo período de temperatura óptima (25 °C) después del período cálido (32 °C).

Para terminar este epígrafe, podemos recordar que uno de los problemas provocados por las temperaturas más cálidas y las alteraciones de las lluvias en los castañares es el déficit de boro, y su aplicación a los castaños puede mejorar su capacidad de adaptación a las variaciones climáticas extremas.

Aportar de agua a sotos productivos

Para contrarrestar el estrés por sequía en las plantas habría que promover acciones vinculadas al riego para aumentar la producción de castañas por árbol en aquellos sotos altamente productivos. El riego es una opción eficiente para promover la hidratación de las especies, y es una adecuada estrategia de adaptación al cambio climático, pero supone nuevos costos que los castañicultores deben tener en cuenta. Empieza a haber experiencias en otros lugares de Europa extrapolables a la realidad de Castilla y León. En Portugal se riegan en torno a 600 ha; en concreto, en las plantaciones realizadas en los últimos diez años el riego se ha introducido en el 25% de las mismas. En Francia es frecuente el riego de castaños de menos de 50 años. Además, en algunos casos se están utilizando sistemas de

fertirrigación que mejoran la disponibilidad de agua, de nutrientes y la calidad del fruto. Recientes estudios han confirmado que el riego aumentó la producción en un 22% y un 37% frente a los no regados. Así, estudios han documentado el efecto del riego sobre el índice de tamaño, el peso del fruto o la producción de castañas por árbol, aumentando el valor comercial de la castaña. En concreto, aumenta su calibre manteniendo su valor nutricional y características sensoriales (tamaño del fruto, firmeza, sabor y dulzor) sin afectar negativamente la composición química de la castaña. Normalmente, los sistemas de riego que se encuentran en el cultivo de castaña son sistemas de goteo y sistemas de microaspersión, siendo el primero el que mejores resultados a dado.

Mejorar la capacidad de retención de agua y de la fertilidad del suelo

Entre las estrategias de adaptación a corto plazo se evitará la pérdida de calidad del suelo y de la humedad edáfica (aportación de agua a sotos productivos, manejo del suelo y labores culturales). Otra estrategia posible es aumentar la capacidad de retención de agua en el suelo con una aplicación de "mulching" para reducir la evaporación, mejorar el suministro de nutrientes, el control de competencia herbácea y la protección contra la erosión (se puede combinar con la aplicación de residuos de poda y desechos de la agroindustria).

Alternativamente, la adopción de cultivos de cobertura es una práctica prometedora para la conservación del suelo y el agua en las zonas de cultivo.

En general, los cultivos de cobertura que pueden mejorar el carbono orgánico del suelo son de especial interés en estos sistemas, ya que pueden ayudar a desarrollar la resiliencia para la adaptación al cambio climático, al tiempo que contribuyen a mitigar el calentamiento global mediante el secuestro de carbono atmosférico. El cultivo de cobertura aumenta la rugosidad de la superficie, reduce el esfuerzo cortante de la escorrentía, reduce las salpicaduras de las gotas de lluvia, mejora la infiltración del agua del suelo, la absorción de carbono atmosférico y la fijación en el suelo, aumentando así el carbono orgánico del suelo.

Regular la densidad estructural de los castaños

Se propone la regulación de la densidad estructural de las masas de castaño a través de labores culturales. Por ejemplo, la poda debe enfocarse principalmente a mejorar la distribución de la luz dentro del dosel (orientada a la fotosíntesis), la aireación del follaje y el buen desarrollo de los brotes. Como sugerencia, los residuos de poda se pueden utilizar como mantillo para mejorar la fertilidad del suelo.

En Francia se han realizado distintos experimentos de claras en montes bajos de castaño con la idea de mejorar el estrés hídrico del bosque (COLL & DELP, 2019). En estos estudios han demostrado una reducción muy significativa del número de días de estrés hídrico y un aumento de la cantidad de agua exportada, aunque los resultados no son definitivos. En concreto, el estudio desarrollado por el Centre Regional de la Propriete Forestiere de Nouvelle-Aquitaine publicado en (COLL & DELP, 2019) realizó una clara que supuso una reducción

del índice de área foliar (LAI) de 4,86 a 3,67 m²/m² para una parcela con mezcla de monte alto roble/monte bajo de castaños. El efecto de la clara sobre el balance hídrico de la parcela supuso un incremento del agua evaporada de 230 a 325 mm/año en promedio. Por otro lado, el modelo elaborado predijo una reducción de la duración del periodo con estrés por sequía de 30 a 10 días/año, en promedio, tanto para roble como para castaño, aunque dicha estimación no incorpora el crecimiento después de la intervención. También, el Centre Regional de la Propriete Forestiere d'Occitanie desarrolló una experiencia de claras con una reducción de LAI de 4,85 a 1,98 m²/m². La consecuencia sobre el balance hídrico del rodal predicha por el modelo incluye un incremento del agua exportada de 199 a 410 mm/año en promedio. Por otro lado, el modelo predice una reducción de la duración del periodo con estrés por sequía de 60 a 0 días/año, en promedio, para el castaño.

Promover la migración asistida y restauración del ecosistema

Las estrategias de adaptación a largo plazo en castañares facilitarán los cambios naturales de vegetación debidos a las nuevas condiciones climáticas, fundamentalmente fomentando reubicaciones y nuevas plantaciones. Las discusiones sobre traslocaciones y reintroducciones de especies con el cambio climático están aumentando. Con el cambio climático previsto en Europa, algunas especies que crecen actualmente en el sur de Europa serán más adecuadas en el centro y norte de Europa o en áreas de mayor altitud en el sur. En el caso del castaño, las condiciones más cálidas en Europa determinarán un posible desplazamiento hacia el norte, en regiones donde hoy en día las temperaturas excesivamente bajas son comúnmente un factor limitante para el crecimiento.

Otra vía de trabajo serán las nuevas plantaciones con un mayor esfuerzo en la planificación previa, realizando plantaciones con recursos locales en áreas de potencialidad óptima para distintos escenarios futuros (optando así por una vía diferente a las plantaciones policlonales propuestas anteriormente). Del mismo modo, las plantaciones de castaños pueden establecerse en diferentes lugares de acuerdo con la tolerancia climática, desarrollando en área de potencialidad futura óptima para todos los escenarios.

Favorecer la migración promoviendo la conectividad a escala de paisaje y realizar restauraciones del hábitat con recursos locales en áreas de potencialidad óptima para distintos escenarios futuros, son medidas a tener en cuenta.

Controlar plagas y enfermedades para mejorar el estado de vitalidad de las masas

Los riesgos de la proliferación de nuevas plagas y enfermedades se han incrementado con el cambio climático, siendo necesario reducir los impactos provocados en la producción. Como medida de adaptación, además del desarrollo e introducción de variedades de cultivos resistentes o menos susceptibles, el seguimiento y la monitorización continua de afecciones son medidas relevantes. La aplicación de plaguicidas debe considerarse cuidadosamente, teniendo en cuenta los posibles impactos sobre la calidad del agua. El silicio también se utilizó para proteger al castaño contra hongos patológicos que

atacan hojas, raíces y tallos. Algunos estudios han demostrado que la aplicación de silicio a castaños afectados con *C. parasítica* y *P. cinnamomi* redujeron la gravedad de la enfermedad y la tasa de mortalidad de los castaños. Es importante también el desarrollo de tratamientos para tinta y/o agusanado. Es tan importante este apartado en la adaptación al cambio climático que sería necesaria la elaboración de un Plan de Actuación urgente frente a riesgos patológicos en castañares en estaciones subóptimas.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Enumeraremos los enclaves o zonas de seguimiento por comarca:

- i. Comarca 1: se proponen como zonas de seguimiento, por tener el castaño una situación más precaria, la zona del Bierzo y el valle de Sajambre (León), y las comarcas de Sanabria y Carballada (Zamora)
- ii. Comarca 2: el valle de Mena (Burgos)
- iii. Comarca 4: el valle de San Zadornil (Burgos)
- iv. Comarca 10: los castañares de Béjar, Mogarraz y Miranda del Castañar (Salamanca), el valle del Tiétar y sus proximidades (Ávila)

REFERENCIAS

CASTELLANA, S., MARTIN, M. Á., SOLLA, A., ALCAIDE, F., VILLANI, F., CHERUBINI, M., NEALE, D., & MATTIONI, C. 2021. SIGNATURES OF LOCAL ADAPTATION TO CLIMATE IN NATURAL POPULATIONS OF SWEET CHESTNUT (*CASTANEA SATIVA* MILL.) FROM SOUTHERN EUROPE. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 78(2), 1-21. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S13595-021-01027-6](https://doi.org/10.1007/s13595-021-01027-6)

COLL, L., & DELP, R. 2019. GUÍA DE GESTIÓN FORESTAL PARA LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DE LOS BOSQUES PIRENAICOS. PROYECTO CANOPEE OPCC.

CONEDERA, M., KREBS, P., GEHRING, E., WUNDER, J., HÜLSMANN, L., ABEGG, M., & MARINGER, J. 2021. HOW FUTURE-PROOF IS SWEET CHESTNUT (*CASTANEA SATIVA*) IN A GLOBAL CHANGE CONTEXT? *FOREST ECOLOGY & MANAGEMENT*, 494, 119320. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2021.119320](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119320)

CONEDERA, M., TINNER, W., KREBS, P., DE RIGO, D., & CAUDULLO, G. 2016. *CASTANEA SATIVA* IN EUROPE: DISTRIBUTION, HABITAT, USAGE AND THREATS. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/GIOVANNI-CAUDULLO/PUBLICATION/299468158_CASTANEA_SATIVA_IN_EUROPE_DISTRIBUTION_HABITAT_USAGE_AND_THREATS/LINKS/570b9b2b08ae2eb94223a3ce/CASTANEA-SATIVA-IN-EUROPE-DISTRIBUTION-HABITAT-USAGE-AND-THREATS.PDF](https://www.researchgate.net/profile/Giovanni-Caudullo/publication/299468158_CASTANEA_SATIVA_IN_EUROPE_DISTRIBUTION_HABITAT_USAGE_AND_THREATS/LINKS/570b9b2b08ae2eb94223a3ce/castanea-sativa-in-europe-distribution-habitat-usage-and-threats.pdf)

COSTA, R., FRAGA, H., FERNANDES, P. M., & SANTOS, J. A. 2017. IMPLICATIONS OF FUTURE BIOCLIMATIC SHIFTS ON PORTUGUESE FORESTS. *REGIONAL ENVIRONMENTAL CHANGE*, 17(1), 117-127. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10113-016-0980-9](https://doi.org/10.1007/s10113-016-0980-9)

FERNÁNDEZ-MANSO, A., MARTÍNEZ, C., & NESPRAL, A. 2010. UN FUTURO PARA EL CASTAÑO: ESTUDIOS SOBRE EL CASTAÑO EN LA COMARCA DE EL BIERZO. ASOCIACIÓN A. MORTEIRA. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/PEDRO-ALVAREZ-ALVAREZ/PUBLICATION/307590796_TECNICAS_CULTURALES_Y_SELVICOLAS_DE_MANEJO_DE_LOS_SOUTOS_DE_CASTANO/LINKS/57CAF2E408AE89CD1E844ECD/TECNICAS-CULTURALES-Y-SELVICOLAS-DE-MANEJO-DE-LOS-SOUTOS-DE-CASTANO.PDF#PAG](https://www.researchgate.net/profile/Pedro-Alvarez-Alvarez/publication/307590796_TECNICAS_CULTURALES_Y_SELVICOLAS_DE_MANEJO_DE_LOS_SOUTOS_DE_CASTANO/LINKS/57CAF2E408AE89CD1E844ECD/TECNICAS-CULTURALES-Y-SELVICOLAS-DE-MANEJO-DE-LOS-SOUTOS-DE-CASTANO.PDF#PAG)

FREITAS, T. R., SANTOS, J. A., SILVA, A. P., & FRAGA, H. 2021. INFLUENCE OF CLIMATE CHANGE ON CHESTNUT TREES: A REVIEW. *PLANTS*, 10, 1463. [HTTPS://DOI.ORG/10.3390/PLANTS10071463](https://doi.org/10.3390/plants10071463)

GALLEGO GARCÍA, R., RUBIO GUITIEREZ, R., & BLANCO LAGO, E. 2022. MAPAS POTENCIALES DEL CASTAÑO EN CASTILLA Y LEÓN Y SU EVOLUCIÓN FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO. 80 CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. LLEIDA, ESPAÑA. [HTTPS://8CFE.CONGRESO-FORESTAL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/ACTAS/8CFE-780.PDF](https://8CFE.CONGRESO-FORESTAL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/ACTAS/8CFE-780.PDF)

PÉREZ-GIRÓN, J. C., ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P., DÍAZ-VARELA, E. R., & MENDES-LOPES, D. M. 2020. INFLUENCE OF CLIMATE VARIATIONS ON PRIMARY PRODUCTION INDICATORS AND ON THE RESILIENCE OF FOREST ECOSYSTEMS IN A FUTURE SCENARIO OF CLIMATE CHANGE: APPLICATION TO SWEET CHESTNUT AGROFORESTRY SYSTEMS IN THE IBERIAN Peninsula. *Ecological Indicators*, 113, 106199. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ECOLIND.2020.106199](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106199)

8.2.13. PLANTACIONES DE *PINUS RADIATA* Y *PSEUDOTSUGA MENZIESII*

CRISTÓBAL ORDÓÑEZ ALONSO; FELIPE BRAVO OVIEDO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

El pino insigne (*Pinus radiata*) es una especie con altos requerimientos de humedad, principalmente en el periodo vegetativo, que en las plantaciones de nuestra región está entre 700 y 900 mm de precipitación. Esta puede ser menor, como en su área nativa (oeste de los Estados Unidos), pero con una precipitación horizontal abundante que compensa la vertical. En todo caso, las precipitaciones estivales abundantes no le son favorables debido a que vienen acompañadas por ataques de hongos, por lo que climas mediterráneos con sequía estival no muy acusada son preferibles para la especie. En cuanto a los condicionantes térmicos, el principal es la baja tolerancia a las heladas, ya que son necesarios más de 300 días al año libres de ellas. Esta característica contrasta con la temperatura del suelo óptima para el crecimiento radical, que es de unos 15 °C, muy inferior al resto de otros pinos. La oscilación térmica en su área de origen no es muy elevada, hasta 7 °C, si bien puede ser superior, de hasta 17 °C en zonas interiores de Galicia. En cuanto al tipo de suelo no tiene requerimientos muy específicos, pudiendo crecer sobre una elevada variedad de rocas. Siempre crece sobre suelos ácidos o muy ácidos, profundos, franco-arenosos y con buena permeabilidad, y si existe una capa arcillosa impermeable debe estar al menos a medio metro de

profundidad (SÁNCHEZ & RODRÍGUEZ, 2008). Las repoblaciones monoespecíficas de pino insigne con vocación productiva están muy extendidas en la cornisa Cantábrica y también se han utilizado en nuestra región en áreas con climatología adecuada, sobre todo en la zona del Bierzo (comarca 1, ver mapa de localización). En términos de superficie, ocupa un total de 11.971 ha¹ en Castilla y León.

El pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*) es una especie muy plástica, ya que su distribución original cubre más de 4.000 km² desde Vancouver (Canadá) al norte hasta las montañas centrales de México, con dos variedades diferentes, var. *glauca* en el interior y var. *viridis* en la costa. Esta última variedad, más productiva, es la que se utiliza habitualmente en las repoblaciones de Castilla y León, y su óptimo de producción está condicionado por ausencia de una acusada sequía estival y precipitaciones anuales.

¹ Teselas con *Pinus radiata* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

superiores a 800 mm, de los que al menos 300 mm se deben producir en el período vegetativo. Resiste bastante bien el frío y la nieve, aunque es sensible a las heladas tardías. Puede vegetar hasta altitudes de 1.500 m, con ventaja sobre el pino silvestre (*Pinus sylvestris*) o pino negro (*Pinus uncinata*), aunque las mejores producciones se obtienen por debajo de 1.000 m. Puede plantarse tanto en orientación de solana como de umbría, si bien esta última es preferible en estaciones con menor precipitación en las que el suelo conservará mejor la humedad. Esta especie es exigente en cuanto a las condiciones edáficas, ya que requiere suelos profundos, fértiles y con texturas ligeras. En otras condiciones será necesario realizar preparaciones del terreno y abonados para asegurar el éxito de las repoblaciones (AUNÓS & VEGA, 2008). Las plantaciones productivas de pino oregón están muy extendidas en Europa, sobre todo en Francia, donde se encuentra la mayor producción y son poco frecuentes en la parte norte de la península ibérica. En nuestra región la superficie es bastante reducida. Las plantaciones de pino insigne (*Pinus radiata*) en Castilla y León se localizan principalmente en El Bierzo (León),

donde las condiciones ecológicas favorecen su cultivo. En la comarca de Las Merindades, al norte de la provincia de Burgos, se encuentra otra área con condiciones favorables, si bien el área repoblada es más reducida. Por otro lado, las plantaciones de pino de oregón son mucho menos frecuentes y se localizan en El Bierzo (León) y, en la provincia de Burgos, en Las Merindades (Valle de Mena) y La Demanda (zonas altas en el límite con La Rioja), en condiciones ecológicas similares a las que pueden acoger pino silvestre o pino negro, con las que suelen compartir ubicación. En términos de superficie, esta especie ocupa un total de 347 ha² en Castilla y León.

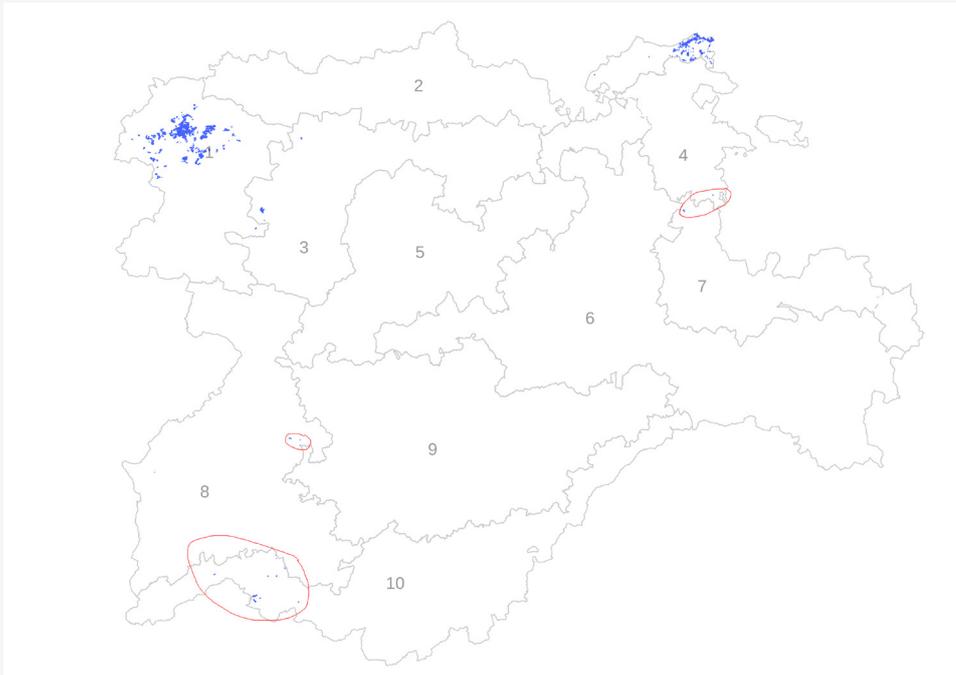
2 Teselas con *Pseudotsuga menziesii* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



Repoblación de Pinus radiata con marco de plantación de 1,5 x 1,5 m (Cabañas Raras, León). Foto de SEVILLA, F.



Pseudotsuga menziesii creciendo entre rebollos (Valdesamario, León). Foto de SEVILLA, F.

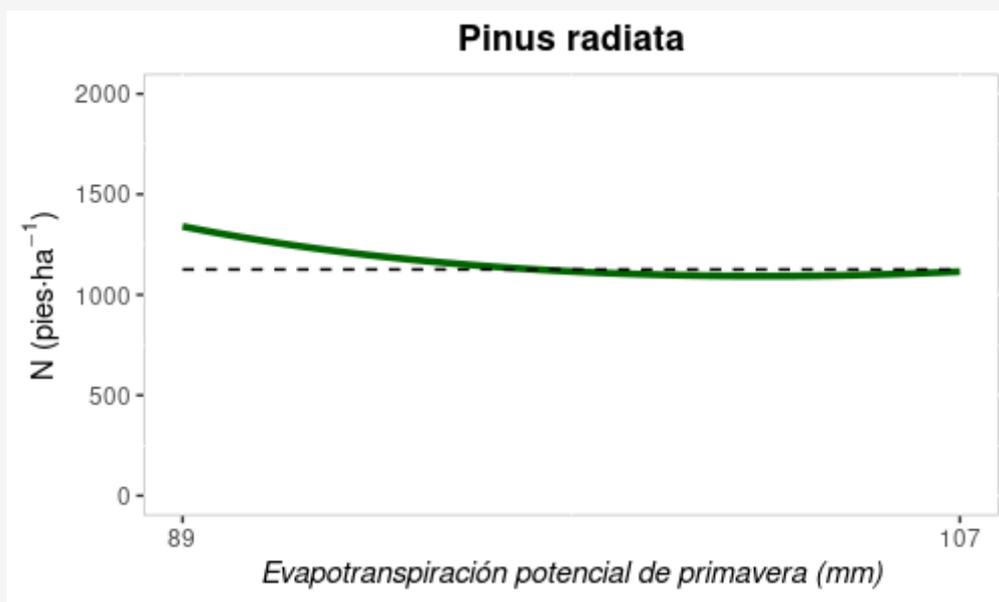


Mapa de distribución de masas forestales con *Pinus radiata* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico



Mapa de distribución de masas forestales con *Pseudotsuga menziesii* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máxima de la Masa, SDImax) para Pinus radiata. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (evapotranspiración potencial (mm) de primavera (abril, mayo y junio)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

Es posible que las repoblaciones monoespecíficas, y especialmente las de especies alóctonas, se vean gravemente afectadas por las condiciones ambientales. Los fenómenos de sequías extremas se están volviendo cada vez más frecuentes a consecuencia del cambio climático, y pueden generar problemas en repoblaciones con masas puras, sobre todo con especies alóctonas, como la desecación de ramillas, la disminución del crecimiento y la muerte de individuos más débiles. Así mismo, el aumento de la temperatura y el consiguiente aumento del estrés hídrico, debido a una mayor evapotranspiración, pueden provocar el decaimiento de los individuos más expuestos a la insolación y considerables pérdidas de crecimiento y, por tanto, de productividad. Existe también la posibilidad de daños graves, e incluso mortalidad elevada, en grandes áreas afectadas por sequía estival en repoblaciones de pino oregón. Aunque, en general, la regeneración natural no es deseable en repoblaciones

productivas intensivas, en las que la mejora genética se utiliza para aumentar la productividad, esta se verá perjudicada por el cambio en las condiciones climáticas.

Además, según el reciente estudio de (RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2021) se muestra cómo evoluciona la máxima densidad de la masa o máxima densidad de carga (SDImax) bajo condiciones cambiantes del clima. En el caso del pino insigne, los cambios en el clima son monitoreados por medio de la alteración en la evapotranspiración potencial (ETP) de primavera (mm), como se muestra en la figura. El área entre la línea de auto-clareo y la línea horizontal, que representa el SDImax medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En el caso del pino insigne, los resultados muestran que la máxima

capacidad de carga se verá reducida ligeramente con el aumento de la ETP, estabilizándose a partir de cierto punto, donde un aumento de la ETP no supondría cambios importantes en la máxima capacidad de carga. El pino oregón no ha sido incluido en este estudio, por lo que no podemos confirmar que vaya a tener comportamientos análogos.

Estas repoblaciones van a ser más susceptibles a daños bióticos y abióticos en el futuro, prediciendo diferente capacidad de adaptación de masas mixtas frente a monocultivos. Otro riesgo que tienen las plantaciones, especialmente las de pino oregón, es el de derribos por vientos fuertes. Estos derribos los pueden sufrir las masas cuyos árboles tengan un coeficiente de esbeltez elevado, debido a un régimen de claras inadecuado, y que además ocupen áreas susceptibles de sufrir vendavales.

Los riesgos bióticos también han aumentado a causa del cambio climático. Por un lado, se han incrementado los casos de enfermedades como la banda roja (*Dothistroma pini* y *D. septosporum*) y la banda marrón (*Lecanosticta acicola*), que pueden afectar a las plantaciones de las dos especies, aunque está teniendo consecuencias mucho más severas en el caso de pino insigné. Ambas enfermedades empezaron a afectar de forma grave a las plantaciones del País Vasco desde 2018, y en la actualidad ya han llegado hasta Galicia. Sus devastadores efectos están relacionados con el cambio climático, y presentan un efecto más dramático en las masas de mayor densidad, sobre todo en fondos de valle, provocando altas tasas de mortalidad. Además, las masas densas favorecen la conservación de la humedad, sobre todo en fondos de valle, y estas condiciones son propicias para la enfermedad.

Estos condicionantes climáticos son también favorables para defoliadores de pino como la procesionaria, que en ausencia de frío invernal presenta un comportamiento mucho más dañino y puede afectar

de manera grave al pino insigné. Por otro lado, el aumento de la temperatura mínima en invierno, que favorece la proliferación de plagas, porque reduce su tiempo de hibernación, provoca efectos más graves en las repoblaciones, y su efecto se puede apreciar en los pinares de especies sensibles a la procesionaria, entre las que se encuentra el pino insigné.

En el caso de las plantaciones productivas de pino oregón, las principales amenazas son de origen abiótico, sobre todo fuertes sequías o derribos por viento, pero en condiciones climáticas adversas es susceptible al ataque de agentes bióticos como el hongo parásito *Armillaria mellea*, aumentando la sensibilidad al hongo con la disminución en la disponibilidad de agua, o perforadores como *Tomicus piniperda* e *Ips* sp.. Además de estas enfermedades, en ambas especies es necesario señalar el efecto que puede causar el hongo *Fusarium* sp., que afecta principalmente en la fase de vivero (OTERO et al., 2020; STEWART et al., 2012), pero que puede convertirse en un problema serio si se utiliza planta infectada en la plantación.

Por otro lado, el aumento de temperatura y sobre todo la disminución de disponibilidad hídrica reduce considerablemente el espacio disponible para monocultivos de pino oregón. Estas repoblaciones ocupan las partes altas de la vegetación arbolada, por lo que un desplazamiento altitudinal de las plantaciones con esta especie supondría la colonización de áreas muy elevadas y previsiblemente de excesiva pendiente. En estas condiciones, la ventaja de una especie cuyo valor principal es el productivo se verá ciertamente reducida respecto a otras especies autóctonas como el pino silvestre, el pino negro o matorrales de alta montaña. En el caso de las repoblaciones de pino insigné, el desplazamiento altitudinal llevaría a esta especie a ocupar zonas en las que las heladas invernales, a las que es muy sensible, dificultarían de forma muy importante su supervivencia.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la diversidad específica en las plantaciones productivas de *Pinus radiata* y *Pseudotsuga menziesii*

Para reducir algunos de los inconvenientes de las masas puras se propone la utilización de una mezcla de especies en las plantaciones. Además de la indudable ventaja de romper la continuidad de la masa, lo que la hace menos susceptible a los ataques de agentes bióticos y abióticos, pueden presentar efectos beneficiosos de “sobrecrecimiento”, es decir, un crecimiento mayor del esperado por la simple superposición de las especies (BRAVO-OVIEDO et al., 2018), derivado del aprovechamiento complementario de los recursos. Para poder utilizar estos beneficios es necesario estudiar cada mezcla, pero ya existen ejemplos que pueden ayudar en este sentido, como el realizado por THURM et al. (2016) sobre haya y pino oregón en Alemania y en el que han encontrado que el pino oregón en mezcla con haya presenta una mejor capacidad de recuperación del crecimiento tras una sequía severa que en masas puras. Aunque es necesario realizar más estudios y establecer ensayos de plantaciones que nos ayuden a comprobar los efectos beneficiosos de las masas mixtas, permitiendo seleccionar las mezclas más adecuadas en cada caso, como regla general parece buena práctica favorecer el regenerado de frondosas

autéctonas en plantaciones ya establecidas, así como la utilización de especies acompañantes en repoblaciones nuevas. Estas acciones, que pueden realizarse sobre las masas ya existentes, se dirigen a favorecer la mezcla, permitiendo el crecimiento de frondosas propias de la zona al realizar las claras. En plantaciones nuevas es aconsejable la utilización de una segunda (o incluso tercera) especie compatible con la especie productiva que se desea introducir.

Por estos motivos se aconseja promover las plantaciones productivas en mezcla con especies nativas en las que se tenga en cuenta que la proporción sea suficiente para evitar la propagación descontrolada de agentes bióticos y abióticos, que se realicen los cuidados selvícolas necesarios para mantener el vigor y el coeficiente de esbeltez en niveles adecuados, y que la selección del material vegetal empleado en las repoblaciones haya sido realizada de acuerdo con las condiciones climáticas pronosticadas y adaptadas al área de destino (AUNÓS & VEGA, 2008; SÁNCHEZ & RODRÍGUEZ, 2008)

Adaptar la diversidad genética en plantaciones productivas de *Pinus radiata* y *Pseudotsuga menziesii*

La selección del material vegetal a emplear en las plantaciones es siempre fundamental, pero en las actuales condiciones de cambio climático se vuelve imprescindible para garantizar su resiliencia y capacidad de adaptación a los distintos escenarios previstos. Aunque MERLO et al. (2004) recomienda para el pino oregón la recolección cerca de la zona de plantación en lugar de la zona originaria (Norteamérica), ya que de esta forma se garantiza la adaptación del material seleccionado,

siendo aconsejable ampliar el área de selección para encontrar las condiciones climáticas pronosticadas. Hay líneas de investigación que prueban la relación entre la sequía y la densidad de la madera, por lo que este carácter se debería incluir entre los criterios de selección de pino oregón (MARTINEZ-MEIER et al., 2008).

No obstante, y dado que en los países de origen se están desarrollando programas de mejora muy importantes, resultaría de gran interés ampliar el

material vegetal susceptible de ser empleado en repoblaciones, teniendo en cuenta su resistencia al ataque de agentes bióticos a la vez que se tengan

en cuenta la adaptación a las condiciones climáticas previstas por los escenarios futuros proporcionados por el IPCC.

Controlar la densidad de las masas productivas de *Pinus radiata* y *Pseudotsuga menziesii* para reducir el estrés hídrico

Se propone la reducción de la densidad de los rodales mediante claras. La reducción del índice de densidad máximo del rodal que se prevé al aumentar la evapotranspiración primaveral debe acompañarse de regímenes de claras adaptados a las condiciones locales. Esta medida llevará aparejada la apertura

de claros, donde se podrán incorporar especies autóctonas (primera medida de adaptación), y un aumento de las dimensiones de los productos finales. Por tanto, deberán diseñarse itinerarios selvícolas acordes con esta reducción del índice de densidad del rodal.

Seleccionar nuevas estaciones para las plantaciones productivas de *Pinus radiata* y *Pseudotsuga menziesii*

Es necesario rediseñar las áreas susceptibles de ser repobladas, ya que el hábitat óptimo para ambas especies subirá en altitud para poder garantizar

la producción y rentabilidad de las masas, y con toda probabilidad se reducirá su área potencial de idoneidad.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Se propone realizar el seguimiento en la comarca de El Bierzo (León) para pino insigne (comarca 1) y la comarca Montes de Oca (Burgos) para pino

oregón (comarca 7), ya que estas áreas son las que tienen la mayor concentración de estas plantaciones en la comunidad.

REFERENCIAS

AUNÓS, Á., & VEGA, G. 2008. SELVICULTURA DE *PSEUDOTSUGA MENZIESII* (MIRB.) FRANCO. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA-FUCOVASA.

BRAVO-OVIEDO, A., PRETZSCH, H., & DEL RÍO, M. 2018. DYNAMICS, SILVICULTURE AND MANAGEMENT OF MIXED FORESTS. BERLIN: SPRINGER INTERNATIONAL PUBLISHING. 420 PP. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/978-3-319-91953-9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-91953-9)

MARTINEZ-MEIER, A., SANCHEZ, L., PASTORINO, M., GALLO, L., & ROZENBERG, P. 2008. WHAT IS HOT IN TREE RINGS? THE WOOD DENSITY OF SURVIVING DOUGLAS-FIRS TO THE 2003 DROUGHT AND HEAT WAVE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 256, 837-843. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2008.05.041](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.041)

MERLO, E., DÍAZ, R., FERNÁNDEZ LÓPEZ, J., & ZAS, R. 2004. PROPUESTA DE UTILIZACIÓN DE ENSAYOS DE PROCEDENCIAS DE "*PSEUDOTSUGA MENZIESII*" (MIRB) FRANCO COMO MATERIAL DE BASE PARA LA OBTENCIÓN DE MATERIAL FORESTAL DE REPRODUCCIÓN. *INVESTIGACIÓN AGRARIA. SISTEMAS Y RECURSOS FORESTALES*, 13(3), 492-505. [HTTP://HDL.HANDLE.NET/10261/45179](http://hdl.handle.net/10261/45179)

OTERO, M., SALCEDO, I., TXARTERINA, K., GONZÁLEZ-MURUA, C., & DUÑABEITIA, M. K. 2020. COMPOST TEA REDUCES THE SUSCEPTIBILITY OF *PINUS RADIATA* TO *FUSARIUM CIRCINATUM* IN NURSERY PRODUCTION. *PHYTOPATHOLOGY*, 110(4), 813-821. [HTTPS://DOI.ORG/10.1094/PHYTO-04-19-0139-R](https://doi.org/10.1094/PHYTO-04-19-0139-R)

RODRÍGUEZ DE PRADO, D., SAN MARTÍN, R., BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

SÁNCHEZ, F., & RODRÍGUEZ, R. J. 2008. SELVICULTURA DE *PINUS RADIATA* D. DON. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA-FUCOVASA. [HTTPS://WWW.UXAFORES.COM/GL/SELVICULTURA-DE-PINUS-RADIATA-DDON](https://www.uxafores.com/gl/selvicultura-de-pinus-radiata-ddon)

STEWART, J. E., ABDO, Z., DUMROESE, R. K., KLOPFENSTEIN, N. B., & KIM, M. S. 2012. VIRULENCE OF *FUSARIUM OXYSPORUM* AND *F. COMMUNE* TO DOUGLAS-FIR (*PSEUDOTSUGA MENZIESII*) SEEDLINGS. *FOREST PATHOLOGY*, 42(3), 220-228. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1439-0329.2011.00746.X](https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2011.00746.x)

THURM, E. A., UHL, E., & PRETZSCH, H. 2016. MIXTURE REDUCES CLIMATE SENSITIVITY OF DOUGLAS-FIR STEM GROWTH. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 376, 205-220. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.06.020](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.020)

8.2.14. PLANTACIONES DE *POPULUS SP.*

CARLOS DEL PESO TARRANCO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

La populicultura desarrollada en Europa a partir de la selección de híbridos naturales del género *Populus* (europeos y americanos o interamericanos) toma un fuerte impulso desde las primeras décadas del siglo XX, siendo la selvicultura clonal la base de la actual populicultura mundial. Los buenos crecimientos y la facilidad de reproducción permiten obtener productos en tiempos relativamente cortos. La populicultura de producción está sustentada, dentro Castilla y León, en las plantaciones, normalmente a marcos amplios (6x6 m) para la producción de madera de desarrollo, con turnos alrededor de 15 años y material genético seleccionado. Este modelo de choperas está establecida a raíz profunda, sistema de implantación que se desarrolla a partir de los años 60 y tiene como finalidad poner en contacto la planta con el nivel freático de forma permanente, evitando de esta manera la necesidad de riego. El cultivo del chopo en Castilla y León está muy extendido tanto en terrenos de ribera privados como en terrenos propiedad de administraciones locales (ayuntamientos y juntas vecinales). Distribuidas por los tramos bajos de los ríos principales de Castilla y León, las choperas están especialmente presentes en la provincia de León, Palencia y Zamora, y en menor medida en el resto de las provincias.

La superficie estimada de la región es de 44.260 ha¹ según el último inventario de choperas productivas de Castilla y León disponible, realizado por la empresa pública

SOMACYL para la Junta de Castilla y León en 2016 y 2017 (RUEDA et al. 2019), donde el grueso de las mismas se reparte en las provincias de León (43,80%), Zamora (14,93%) y Palencia (14,48%), y en mucha menor medida por resto de las provincias (Burgos (8,95 %), Segovia (6,99 %), Soria (4,66%), Valladolid (2,49%) y Ávila (0,76%) Fuentes más recientes estiman la superficie de choperas en plantación cubre una superficie de 49.470 ha², mientras que la de choperas de galería ocupan 41.327 ha³, suponiendo un total de 90.797 ha en toda Castilla y León según datos del Mapa Forestal Español. Estas diferencias encontradas en los datos manifiestan la necesidad de actualizar la información de manera más continuada para la gestión de choperas. No obstante, la comarca más importante en cuanto a plantaciones de choperas, de acuerdo con la delimitación planteada en este trabajo, es la 5, Tierra de Campos.

Mientras que las choperas productoras de Castilla y León suponen el 60% de la superficie cultivada de esta especie en España, las choperas de producción no llegan a alcanzar el 3% de la superficie forestal arbolada de Castilla y León; pese a ello, producen más

² Teselas con *Populus sp.* en plantación como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

³ Teselas con *Populus sp.* en bosques de galería como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

¹ Chopos en Castilla y León. 2021. El sector del chopo y la populicultura en Castilla y León. Recuperado el 22 de agosto de 2022. <http://www.populuscyl.es/>

del 20% de la madera cortada anualmente y más del 40% de los ingresos por ventas de madera.

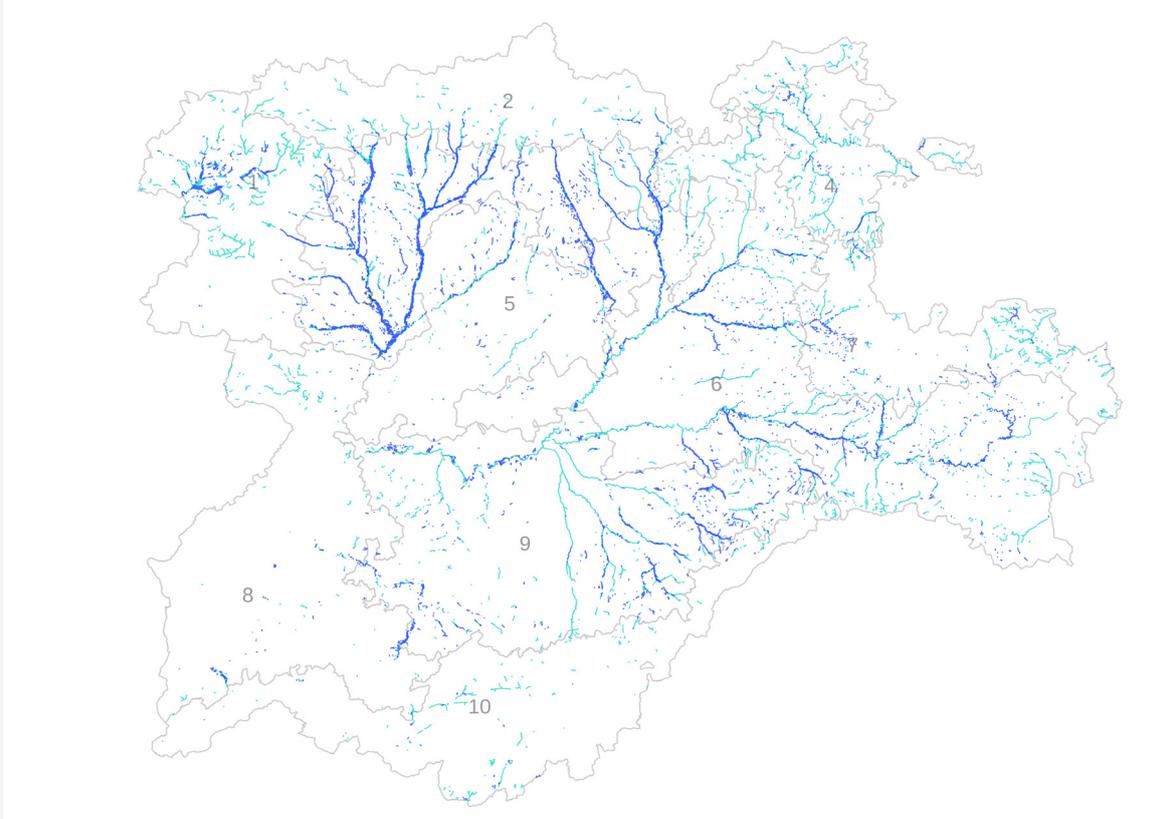
Las choperas actúan como corredores verdes asociados a los ríos y suponen una alternativa importante de transición en zonas de ribera tradicionalmente ocupadas por cultivos agrícolas.



Plantación de chopos en turno de corta (Husillos, Palencia). Foto de VÁZQUEZ-VELOSO, A.



Chopera de galería en el río Esgueva (Valladolid). Foto de VÁZQUEZ-VELOSO, A.



Mapa de distribución de masas forestales con chopo (*Populus* sp.) de galería (azul claro) y plantación (azul oscuro) como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

En Castilla y León, como se ha indicado, las plantaciones se realizan a raíz profunda, poniendo de forma permanente el sistema radical con el nivel freático, evitando de esta manera el riego de las choperas. Las condiciones de sequía, y especialmente la disminución de los niveles freáticos, podría suponer la desconexión de estos cultivos con su fuente principal de humedad asociada a la forma en que se realizan estas plantaciones. Esta disminución de la humedad puede, a la larga, limitar el desarrollo de estos sistemas forestales y, en cualquier caso, aumentar el estrés hídrico, llegando a la muerte en los casos más extremos. Estas implicaciones afectarán directamente a la forma de realizar las plantaciones y a su gestión futura, pues más allá de niveles freáticos por debajo de los 3 metros el mantenimiento de plantaciones a raíz profunda es prácticamente inviable.

Por otro lado, la disminución de los niveles freáticos puede condicionar la superficie potencial de cultivo a raíz profunda, que es la opción desarrollada en Castilla y León. La superficie de choperas implantadas con este método disminuirá necesariamente. El ascenso de las temperaturas puede conllevar la traslación del cultivo de choperas de producción a tramos de ribera más altos, donde no siempre existen amplias vegas para su implantación. De esta forma, la previsión del total de superficie dedicada al cultivo del chopo en Castilla y León, ante el escenario de cambio climático, se considera poco optimista, especialmente vinculado a los procesos de aridez de dichas previsiones.

Asimismo, la principal limitación a la ampliación del cultivo del chopo es su competencia por las zonas de vega y el agua de riego con otros cultivos agrícolas (este hecho ha sido el que ha desarrollado desde la década de los años 60 del siglo XX la plantación a raíz profunda, asegurando la humedad edáfica necesaria para su desarrollo). Esto ha motivado que la superficie dedicada al cultivo de chopos ocupe áreas con excesiva pedregosidad y nivel freático disponible, o bien zonas no aptas para el cultivo agrícola de producción anual, pues las necesidades edáficas son, a grandes rasgos, las mismas (pH de 6 a 8, porcentajes de arcilla bajos, buena materia orgánica y suelos no salinos).

A esta competencia territorial con los cultivos agrícolas hay que añadirle las posibles limitaciones asociadas a las políticas de las propias Confederaciones Hidrográficas, restringiendo las superficies de las choperas en sus áreas potenciales (limitaciones que no aparecen con los cultivos agrícolas), y que están actualmente en proceso de revisión.

De la misma manera, el cambio climático va ligado a un aumento de la frecuencia de fenómenos climáticos extremos, donde caben destacar las grandes inundaciones. En este tipo de incidentes, las llanuras de inundación y las áreas con mayor frecuencia de inundación permiten compatibilizar este tipo de eventos cada vez más recurrentes con el cultivo de chopos, como así recomienda JCYL (2019), siendo la plantación de chopos una excelente medida de mitigación de los efectos del cambio climático por su capacidad de resiliencia y recuperación tras eventos de inundaciones temporales.

En otro orden de cosas, el previsible aumento de las temperaturas tendrá una afectación menor en las plantaciones productivas de chopo, pues el amplio espectro de latitudes donde aparecen las distintas especies de álamo y la amplia diversidad genética, hacen que sean especies muy adaptadas a estas fluctuaciones de temperatura, siendo realmente la disponibilidad de agua la que juega un papel más importante en la limitación de la productividad del género *Populus* sp. (KUTSOKON et al., 2015).

Como ya se ha indicado, la popucultura de producción está sustentada en el desarrollo de una selvicultura clonal. La alta productividad de las plantaciones de chopo puede alcanzarse mediante el uso de una amplia diversidad genética de chopos y utilizando el alto potencial de adaptación de este género. La facilidad de propagación asexual del género proporciona notables ventajas en la mejora y selección genética. Así mismo, la selvicultura clonal aporta homogeneidad a las plantaciones y facilita el manejo de las mismas, dando unas producciones estables. A pesar de ello, actualmente las poblaciones clonales de chopos se asientan en unos pocos clones. Esto hace a las plantaciones especialmente vulnerables a los posibles cambios

climáticos, lo que puede suponer como consecuencia cierta debilidad a las plantaciones, traducida en un menor crecimiento vinculado a la poca adaptación a las nuevas condiciones de los clones actuales. Estos menores crecimientos pueden llevar asociados variaciones del turno tecnológico, vinculado, en Castilla y León, a diámetros de desarrollo (30 – 45 cm a 1,30 metros de altura).

De la misma manera, la homogeneidad clonal afecta directamente a la susceptibilidad frente a ciertas plagas y enfermedades, y pone en serio

peligro la adaptación del sector a posibles efectos del cambio climático. Un aumento de temperaturas reduciría el periodo de heladas que permite controlar algunas patologías, como el pulgón lanífero (*Eriosoma lanigerum*), mientras que la disminución de la humedad durante el periodo vegetativo serviría para controlar las royas y otras enfermedades fúngicas. Igualmente, el aumento de temperaturas conllevaría un crecimiento de daños por quemaduras de insolación en las choperas (especialmente en troncos de zonas de borde, orientadas al sur).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Apoyar la adaptación de la diversidad genética en choperas

Una de las principales estrategias de adaptación es la promoción de la diversidad clonal con inclusión, en las plantaciones, de nuevo material de base adaptado a condiciones de estrés hídrico. Esta medida se basa en la puesta a disposición de los populicultores de nuevos clones mejor adaptados tanto a estrés hídrico como a posibles problemas bióticos (plagas y enfermedades) asociados a cambio climático. Esto conlleva experimentación y análisis de los distintos clones europeos a las condiciones específicas de Castilla y León. No poder contar con material de base ensayado en estudios de estrés hídrico (principal riesgo asociado al cambio climático), con buen comportamiento en desarrollo, puede poner en un compromiso serio el sector de la populicultura en Castilla y León. En este sentido cabe recordar que la selvicultura clonal de chopo en nuestro país está afectada por la regulación que da la ORDEN de 24 de junio de 1992¹ mediante la cual se crea el Catálogo Nacional de Materiales de Base para el género

Populus, así como la ORDEN APA/544/2003 de 3 de marzo de 2003².

La adaptación a estos aspectos pasa necesariamente por la incorporación, a los materiales de base comercializables, de clones mejor adaptados al previsible estrés hídrico (COCOZZA et al., 2010; HIMESAB et al., 2021). Actualmente, los ensayos de nuevos clones en Castilla y León (fruto de diferentes programas de mejora en varios países europeos) están liderados por convenios entre la empresa privada (BOSQUE Y RÍOS, GARNICA) y distintos organismos de investigación (INIA). Estos ensayos están permitiendo testar clones como Koster, Tucano,

Sena, Diva, Raspalje, San Martino, Hoogvorst, Soligo, Oglio, Polargo y Af-8 (muchos de ellos no incluidos en el material de base comercializable en España), teniendo como referencia al clon I-214.

¹ Orden de 24 de junio de 1992 por la que se publica el catálogo nacional de los clones admitidos como materiales de base para los materiales forestales de reproducción, relativo al género *Populus* <https://www.boe.es/boe/dias/1992/07/27/pdfs/A25932-25933.pdf>

² Orden APA/544/2003, de 6 de marzo, por la que se publica la ampliación del Catálogo nacional de los clones admitidos como materiales de base para los materiales forestales de reproducción relativos al género *Populus* L. <https://www.boe.es/boe/dias/2003/03/14/pdfs/A10096-10096.pdf>

Promover la implantación de sistemas agroforestales (choperas/cultivos de regadío)

Los retos frente al cambio climático (principalmente manifestado en un aumento de temperaturas y una disminución de los niveles freáticos) implican la búsqueda de nuevas opciones para la producción de madera de chopo.

En este sentido, la experimentación en sistemas agroforestales, donde el chopo comparte área con los cultivos anuales, puede plantearse como una forma de adaptación a las nuevas condiciones impuestas por el cambio climático. Con la previsible disminución de los niveles freáticos parece recomendable buscar superficies alternativas al cultivo del chopo. Su salida pasa necesariamente por la ocupación de áreas de cultivo de regadío, donde entra en competencia directa con cultivos que ofrecen rentas anuales con las que es difícil rivalizar (a pesar de la rentabilidad de las choperas).

La ampliación de superficies a sistemas agroforestales, sean de chopo o cultivo agrícola, es un aspecto amparado en las últimas políticas agrícola y forestales comunitarias (PAC¹, Estrategia Forestal

Europea²). Para que esto sea posible resulta fundamental el desarrollo de experiencias, en este caso con diferentes cultivos, clones de chopo y espaciamientos, obteniendo datos científicos sobre producción, rentabilidad y beneficios ambientales que fomenten un desarrollo futuro de estos sistemas de cultivo. En la actualidad, a pesar del posible interés que estos pueden tener, no existen sistemas agroforestales con chopo extendidos en superficies de consideración, más allá de pruebas experimentales en distintos países (Francia, Holanda, Italia, Reino Unido, etc.), estando en España muy poco representados aparte de superficies de choperas parcialmente pastoreadas y cultivos puntuales. Hasta el momento no se han desarrollado, a gran escala, experiencias de compatibilidad de cultivo de regadío con choperas en esta región (sistemas silvoarables o agroforestales), contemplados en las últimas reformas de la PAC (muy frecuentes en países asiáticos y en fases piloto en Francia, Holanda e Italia, entre otros (CRESCO-PINILLOS, 2018)). La viabilidad de esta medida pasa necesariamente por un apoyo decidido desde las administraciones públicas,

¹ Política Agraria Común (PAC), accesible en <https://www.mapa.gob.es/es/pac/default.aspx>

² Nueva Estrategia Forestal Europea para 2030, accesible en <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52021DC0572>

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Se propone realizar el seguimiento en la comarca 5 de Tierra de Campos, ya que en ella se incluyen las cuencas de los grandes ríos que son afluentes del Duero por la margen derecha. En ella, las zonas que presentan las mayores superficies de choperas pertenecen a las cuencas de los ríos Esla (en las

provincias de León y Zamora), Órbigo (también en León y Zamora), Carrión (en Palencia), Cea (en las provincias de León, Palencia, y Zamora), Pisuerga (en Palencia), y Tera (en Zamora), principalmente (RUEDA et al., 2019).

REFERENCIAS

- COCOZZA, C., CHERUBINI, P., REGIER, N., SURER, M., FREY, B., & TOGNETTI, R. 2010. EARLY EFFECTS OF WATER DEFICIT ON TWO PARENTAL CLONES OF *POPULUS NIGRA* GROWN UNDER DIFFERENT ENVIRONMENTAL CONDITIONS. *FUNCTIONAL PLANT BIOLOGY*, 37(3), 244-254. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1071/FP09156](https://doi.org/10.1071/FP09156)
- CRESPO-PINILLOS, O. 2018. SISTEMAS AGROFORESTALES CON CHOPO, UNA OPORTUNIDAD. *CUADERNOS DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CIENCIAS FORESTALES*, 44(2), 39-48. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/328274982_SISTEMAS_AGROFORESTALES_CON_CHOPO_UNA_OPORTUNIDAD_AGROFORESTRY_SYSTEMS_WITH_POPLAR_AS_AN_OPPORTUNITY](https://www.researchgate.net/publication/328274982_SISTEMAS_AGROFORESTALES_CON_CHOPO_UNA_OPORTUNIDAD_AGROFORESTRY_SYSTEMS_WITH_POPLAR_AS_AN_OPPORTUNITY)
- HIMESAB, A., EMERSON, P., MCCLUNG, R., RENNINGER, H., ROSENSTIEL, T., & STANTON, B. 2021. LEAF TRAITS INDICATIVE OF DROUGHT RESISTANCE IN HYBRID POPLAR. *AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT*, 246, 106676. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.AGWAT.2020.106676](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106676)
- JCYL. 2020. BENEFICIOS AMBIENTALES Y SOCIOECONÓMICOS DE LA POPULICULTURA EN LA CUENCA DEL DUERO. PROPUESTAS DEL SECTOR PARA EL III CICLO DE PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA. CONSEJERÍA DE FOMENTO Y MEDIO AMBIENTE, JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. 71 PP. [HTTPS://MASCHOPO.ORG/WP-CONTENT/UPLOADS/2021/09/INFORME_POPULICULTURA_EPTI_CHD_2020.PDF](https://maschoपो.ORG/WP-CONTENT/UPLOADS/2021/09/INFORME_POPULICULTURA_EPTI_CHD_2020.PDF)
- KUTSOKON, N., JOSE, S., & HOLZMUELLER, E. 2015. A GLOBAL ANALYSIS OF TEMPERATURE EFFECTS ON *POPULUS* PLANTATION PRODUCTION POTENTIAL. *AMERICAN JOURNAL OF PLANT SCIENCES*, 06, 23-33. [HTTP://DX.DOI.ORG/10.4236/AJPS.2015.61004](http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2015.61004)
- RUEDA, J., GARCÍA CABALLERO, J. L., CUEVA, Y., GARCÍA-JIMÉNEZ, C., & VILLAR, C. 2019. CULTIVO DE CHOPOS EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE FOMENTO Y MEDIO AMBIENTE. 115 PP. [HTTP://WWW.POPULUSCYL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/PUBLICACIONES/CULTIVO_DE_CHOPOS_EN_CASTILLA_Y_LEON.PDF](http://www.populuscyL.es/sites/default/files/publicaciones/cultivo_de_chopos_en_castilla_y_leon.pdf)

8.2.15. FRESNEDAS

DAVID CANDEL PÉREZ

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

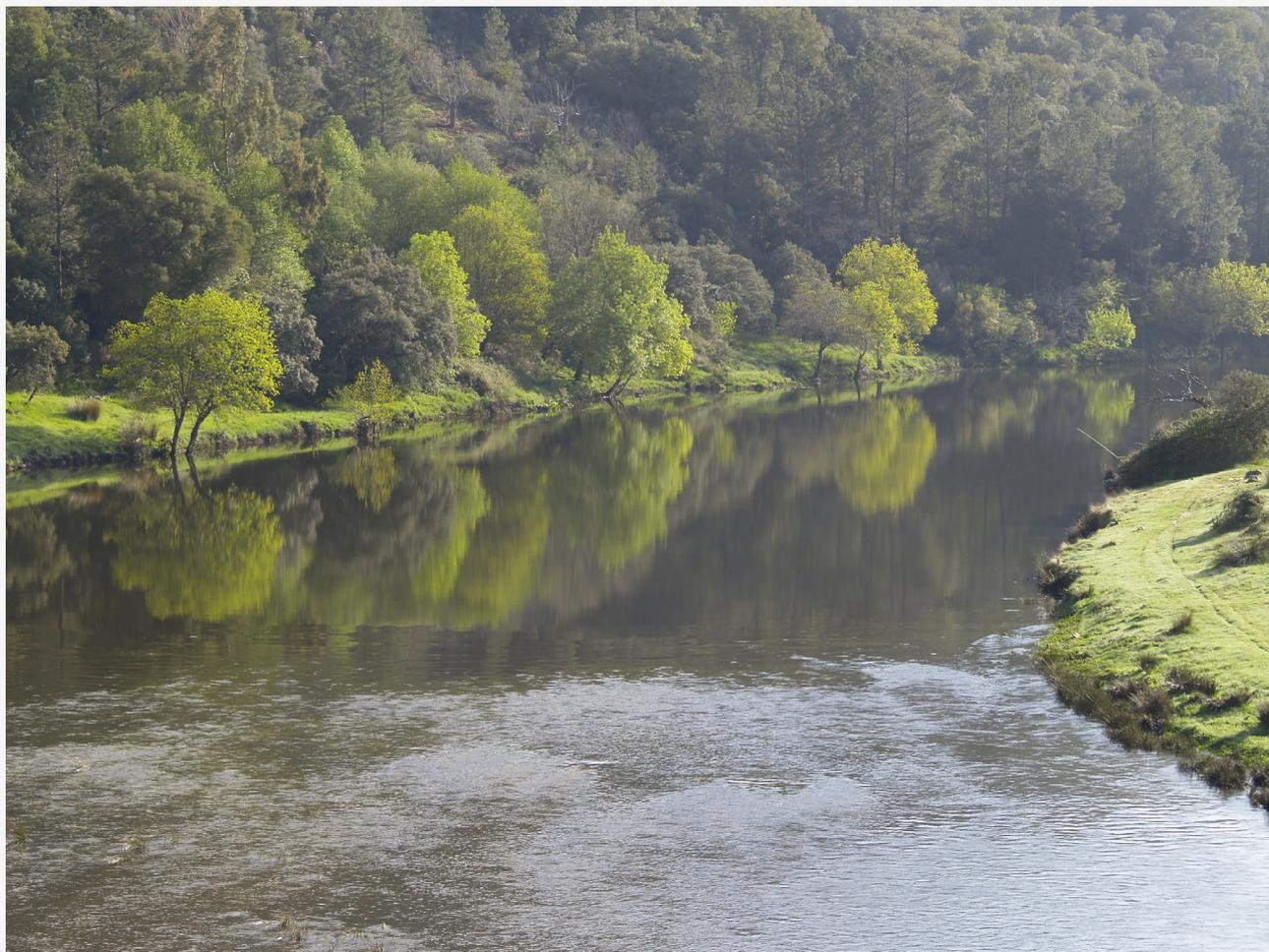
El aspecto, la estructura y composición florística de las fresnedas varían considerablemente dependiendo de su estado de conservación, existencia de actividades agrarias (pastoreo, tala selectiva), clima regional, altitud, intensidad de la sequía estival, entidad del caudal, proximidad a éste, nivel freático, naturaleza de los sustratos, estabilidad y desarrollo del suelo. De acuerdo con la zona que ocupan, se pueden distinguir dos tipos distintos de hábitat de fresnedas mediterráneas de *Fraxinus angustifolia*. Así, encontramos fresnedas riparias, localizadas en orillas y vegas de ríos y arroyos, y fresnedas no riparias (o de ladera), típicas de laderas umbrosas u otras zonas con suelos con humedad permanente o temporal (CALLEJA, 2009a). Dentro de esta clasificación, a su vez, las fresnedas riparias se pueden localizar junto a la orilla de los cursos de agua (fresnedas hidrófilas) o en las terrazas fluviales (fresnedas de vega). Además, las fresnedas montañas de *Fraxinus excelsior* del sistema Ibérico Norte reemplazan en altitud a fresnedas hidrófilas de *Fraxinus angustifolia*, por encima de los 1.000 m de altitud (CALLEJA, 2009b).

Las fresnedas termófilas mediterráneas de *Fraxinus angustifolia* se desarrollan sobre suelos frescos o húmedos, pero no ligados directamente a los ríos. Se trata de suelos arenosos o con altos contenidos en gravas, desprovistos de bases y con elevado nivel freático, ya sea en amplias vegas, zonas llanas, o laderas suaves de lento drenaje en zonas alejadas de los ríos (ESCUADERO et al., 2008). Son bosques caducifolios densos o transformados en dehesas para aprovechar los pastos y el ramón de las copas para alimentar al ganado, incluso dehesas de fresnos desmochados. Es frecuente el acompañamiento de rebollos o melojos (*Quercus pyrenaica*) y arce (*Acer monspessulanum*), generando formaciones mixtas y con la presencia de matorral espinoso (*Rubus* spp., *Rosa* spp., *Frangula alnus*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*).

En cuanto a su distribución, pueden encontrarse fresnedas mediterráneas ibéricas de *Fraxinus angustifolia* en todas las comarcas de Castilla y León, exceptuando Tierra de Campos y Páramos silíceos y ribera, ocupando una superficie aproximada de 14.580 ha (Mapa Forestal Español de máxima actualidad)¹. Concretamente, las fresnedas termófilas se encuentran en áreas de influencia del sistema Central y ocasionalmente en determinadas zonas del sistema Ibérico septentrional, las penillanuras occidentales o los Montes Leoneses.

Las fresnedas riparias de *Fraxinus angustifolia* se desarrollan sobre todo tipo de suelos (salvo los salinos) y toleran el encharcamiento, pero dejan su lugar ante saucedas, alamedas o tarayales en orillas inestables y en ambientes con elevada sequía ambiental. Pueden localizarse junto a la orilla de los cursos de agua (fresnedas hidrófilas) o en las terrazas fluviales (fresnedas de vega), que se encuentran habitualmente en los cursos caudalosos y orlan comunidades vegetales más exigentes en humedad y más tolerantes a la inestabilidad de las orillas y embate de las riadas. Las fresnedas riparias hidrófilas están presentes en el río Tinieblas (Burgos), ríos Frío y Peces (Segovia), río Tera y río Duero (Soria); las fresnedas riparias de vega están presentes con una composición potencialmente representativa, pero, en general, mal conservada en los ríos Cega y Pirón (Segovia), Arlanza (Burgos), Duero (Soria) y Pisuerga (Palencia).

¹ Teselas con *Fraxinus angustifolia* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



Río Alagón donde se pueden apreciar fresnos en primera línea (Rebollosa, Salamanca). Foto de SEVILLA, F.

Las fresnedas hidrófilas pueden formar manifestaciones cerradas, alcanzando los 20 m de altura si están bien conservadas. Cuando el caudal es permanente y predominan los sustratos ácidos están acompañadas por aliso (*Alnus glutinosa*). Sobre sustratos básicos y de textura arcillosa o limosa, en áreas cálidas con caudal variable, incluyendo periodos de estiaje, las fresnedas se enriquecen con *Populus alba* y *Ulmus minor*. Además, en un dosel inferior participan los sauces. Las fresnedas de vega y las fresnedas instaladas en pequeños cursos de caudal temporal pierden un buen número de especies hidrófilas (por ejemplo, los sauces) y freatófitas. En cambio, cobran relevancia las quercíneas (*Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea*, *Quercus ilex*).

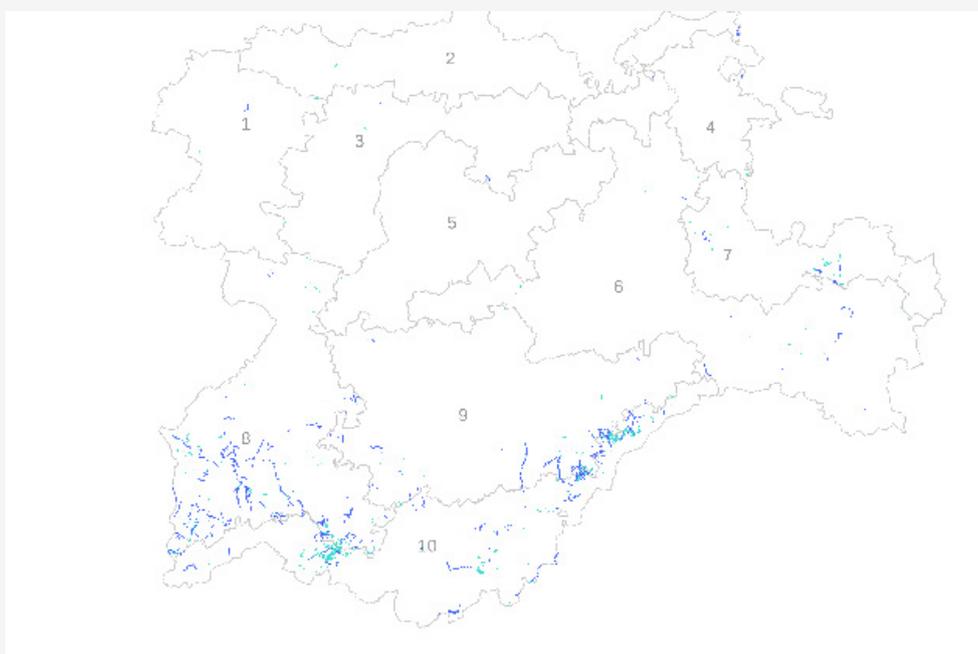
Las fresnedas de ladera, dominadas o codominadas por *Fraxinus angustifolia*, se encuentran en áreas montañosas o en umbrías u otros enclaves donde se atenúe levemente la sequía estival. Suelen

ser más comunes en sustratos ácidos y su composición se asemeja a la de los melojares (*Quercus pyrenaica*), quejigares (*Quercus faginea* subsp. *broteroi*) o encinares montañosos (*Quercus ilex*). Estas fresnedas de ladera no tienen manifestaciones bien conservadas, solamente áreas donde son abundantes los retazos menos perturbados o en fase de recuperación tras haber remitido o cesado la presión antrópica, como la cabecera del río Tiétar (Ávila).

Las fresnedas montañosas (fresno de montaña, *Fraxinus excelsior*) son formaciones arbóreas de ríos, arroyos y barrancos de hasta 20 m, cerradas, muy umbrosas en verano, y con un cortejo arbustivo localmente pobre. En los ríos más caudalosos suelen llevar una primera banda de sauces (*Salix cantabrica*, *S. eleagnos*, *S. purpurea*). Estas masas de fresnos de montaña podemos encontrarlas en el norte de las provincias de León, Palencia y Burgos, y en el río Pedroso (Burgos).



Dehesa de fresnos con ganado vacuno (Gallegos, Segovia). Foto de SEVILLA, F.



Distribución de fresnedas riparias (azul oscuro) y no riparias (azul claro) con Fraxinus angustifolia como especie principal en el ámbito de Castilla y León según comarcas (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

El fresno es un típico integrante de las riberas y zonas con humedad edáfica en el paisaje mediterráneo. Al ser esta especie muy exigente en humedad edáfica, pueden prevenirse problemas derivados del cambio climático. La evaluación global del estado de conservación y de las perspectivas de futuro de este tipo de hábitat se considera inadecuada, especialmente para las fresnedas hidrófilas de cursos temporales, para las fresnedas de vega y para las de ladera, por el proceso de aridificación del clima. La escasez de agua puede convertirse en una de las causas que podría aumentar la mortalidad en las fresnedas.

Las previsiones de cambio climático podrían suponer una disminución significativa del crecimiento y la vitalidad de las fresnedas. Las elevadas temperaturas y las sequías estivales, cada vez más pronunciadas por efecto del cambio climático, podrían aumentar el estrés hídrico al que se ven sometidos los fresnos. Además, estos nuevos condicionantes podrían desencadenar otras problemáticas como desecamiento o pérdida de la guía terminal con formación de horquillas, normalmente por heladas fuera de temporada. Ante las perturbaciones y extremos climáticos que afecten a este tipo de ecosistemas, habrá que prestar especial atención a la resiliencia y capacidad de recuperación tras eventos de sequía extrema.

La distribución de la notable riqueza de comunidades riparias, como las fresnedas, está determinada en gran medida por el régimen termo-pluviométrico. El cambio climático y la menor disponibilidad de agua provocarán, en términos generales, cambios que serán más rápidos en los cursos de menor entidad (pequeños ríos, arroyos y ramblas). A nivel demográfico, se podrían experimentar cambios en la estructura interna de las poblaciones, pérdidas de riqueza de estratos y reducción de la representación de algunos grupos ecológicos, o pérdidas de complejidad estructural y disminución de las propiedades funcionales de las comunidades riparias. Las previsiones de cambio climático podrían suponer también la desaparición o pérdida de hábitats con exigencias termo-pluviométricas particulares (vegetación hidrófila, bosques aluviales, etc.). Entre las posibles consecuencias se

podrían citar la disminución del área potencial, al ser especies muy exigentes en humedad edáfica; la disminución del rango de distribución de comunidades riparias; la reducción del área de ocupación o cobertura; o la fragmentación longitudinal y pérdida de amplitud.

A nivel de comunidades, se observan cambios en la estructura y dinámica de las poblaciones. Los bosques de vega se han reducido a formaciones lineares en mallas que definen las parcelas de pastoreo. Ante los futuros condicionantes climáticos, es previsible una disminución del rango de distribución de numerosas comunidades riparias, salvo aquellas más resistentes al estrés hídrico. También podría observarse una reducción de la cobertura y reemplazo por otras comunidades. Las formaciones riparias originales se podrían fragmentar, especialmente aquellas más exigentes en humedad, quedando relegadas a los sitios más húmedos. El reemplazo de comunidades posiblemente se traduzca en un aumento de las formaciones riparias tolerantes a cursos discontinuos, o incluso xerófilas, como las formaciones de *Fraxinus angustifolia*. También podría producirse la colonización de los espacios fluviales por formaciones climatófilas, como por ejemplo retamares en ramblas, bosques de querúceas, etc. (CALLEJA et al., 2019). Además, son previsibles cambios en la capacidad de adaptación y servicios ecosistémicos proporcionados por las fresnedas, de modo que cabría esperar situaciones de retracción y desaparición de las formaciones de vega, o transformación de bosques de vega en dehesas (*Fraxinus angustifolia* o *F. excelsior*).

Por otro lado, existe una gran diversidad de hongos con potencial patógeno en fresno. Por ejemplo, *Hymenoscyphus fraxineus*, responsable de la enfermedad más grave de fresno conocida. Se trata de un hongo invasor procedente de Asia que se ha extendido por Europa desde mediados de los años 90, causando graves daños y altas tasas de mortalidad, principalmente en ejemplares de fresno de hoja ancha (*Fraxinus excelsior*) y, en menor medida, también en fresnos de hoja estrecha (*F. angustifolia*). La presencia del patógeno ya ha sido detectada en el norte de España (STROHEKER et al., 2021). Por consiguiente, se considera de vital

importancia estar alerta ante nuevos patógenos, como *Hymenoscyphus fraxineus*, para prevenir su dispersión. Además, la aparición de perforadores o barrenadores de madera en poblaciones de fresno con decaimiento generalizado podrían agravar la vulnerabilidad de estas formaciones. A modo de ejemplo, el barrenador *Agrilus planipennis* ha causado la muerte a millones de fresnos en Estados Unidos y, aunque aún no ha llegado a España, existe riesgo de introducción procedente de madera importada. Si esta plaga llegase, tendría un impacto ecológico devastador. Nuestros fresnos ya están amenazados por hongos patógenos como *H. fraxineus*, por lo que la introducción de estos perforadores podría incluso hacer que los fresnos se extinguiesen localmente en algunas áreas. Otros problemas a tener en cuenta en las fresnedas son la aparición de chancros y excrecencias oscuras de forma irregular sobre tronco y ramas.

En esta valoración de las perspectivas de futuro también intervienen otras presiones o factores como la sobreexplotación del agua, el urbanismo o la agricultura intensiva. Se observa como un problema la mala gestión de las fresnedas y su aprovechamiento más intensivo (abuso del trasmucho y/o mala realización, abandono del trasmucho, eliminación completa del matorral, sobrecarga ganadera, etc.). En ocasiones encontramos ejemplares envejecidos o senescentes, por lo que la propia edad del árbol

podría agravar las causas de mortalidad. El abandono del aprovechamiento del trasmucho también aumenta la mortalidad de ejemplares debido a la ausencia de podas. Ante la pérdida del aprovechamiento de las fresnedas, estamos asistiendo al envejecimiento de la masa arbolada con baja tasa de regeneración como consecuencia de una mala práctica en la gestión. Otros problemas son los asociados a la ganadería extensiva, como la fragmentación de las explotaciones y la oscilación en la producción de los pastos debido al clima, cobrando especial importancia el aprovechamiento de ramas y hojas para el ganado. Los problemas de regeneración pueden estar asociados a la intensificación del ganado y su presencia de forma casi permanente en las fresnedas, sin dejar cuarteles para su regeneración. Además, los problemas de regeneración en las fresnedas son evidentes y, en muchas ocasiones, no se observa regenerado de forma espontánea, sobre todo si existe carga ganadera. También se aprecian los cambios de especies ganaderas como factor de cambio de los pastizales. Añadido a todos estos condicionantes, el abandono del riego en los pastos o el descenso del nivel freático aumentarán el estrés hídrico al que se ven sometidos los fresnos.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la diversidad estructural y de composición de especies

Se recomienda promover la diversidad como estrategia de estabilidad ante la incertidumbre. El óptimo desarrollo de las fresnedas puede variar considerablemente ante los nuevos condicionantes del cambio climático. De este modo, las fresnedas se pueden localizar junto a la orilla de los cursos de agua o en las terrazas fluviales, en áreas montanas o en umbrías donde se atenúe levemente la sequía estival, y también en formaciones arbóreas de ríos, arroyos y barrancos muy umbrosos en verano.

También se considera necesario promover o restaurar la diversidad de especies autóctonas, además de promover diversas clases de edad y estructuras irregulares, siendo especialmente importante mantener las propiedades funcionales de las comunidades riparias para evitar la pérdida de complejidad estructural.

Aumentar la diversidad genética

Se considera de vital importancia la conservación de la diversidad genética (promover las especies y procedencias mejor adaptadas) de las fresnedas, con el fin de que éstas dispongan de la suficiente variabilidad que permita su adaptación a unas condiciones ambientales cambiantes e inciertas.

Se precisa una alta diversidad para asegurar la permanencia de estos bosques y así evitar que disminuya su resiliencia y se conviertan en más vulnerables a las plagas, enfermedades y efectos del cambio climático.

Mantener enclaves de elevada diversidad (refugio)

Preservar áreas de elevada biodiversidad, ya que las fresnedas mediterráneas ibéricas constituyen formaciones no muy cerradas y relativamente diversas. En muchas localidades la estructura de estos bosques ha sido alterada para formar

dehesas, donde se llevan a cabo aprovechamientos como el trasmochos. Las fresnedas trasmochas constituyen hábitats muy valiosos en biodiversidad, siendo refugio para numerosas aves protegidas, murciélagos e insectos.

Fomentar la regeneración natural en fresnedas

Son numerosos los factores asociados a la consecución de una regeneración natural con éxito en las fresnedas, por lo que todas las posibles dificultades en dicho proceso conducen irremediablemente a plantearse una estrategia de regeneración de estas comunidades. De forma general, son escasas las medidas específicas encaminadas a su regeneración o conservación. Estas acciones se concretan principalmente en la plantación de nuevos ejemplares y la protección del regenerado mediante el mantenimiento del matorral circundante o mallas protectoras. Existen numerosos estudios que destacan los efectos positivos que el matorral puede ejercer como planta nodriza sobre las plántulas de diferentes especies forestales, consiguiendo un balance final que favorece el crecimiento y la supervivencia del regenerado (GÓMEZ-APARICIO et al., 2004; LÖF et al., 2014). Estas medidas pueden complementarse con la realización de tareas de limpieza, desbroce y entresaca con la

precaución de mantener el regenerado y dejar áreas libres de ganado con matorrales que favorezcan la regeneración natural. Favorecer la regeneración natural es evidentemente más sencillo con menor presión de ganado, tratando de encontrar un equilibrio entre la regeneración y el uso ganadero. Por otra parte, el progresivo abandono de las prácticas agrarias y ganaderas favorece localmente la regeneración natural de las fresnedas. La línea de gestión aconsejable para alcanzar una regeneración natural exitosa en las fresnedas debe simultanear el descenso de la carga ganadera y la aparición o promoción de orlas de vegetación espinosa. Atendiendo a los servicios ecosistémicos proporcionados por las fresnedas, se considera especialmente relevante su compatibilización con el uso ganadero en las dehesas de fresno, muy habituales en Segovia, Ávila o Salamanca.

Controlar plagas y enfermedades para mejorar el estado de vitalidad de las masas

Sería necesario realizar una detección precoz de enfermedades y nuevos patógenos, como *Hymenoscyphus fraxineus*, y aplicar las medidas preventivas necesarias para evitar la dispersión de este hongo tan agresivo en nuestros montes. De

igual modo, debemos estar alerta ante la posible introducción y expansión de nuevos insectos perforadores, como *Agrilus planipennis*, que podrían suponer una grave amenaza para las fresnedas.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Las zonas de seguimiento podrían ser:

- i. Fresnedas termófilas del sistema Central (comarca 10).
- ii. Fresnedas riparias en el río Duero (Soria, comarcas 6 y 7).

- iii. Fresnedas de ladera en la cabecera del río Tiétar (Ávila, comarca 10).
- iv. Fresnedas montañas del norte de las provincias de León, Palencia y Burgos (comarcas 2 y 4).

REFERENCIAS

CALLEJA, J. A. 2009A. 91B0 FRESNEDAS MEDITERRÁNEAS IBÉRICAS DE *FRAXINUS ANGUSTIFOLIA* Y *FRAXINUS ORNUS*. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 88 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/91B0.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/91B0.pdf)

CALLEJA, J. A. 2009B. 91E0 BOSQUES ALUVIALES ARBÓREOS Y ARBORESCENTES DE CURSOS GENERALMENTE ALTOS Y MEDIOS, DOMINADOS O CODOMINADOS POR ALISOS (*ALNUS GLUTINOSA*), FRESNOS DE MONTAÑA (*FRAXINUS EXCELSIOR*), ABEDULES (*BETULA ALBA* O *B. PENDULA*), AVELLANOS (*CORYLUS AVELLANA*) O ÁLAMO. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 88 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/91E0.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/91E0.pdf)

CALLEJA, J. A., GARILLETI, R. & LARA, F. 2019. DESCRIPCIÓN DE PROCEDIMIENTOS PARA ESTIMAR LAS PRESIONES Y AMENAZAS QUE AFECTAN AL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE CADA TIPO DE HÁBITAT DE BOSQUE Y MATORRAL DE RIBERA. SERIE "METODOLOGÍAS PARA EL SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT". MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA. MADRID. 58 PP

ESCUADERO, A., & AL. 2008. GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. 432 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/FRANCISCO-EZQUERRA/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON/LINKS/552D4EED0CF2E089A3AD724C/GUIA-BASICA-PARA-LA-INTERPRETACION-DE-LOS-HABITATS-DE](https://www.researchgate.net/profile/Francisco-Ezquerro/publication/274959001_Guia_basica_para_la_interpretacion_de_los_habitats_de_interes_comunitario_en_castilla_y_leon/links/552d4eed0cf2e089a3ad724c/Guia-basica-para-la-interpretacion-de-los-habitats-de)

GÓMEZ-APARICIO, L., ZAMORA, R., GÓMEZ, J. M., HÓDAR, J. A., CASTRO, J., BARAZA, E. 2004. APPLYING PLANT FACILITATION TO FOREST RESTORATION IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEMS: A META-ANALYSIS OF THE USE OF SHRUBS AS NURSE PLANTS. *ECOL APPL* 14:1128–1138. [HTTPS://DOI.ORG/10.1890/03-5084](https://doi.org/10.1890/03-5084)

LÖF, M., BOLTE, A., JACOBS, D. F., JENSEN, A. M. 2014. NURSE TREES AS A FOREST RESTORATION TOOL FOR MIXED PLANTATIONS: EFFECTS ON COMPETING VEGETATION AND PERFORMANCE IN TARGET TREE SPECIES. *RESTORATION ECOLOGY* 22(6):758–765. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/REC.12136](https://doi.org/10.1111/rec.12136)

STROHEKER, S., QUELOZ, V., NEMESIO-GORRIZ, M. 2021. FIRST REPORT OF *HYMENOSCYPHUS FRAXINEUS* CAUSING ASH DIEBACK IN SPAIN. *NEW DISEASE REPORTS*, 44, e12054. [HTTPS://DOI.ORG/10.1002/NDR2.12054](https://doi.org/10.1002/nldr.12054)

8.2.16. BOSQUES DE RIBERA

FELIPE BRAVO OVIEDO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

En esta ficha se describen formaciones de ribera que incluyen ríos alpinos con vegetación leñosa en sus orillas de sauces, las galerías de álamos y chopos, tamarizales y olmedas junto con matorrales ribereños.

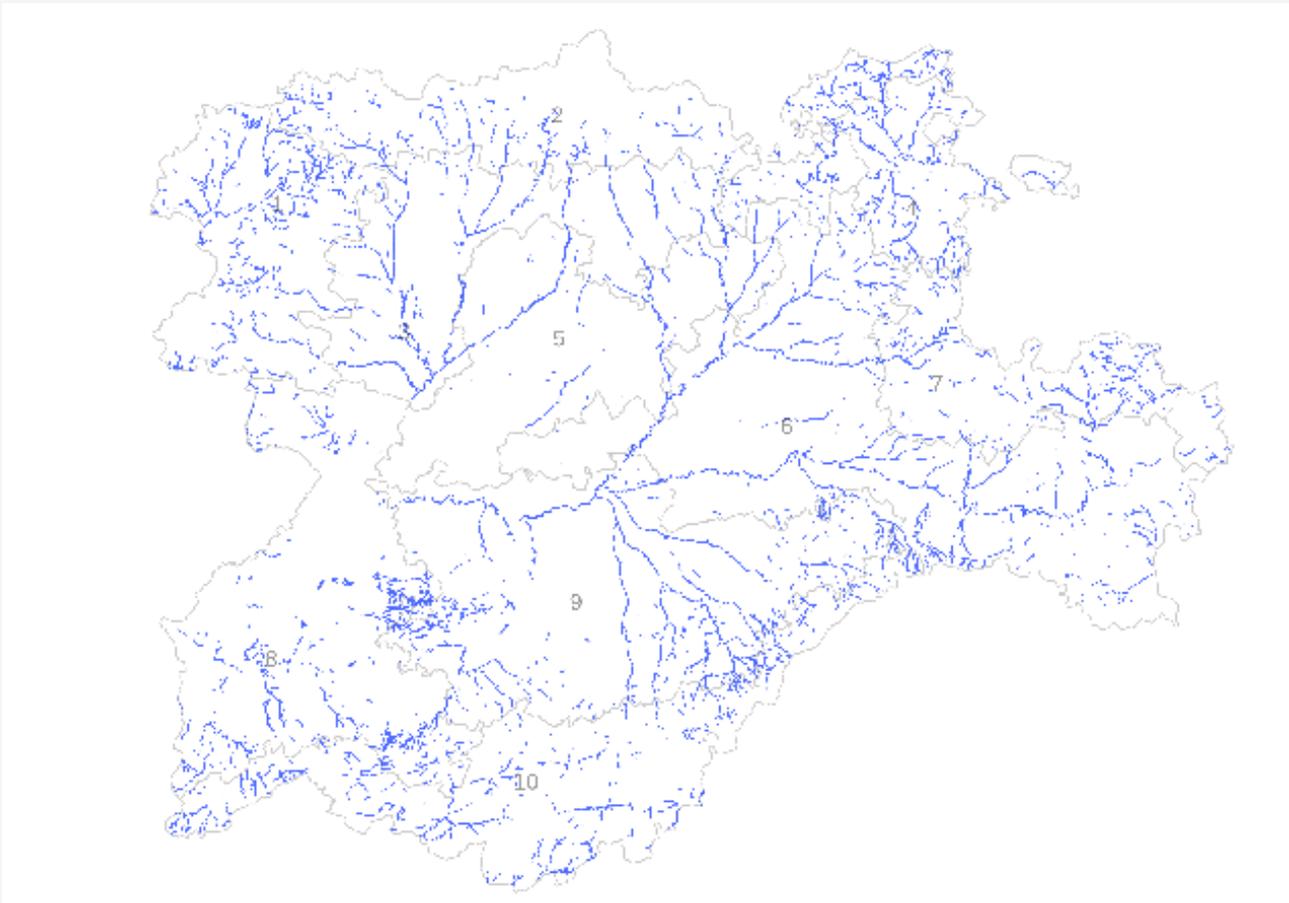
Los bosques de ribera ocupan todas las comarcas en Castilla y León, tanto en tramos medios como altos de los ríos. A partir de la información disponible hemos cartografiado que los bosques de ribera ocupan

55.658 ha¹ en toda la región, incluyendo diferentes agrupaciones de especies. Con frecuentes problemas de fragmentación y degradación, su función ambiental como corredores ecológicos y reservorios de biodiversidad se ve comprometida en muchas ocasiones. Aunque se trata de ecosistemas azonales, la irregularidad que se prevé en las precipitaciones y la presión por el uso de agua para la agricultura, la industria y el consumo humano, hace que sean muy vulnerables al cambio climático.

¹ Teselas con formaciones forestales de ribera. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



Bosque de galería con alisos, robles, algún acebo, avellano, etc. (Villagatón, León). Foto de SEVILLA, F.



Mapa de distribución de masas forestales de bosques de ribera según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Los bosques de ribera tienen un gran interés ecológico, aportan biodiversidad y prestan múltiples servicios ecosistémicos ya que, por ejemplo, regulan la temperatura con su sombra, controlan la erosión y actúan de filtros verdes. Además, conectan zonas alejadas actuando como corredores ecológicos para numerosos organismos (SAUNDERS & HOBBS, 1991), facilitando el intercambio genético y sirviendo de refugio y zona de alimentación. Constituyen hábitats fundamentales para especies animales especialistas como la nutria (*Lutra lutra*) o el visón europeo (*Mustela lutreola*), y el cambio climático supone un aspecto sensible para las especies que engloban estos ecosistemas, peces e insectos especialmente (TORO et al., 2009).

Los eventos climáticos extremos y la regulación de los ríos para asegurar el riego y el consumo humano pueden distorsionar el caudal en cantidad, pero también en temporalidad, afectando potencialmente de forma grave a estos ecosistemas. La reducción de caudales, un mayor estrés hídrico debido al aumento de temperaturas y a sequías estivales extremas, y la disminución de los niveles freáticos, pone a estas vulnerables formaciones vegetales en una situación delicada frente a los nuevos escenarios de cambio climático.

La fragmentación de las riberas es un aspecto clave que marca su vulnerabilidad. La falta de continuidad e interconexión de estas zonas riparias afecta a su funcionalidad e impide que puedan jugar el papel de corredor ecológico, como sería deseable. RINCÓN et al. (2022) indican que en 2100 el grado de conectividad de las riberas de Castilla y León será muy bajo, incrementándose por tanto la fragmentación de estos ecosistemas. Esta circunstancia provocará que su valor ecológico disminuya, limitando las funciones y servicios ambientales, y presentando una mayor vulnerabilidad ante el cambio climático. La capacidad de adaptación de estas formaciones vegetales, muy influenciada por la dinámica fluvial, es relativamente escasa debido a su estrecha asociación a condiciones ecológicas particulares y

a la fragmentación de los sistemas, lo que provoca dificultades para regenerarse y expandirse de forma natural. Esto se verá agravado con una reducción e irregularidad de las aportaciones hídricas. Además, la potencial presencia de especies exóticas invasoras puede condicionar a estos ecosistemas, llevando incluso a la sustitución de algunas especies. Esto ya ha sido observado en otras cuencas, como por ejemplo la del Guadiana (ver informe² al respecto para la Junta de Extremadura), con un impacto ecológico y económico muy grande, lo que hace prioritario el seguimiento y control de estas especies invasoras.

Por otra parte, la expansión de las labores agrícolas y forestales, así como la eliminación de vegetación autóctona, pueden llevar a la sustitución de estos ecosistemas y con ello su degradación ambiental. Tener un conocimiento previo de la biodiversidad, complejidad, conectividad y naturalidad de la vegetación existente en los diferentes cauces fluviales permitiría analizar la capacidad de acogida según el valor ambiental del tramo fluvial. Por ello, un actualizado estudio integral de las riberas (similar al que se hizo en 2000 por parte de la JCyL-UVA) y un adecuado deslinde de los cauces facilitaría su conservación. A partir de criterios ecológicos (ELOSEGI & SABATER, 2009) se puede evaluar la calidad de los bosques de ribera e identificar los posibles usos compatibles (agrícolas, forestales, ganaderos, etc.), así como las necesidades de restauración vegetal.

2 Junta de Extremadura (s.f.). Realización de un estudio de identificación y caracterización de riberas degradadas. Identificación y caracterización de especies exóticas invasoras. Accesible en: <https://4.interreg-sudoe.eu/contenido-dinamico/libreria-ficheros/186C358E-298A-F3B2-B77A-6AC99B3AE23B.pdf>

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la conectividad y restauración de los bosques de ribera

Mediante las medidas que se proponen dentro de esta línea de actuación, se pretende que los bosques de ribera mantengan y fomenten su papel como corredores ecológicos y reservorio de un gran número de hábitats y especies, muchas de ellas clave dentro de estos ecosistemas. Se pretende que las riberas fluviales ocupen unas franjas de terreno suficiente en las cuencas que permitan la conectividad de las poblaciones. Un paso previo es una adecuada delimitación de las zonas de ribera, su grado de conservación y la posibilidad de recuperación.

Aunque debieran primar los procesos naturales, el grado de degradación y la afección antrópica que ya existente en muchas ocasiones obliga a realizar una serie de actuaciones para la recuperación de las riberas (modificación de usos, eliminación infraestructuras, revegetación con especies autóctonas, eliminación especies exóticas invasoras, etc.) para devolver la zona a las condiciones ambientales adecuadas. Se tratará de recuperar su función de corredores ecológicos, con especial énfasis en

conectar zonas donde la presencia de vegetación es escasa (p.e., Tierra de Campos). Se debe procurar la restauración de riberas degradadas mediante labores de densificación de la vegetación y reintroducción o incremento de especies que se hayan perdido. Se atenderá al mantenimiento y promoción de estructuras vegetales muertas para fortalecer su papel como focos de biodiversidad. Al aplicar la medida, se tendrá como regla general el uso de materiales de reproducción locales, próximos genética y geográficamente o, si no es posible lo anterior, de poblaciones naturales próximas que estén bien conformadas y con un número de individuos suficiente para garantizar la diversidad genética (PRADA et al., 2012). Por otro lado, se debe generar un sistema de prácticas agrícolas y forestales en las vegas fluviales compatibles con la conservación de las riberas. Estas prácticas, aunque no afectarían directamente a este ecosistema, aumentarían su valor mediante la integración a nivel paisaje.

Aumentar y adaptar la diversidad genética

Los bosques de ribera suponen franjas de vegetación de alto valor ecológico y transición entre el ecosistema acuático y terrestre. Es fundamental la conservación in situ de estos recursos genéticos forestales, si bien en ocasiones se debe recurrir también a actuaciones ex situ de recuperación vegetal. En este último caso es importante el empleo de un material de reproducción adecuado para favorecer su adaptabilidad, utilizando especies autóctonas idóneas y con suficiente variabilidad genética, y desaconsejando, en cualquier caso, la utilización de

materiales ornamentales o clones mejorados con fines productivos. Es frecuente el empleo masivo de estaquillas de chopos y de otras especies en estas restauraciones, por lo que debe asegurarse variabilidad genética mediante el empleo de suficientes genotipos adaptados a cada zona de uso. El establecimiento de campos de plantas madre que suministre material con suficiente diversidad (TRANQUE PASCUAL et al., 2018) podría ser una opción en cuencas degradadas. Para poder acometer esta medida, se recogerá y multiplicará material

de reproducción de todas las especies relevantes, incluyendo la mayor variabilidad posible de cada localidad. Dado que muchas de las especies no han sido antes multiplicadas, deberá hacerse una serie de estudios previos (incluyendo tanto revisiones bibliográficas como pruebas en campo y vivero) para poder generar material de reproducción adecuado y suficiente. De acuerdo con TRANQUE PASCUAL et al. (2022), cuando se opte por el uso de la propagación

vegetativa se debería garantizar el empleo de un número suficiente de genotipos no emparentados y mantener una proporción equilibrada de sexos. Igualmente, el uso de poblaciones locales está recomendado siempre que se garantice suficiente diversidad genética y, en el caso de que haya unos bajos niveles de diversidad, es preferible recurrir a grupos genéticos de cuencas próximas genéticamente.

Proteger los bosques de ribera frente a acciones antrópicas

Para poder acometer esta línea de actuación se debe contar con sistemas de vigilancia para evitar su degradación y, en su caso, castigar la acción. Se debiera hacer un seguimiento especial en los tramos

medios y altos de los ríos, especialmente cuando en las cercanías se desarrollen labores (agrícolas o forestales) que puedan llevar a la sustitución o degradación de estos ecosistemas.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas (de acuerdo con la codificación de este trabajo) podrían ser las comarcas 1, 2, 5, 6, 8 y 9.

REFERENCIAS

ELOSEGI, A. & SABATEER, S. 2009 CONCEPTOS Y TÉCNICAS EN ECOLOGÍA FLUVIAL. FUNDACIÓN BBVA. 424 PP. [HTTPS://WWW.FBBVA.ES/WP-CONTENT/UPLOADS/2017/05/DAT/DE_2009_CONCEPTOS_ECOLOGIA_FLUVIAL.PDF](https://www.fbbva.es/wp-content/uploads/2017/05/DAT/DE_2009_CONCEPTOS_ECOLOGIA_FLUVIAL.PDF)

PRADA, A., CUBERO, D., RUEDA, J., MAGDALENO, F., PÉREZ, F., MARTÍNEZ, R., BELLERA, M., NICOLÁS, J., APARICIO, M., TRANQUE, J., HERRERO, A., MARTÍNEZ, S., & MARTÍN, E. 2012. GUÍA TÉCNICA PARA LA GESTIÓN DE MATERIALES FORESTALES DE REPRODUCCIÓN EN LA REVEGETACIÓN DE RIBERAS. MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/GL/BIODIVERSIDAD/TEMAS/RECURSOS-GENETICOS/GUIA_MFR_RIBERAS_WEB_TCM37-156001.PDF](https://www.miteco.gob.es/gl/biodiversidad/temas/recursos-geneticos/guia_mfr_riberas_web_tcm37-156001.pdf)

RINCÓN, V., VELÁZQUEZ, J., PASCUAL, Á., PASCUAL, Á., GARRIDO, F., GÓMEZ JIMÉNEZ, I., GUTIÉRREZ, J., SÁNCHEZ, B., HERNANDO, A., SANTAMARÍA, T., & SÁNCHEZ-MATA, D. 2022. CONNECTIVITY OF NATURA 2000 POTENTIAL NATURAL RIPARIAN HABITATS UNDER CLIMATE CHANGE IN THE NORTHWEST IBERIAN PENINSULA: IMPLICATIONS FOR THEIR CONSERVATION. *BIODIVERS CONSERV* 31, 585–612 [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10531-021-02351-Z](https://doi.org/10.1007/s10531-021-02351-z)

SAUNDERS, D. A., & HOBBS, R. J. 1991. NATURE CONSERVATION 2: THE ROLE OF CORRIDORS. SURREY BEATTY AND SONS PTY LTD.

TORO, M., ROBLES, S., & TEJERO, I. 2009. 3240 RÍOS ALPINOS CON VEGETACIÓN LEÑOSA EN SUS ORILLAS DE SALIX ELEAGNOS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 32 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/3240.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/3240.pdf)

TRANQUE PASCUAL, F. J., DE-LUCAS, A., & HIDALGO, E. 2018. DIVERSIDAD GENÉTICA DE LAS POBLACIONES DEL GÉNERO *POPULUS* EN CASTILLA Y LEÓN Y SU APLICACIÓN EN LAS RECOMENDACIONES DE USO. LIBRO DE ACTAS. II SIMPOSIO DEL CHOPO. VALLADOLID WWW.SIMPOSIODELCHOPO.ES

TRANQUE PASCUAL, F. J., GONZALEZ-MARTÍNEZ, S. C., MACAYA-SANZ, D., SANTOS DEL BLANCO, L., HOWAD, W., & HIDALGO RODRÍGUEZ, E. 2022. EVALUACIÓN DE LA DIVERSIDAD GENÉTICA DEL GÉNERO *POPULUS* EN CASTILLA Y LEÓN PARA LA PROPAGACIÓN VEGETATIVA Y RESTAURACIÓN NATURAL. 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL, LLEIDA. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/ACTAS/8CFE-201.PDF](https://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/ACTAS/8CFE-201.PDF)

8.2.17. OTROS BOSQUES

ALFONSO FERNÁNDEZ MANSO; CELIA HERRERO AZA

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

En esta ficha se describen bosques diversos con situaciones ecológicas muy diferentes, incluyendo bosques caducifolios mixtos, acebedas y tejedas.

Bosques caducifolios mixtos de laderas abruptas, desprendimientos o barrancos

Se trata de formaciones mixtas muy diversas en las que están presentes tilos (*Tilia platyphyllos*, *T. cordata*), arces (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*), olmos (*Ulmus glabra*), fresnos (*Fraxinus excelsior*), serbales (*Sorbus aria*, *S. aucuparia*), abedules (*Betula pendula*), acompañados en condiciones localmente más favorables por hayas (*Fagus sylvatica*) o robles (*Quercus petraea*, *Q. humilis*). El arbolado se encuentra siempre rodeado o intercalado, en mayor o menor medida, por afloramientos rocosos. Algunos autores sugieren que, debido al hábitat topográfico que ocupan, han podido servir como "refugio" de especies caducifolias hoy muy extendidas en la región atlántica (BLANCO et al., 2005). Crecen en situaciones en las que se dificulta la evolución hacia bosques más frondosos (hayedos y robledales) debido al intenso dinamismo que impone la inestabilidad del sustrato, siendo zonas de pedregales gruesos, laderas muy pendientes, pies de cantil, fondo de desfiladeros y barrancos, lugares caracterizados por la reducción de la insolación. Además, suelen ser sustratos raquíuticos,

preferentemente calcáreos, pero también silíceos, donde estos ecosistemas destacan por la gran diversidad de árboles, siendo una característica de esta comunidad que ninguna especie adquiere dominancia. Altitudinalmente, se presentan en los pisos de los robles, pinos y hayas, con los que alternan. En las comarcas submediterráneas o mediterráneas contactan con encinares, quejigares, pinares, etc. Hay bastante presencia en el sistema Ibérico norte (sierras de la Demanda y Urbión), en zonas concretas donde ocupan canchales y pedregales de laderas, pendientes acusadas, pies de cantiles, barrancos y cañones, generalmente sobre sustratos calcáreos y en condiciones umbrosas. En Castilla y León cubren un total de 126 ha¹.

¹ Teselas con *Tilia* sp. como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

Bosques de *Ilex aquifolium*

Son bosques dominados por *Ilex aquifolium* con distribución atlántica, reducida extensión y gran fragmentación, y con poblaciones discontinuas en los sistemas montañosos especialmente silíceos. En Castilla y León, este ecosistema tiene manchas de la zona sur de la cordillera Cantábrica en las provincias de León y Palencia, del sistema Ibérico Septentrional (especialmente en el norte de Soria y en el Moncayo), en Burgos, en la cara norte del

sistema Central (en las sierras de Guadarrama y Somosierra) y en la zona oeste de Zamora (sierras Segundera y Cabrera). En total cubren una superficie de 2018 ha².

2 Teselas con *Ilex aquifolium* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografía-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>

Bosques mediterráneos de *Taxus baccata*

El tejo (*Taxus baccata*) rara vez forma bosques de carácter monoespecífico y cierta extensión, dando lugar, a lo sumo, a pequeños bosquetes de área reducida y gran fragmentación. La situación más frecuente es la participación de tejos, en mayor o menor número, en bosques de otras especies forestales. Las que habitualmente forman el dosel superior de copas son el haya (*Fagus sylvatica*), los diferentes robles (*Quercus robur*, *Q. petraea* y *Q. humilis*), el pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y la encina (*Q. ilex* subsp. *ballota*). El proyecto LIFE BACCATA (GARCÍA-MARTÍ et al., 2020) ha pretendido clarificar la interpretación del hábitat "9580* Bosques mediterráneos de *Taxus baccata*", catalogado por la Directiva Hábitats como prioritario, en la península ibérica y con este fin ha definido las tejedas como "agrupación de tejos frecuentemente inserta en otra matriz de hábitat que, con un número suficiente de individuos y acompañados por especies de su cortejo, permiten la existencia de una dinámica estructural y funcional propia así como el establecimiento de flujos genéticos de intercambio". Esta definición amplía los límites del Manual de interpretación de los hábitats de la Unión Europea (COMISION EUROPEA, 2006) en aras de avanzar en la caracterización de comunidades fitosociológicas suficientemente representativas para la situación de la especie en la península. Asimismo, el proyecto

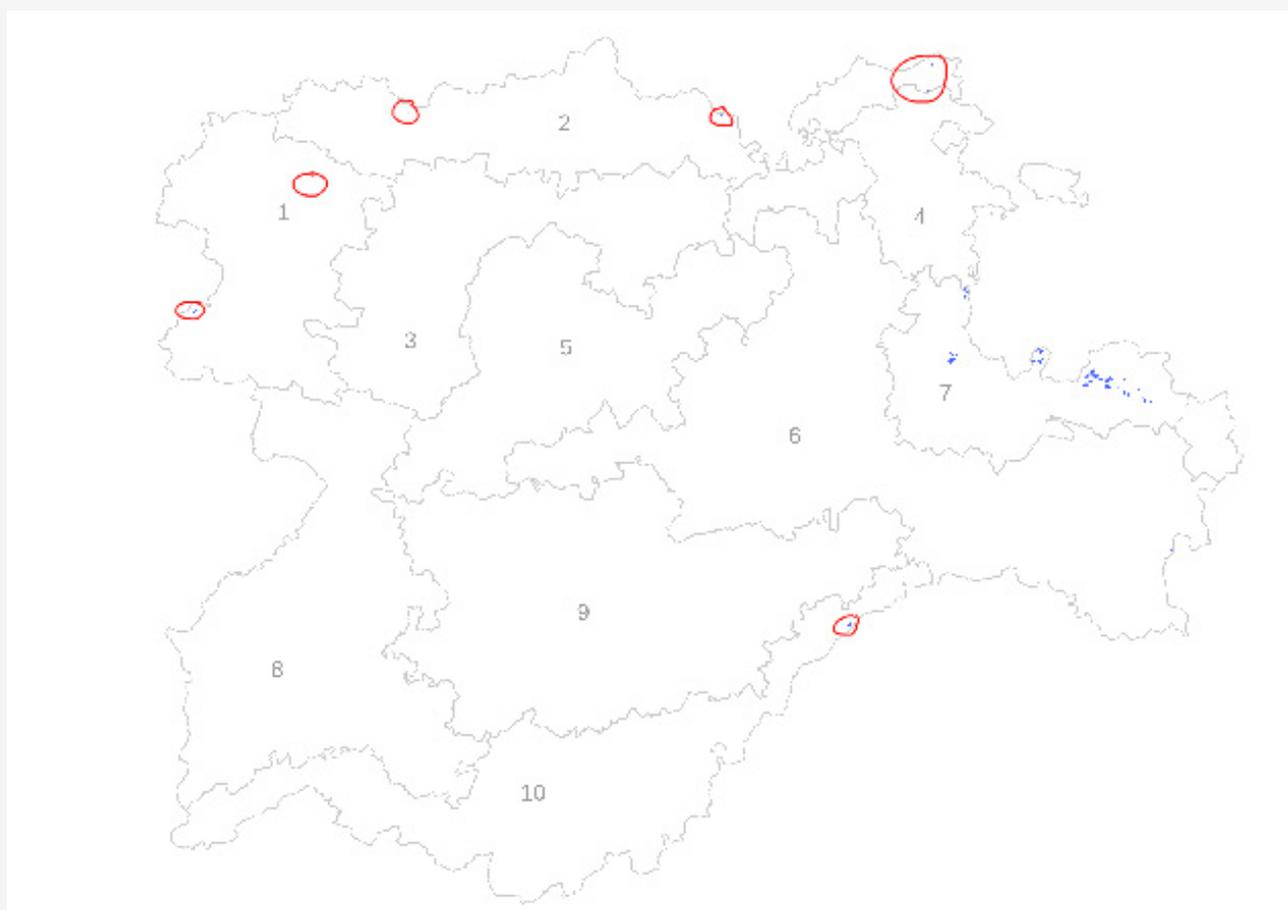
determina diferentes tipos de tejedas, en función de características biogeográficas, climáticas y litológicas de las localizaciones. Así se diferencia entre tejedas atlánticas (éutofas montanas, acidófilas montanas y colinas) y tejedas submediterráneas meridionales. Esta información puede ayudar en la gestión de las diferentes tejedas que nos encontramos en el territorio castellano leonés. El factor determinante para la presencia de tejedas es la humedad edáfica, compensada por la persistencia de nieblas (criptoprecipitaciones) y la reducción de la evapotranspiración por la topografía (presencia en umbrías y foces de baja insolación). Muestra una marcada preferencia por los climas lluviosos, lo que explica su mayor frecuencia en las montañas del norte de la región. En las localidades meridionales, menos húmedas, busca las exposiciones más favorables y altitudes medias más elevadas. Las tejedas se localizan en los territorios en los que el verano no es seco, con precipitaciones que oscilan entre 600 y 2.600 mm anuales, inexistente en zonas de frío extremo, por lo que, en las zonas altas o muy continentales siempre se encuentra en barrancos protegidos. El tejo se distribuye por todas las cadenas montañosas, especialmente en la mitad norte, con poblaciones puntuales en el sistema Central y en el sistema Ibérico, cubriendo una superficie de 21 ha.



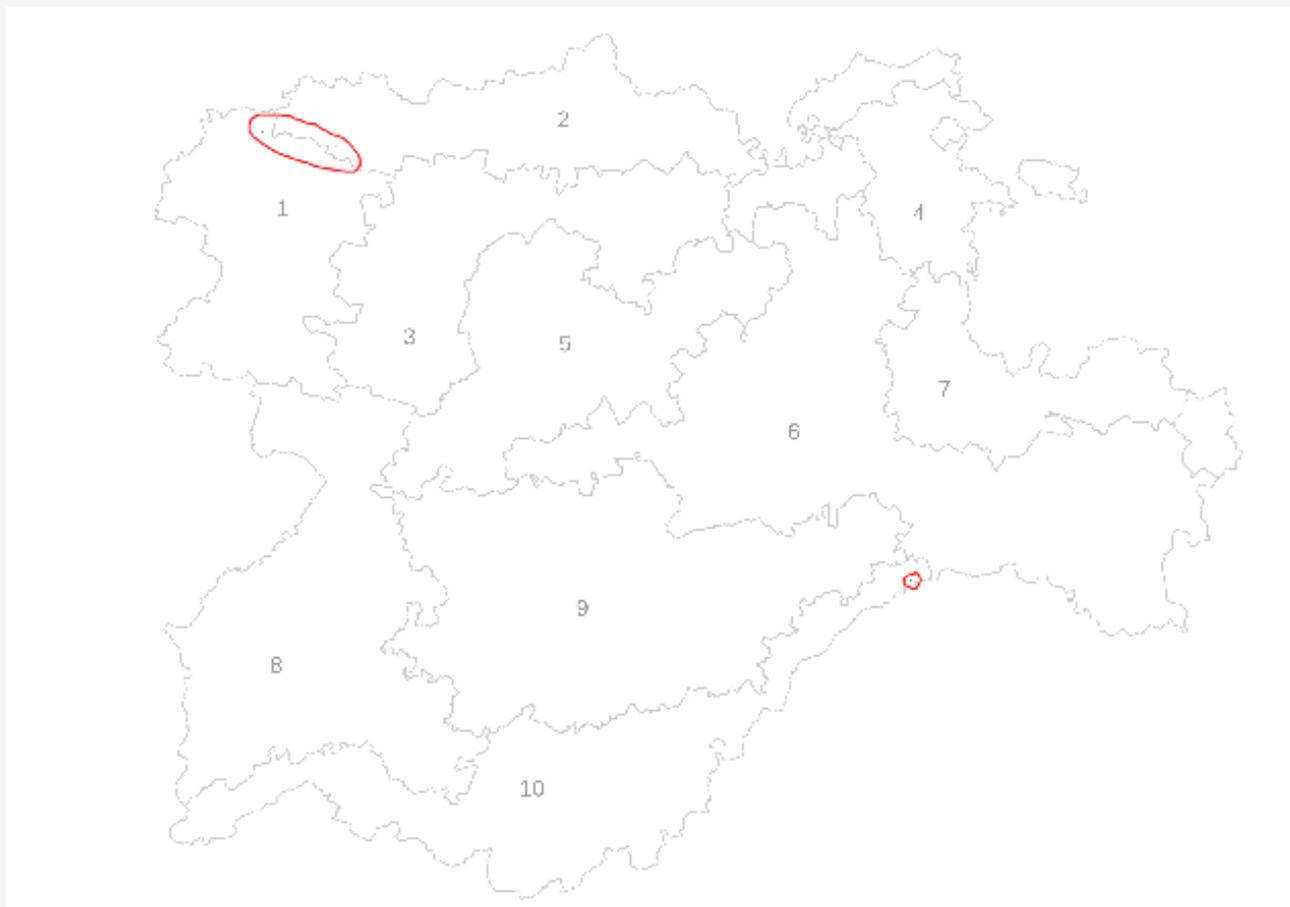
Bosque con *Ilex aquifolium*. Foto de MARTÍNEZ, A.



Bosque mediterráneo con *Taxus baccata*. Foto de MARTÍNEZ, A.



Mapa de distribución de masas forestales con *Ilex aquifolium* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.



Mapa de distribución de masas forestales con *Taxus baccata* como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y

Bosques caducifolios mixtos de laderas abruptas, desprendimientos o barrancos

Los bosques caducifolios mixtos de barrancos de montaña, al ser un hábitat determinado totalmente por la topografía, presentan la peculiaridad de que la circulación de corrientes de aire casi continua impide fenómenos de inversión térmica y la pérdida de calor rápida a la atmósfera durante la noche. El principal impacto serían episodios continuados de sequía y, por tanto, xericidad, que afectarían a funciones clave como decaimiento, vitalidad y mortalidad. Sin embargo, como se refugian en las umbrías y al pie de acantilados que les proporcionan sombra, no se suelen ver afectados por la sequía estival propia del clima mediterráneo y por tanto la vulnerabilidad es reducida. Al gozar de muy pocas horas de incidencia de los rayos del sol, la evapotranspiración

potencial se reduce drásticamente y, por lo tanto, el efecto desecante se ve muy amortiguado. Una de las características de estos bosques caducifolios de zonas abruptas es que, dada la inaccesibilidad de los sitios que ocupan, son bosques nada o muy poco alterados por el ser humano, por ello no responden a una determinada gestión. Se hablaría, por lo tanto, de bosques "topoclimáticos" (CARRERAS et al., 2005) de la máxima naturalidad. Debido a que las características fundamentales de este tipo de hábitat son su naturalidad y estabilidad ante cambios ambientales en el entorno, dado su establecimiento en lugares umbrosos y con escasa ausencia de humedad, no se vería muy sensible ante el cambio climático.

Bosques de *Ilex aquifolium*

Los principales impactos sobre las acebedas están ligados a la estabilidad de la especie, con una regeneración exitosa y una variabilidad genética amplia, que le permite adaptarse a unas condiciones más xéricas debidas al cambio climático. Los efectos del cambio climático sobre los acebales son claramente previsibles a nivel cualitativo (reducción de la supervivencia de juveniles, menor vigor vegetativo, menor viabilidad de las semillas, frutos menos exitosos, etc.) y previsiblemente dañinos si las condiciones son más xéricas debido a sus requerimientos climáticos caracterizados por condiciones oceánicas y lluviosas, ocupando zonas montañosas, umbrías o fondos de barranco con cierta humedad edáfica. El acebo es favorecido por la aparición de

años especialmente húmedos que, aunque no muy frecuentes, parecen ser la clave para el mantenimiento a largo plazo de poblaciones vegetales que tienen longevidades superiores a los cien años. En el acebo, la disponibilidad hídrica es un factor limitante que puede ser crucial en su crecimiento debido a sus requerimientos climáticos.

La regeneración de la masa de acebeda requiere la presencia de algún ambiente lo suficientemente umbroso (tanto árboles como arbustos) como para cobijar a las plántulas en sus primeras fases. Este ambiente umbroso es especialmente necesario en la región mediterránea, aumentando su necesidad cuanto más al sur nos desplazamos, mientras que, según ORIA DE RUEDA (2003), no es

un requerimiento en la Iberia Atlántica, con mayor humedad. En las acebedas mediterráneas, el factor limitante para la regeneración es la supervivencia de juveniles. Esta supervivencia puede verse afectada por muchos factores (herbivoría, perturbaciones, etc.), pero, sobre todo, por la escasez hídrica estival. La presencia de masas de matorral, especialmente de fruto carnoso, es fundamental como facilitadora de la dispersión, germinación y supervivencia de los juveniles de acebo (ARRIETA & SUÁREZ, 2005a, 2005b). Otro impacto es el referente al fruto, ya que las bayas del acebo constituyen un alimento básico durante el invierno para numerosas aves y mamíferos forestales, por lo que irregularidades en este proceso ponen en peligro las comunidades asociadas. En los acebales, la conservación de una comunidad de ornitofauna frugívora dispersante es de vital trascendencia (GUITIÁN, 1989), la cual puede verse complementada por la acción dispersante de mamíferos herbívoros y carnívoros (ARRIETA & SUÁREZ, 2005).

Si las condiciones se vuelven más xéricas e irregulares, esta especie emigrará hacia lugares más húmedos. En el acebo, estudios recientes en su límite norte han detectado un cierto desplazamiento de sus poblaciones hacia latitudes superiores desde su límite de distribución previo descrito por IVERSEN (1944), lo cual parece indicar que sus poblaciones están encontrando nuevos hábitats disponibles debido al incremento de las temperaturas medias en estas últimas décadas (WALTHER et al., 2005). Sin embargo, como el acebo es una especie de óptimo eurosiberiano, no muy resistente al frío, la emigración de la especie sería limitada. En las acebedas, el

límite meridional de la especie plantea interesantes cuestiones relacionadas con la adaptación a la región atlántica respecto a la mediterránea, posible evolución y aparición de ecotipos en aspectos reproductivos (tamaño de frutos, semillas), adaptaciones ecofisiológicas al estrés climático, etc.

Otras presiones genéricas como cambios de usos del suelo, fragmentación, deforestación, riesgos de erosión, bajas tasas de regeneración por exceso de ganado en zonas puntuales o el puntiseado de las masas pueden ser problemas que afecten a esta comunidad debido a su carácter fragmentado (ORIA DE RUEDA, 2003). La propia singularidad del tipo de hábitat lo hace relativamente escaso en superficie y acciones que promuevan mayores fragmentaciones del paisaje pueden suponer mucho impacto en este tipo de ecosistemas. Los problemas de los acebales son la disminución o desaparición de la ganadería extensiva y la selvicultura tradicional de las acebedas, junto al abandono generalizado del mundo rural, que supone una desestructuración del paisaje típico de estas acebedas adhesionadas y lleva asociada además un mayor riesgo de incendios. Por otra parte, el mantenimiento de la presión herbívora de grandes ungulados (domésticos o silvestres) dentro de un rango tolerable que no merme las poblaciones de plántulas es una realidad, porque el abandono de la ganadería extensiva y del manejo de los montes en muchas zonas montañosas de Castilla y León y de la cordillera Cantábrica es, como dice ORIA DE RUEDA (2003), una de las principales amenazas para la conservación de las acebedas monoespecíficas en mosaico.

Bosques mediterráneos de *Taxus baccata*

Las tejedas se encuentran amenazadas en Europa y en regresión en la península ibérica debido a factores como el escaso éxito de regeneración, causado por la baja producción de frutos, y a la necesidad de preservar el proceso ecológico de las relaciones entre el tejo, las aves y micromamíferos dispersores, así como los arbustos nodriza, donde se da la mayor parte de la regeneración a largo plazo. Se trata de una especie de crecimiento lento y de gran longevidad, no siendo raros los individuos que superan los 500 años. Esta gran capacidad de persistencia es una de las razones para que la especie haya pervivido hasta nuestros días pese a que en muchos lugares el número de individuos jóvenes es realmente bajo.

Los individuos viejos, seguramente, irán decayendo de manera progresiva en las próximas centurias debido al efecto negativo de la disponibilidad de agua. A todo esto, hay que añadir que la viabilidad de las poblaciones parece ser más grave en el límite meridional de distribución del hábitat, lo que puede verse agravado por el aumento de temperaturas y la posible disminución de las precipitaciones previstas con el cambio climático. El incremento de las temperaturas y de los periodos de sequía previstos puede provocar un fuerte declive en las poblaciones de tejo a finales del siglo XXI, más acentuado en las sierras meridionales, hasta llevarlas a la extinción en muchas áreas de la región mediterránea.

Se prevé que la aridez asociada al cambio climático aumentará la competencia por el agua del suelo entre el tejo y otras especies forestales como robles o pinos, favoreciendo la presencia de enfermedades vegetales (AMALESH et al., 2007; CARITAT & BAS, 2007; ISZKUŁO & BORATYNSKI, 2004; LOARIE et al., 2009; RUPRECH et al., 2010; THOMAS & GARCIA-MARTÍN, 2015). Otro factor adverso es la excesiva cubierta forestal, lo que conlleva una fuerte competencia causada por otras especies o por los propios congéneres (RUPRECH et al., 2010), pudiendo agravarse en problemas fitosanitarios (CARITAT & BAS, 2007). Además del estrés hídrico, la sombra excesiva, la predación y la presión de los herbívoros rumiantes tolerantes a la taxina sobre el regenerado (SANZ et al., 2009) comprometen el reclutamiento. Existe una dualidad en lo referente a la realidad ecológica y las interacciones planta-planta dentro de las tejedas de Castilla y León: por una parte, en el ambiente mediterráneo imperan los escenarios de facilitación, mientras que en el que contiene rasgos atlánticos priman los de competencia (BERTNESS & CALLAWAY, 1994). En el caso de los segundos, si la situación continúa, la vitalidad se agrava y las copas se van reduciendo poco a poco, y se produce la muerte de ejemplares adultos o incluso de grupos enteros. La sombra excesiva del estado arbóreo puede provocar una falta de reclutamiento, sea porque reduce la producción de semillas (RUPRECHT et al., 2010) o porque sólo deja traspasar una luz excesivamente tenue, impacto que influye en las poblaciones pese a ser una especie tolerante a la sombra (THOMAS & POLWART, 2003). La mayoría de los tejos no crecen adecuadamente, no florecen ni fructifican debido a una intensa competencia mecánica por la luz y el agua ejercida por otras plantas leñosas (pinos, encinas y otras frondosas y en ocasiones lianas como la zarzaparrilla). Los plantones se ven favorecidos por cierta cubierta arbustiva, que los defiende frente a los herbívoros, y por un recubrimiento arbóreo que los protege de la sequía estival. Sin embargo, varios estudios sugieren que el cierre de copas en la fase adulta es una de las principales causas del crecimiento lento, menor altura y diámetro, falta de fructificación y mortalidad en bosques del norte y del centro de Europa (RUPRECH et al., 2010). La probabilidad de la reproducción sexual se ve incrementada enormemente con el diámetro de la copa y también se ve favorecida en las áreas donde las copas son más visibles (SVENNING & MAGARD, 1999). Por otra parte, se ha señalado cómo el cierre de copas podría ser responsable de una mayor consanguinidad (CHYBICKI et al., 2011), que podría comprometer la viabilidad reproductiva futura de las poblaciones.

En las zonas más húmedas del norte el tejo encontrará mejores condiciones climáticas, pero la ocupación de nuevas áreas será lenta por problemas de competencia durante el proceso de regeneración (THOMAS & GARCIA-MARTÍ, 2015). Los cambios en la distribución de una especie tan longeva como el tejo no son fáciles de prever, aunque sus poblaciones tenderán a desplazarse hacia el norte en la medida que les sea posible, donde las condiciones climáticas se adaptarán mejor a su perfil ecológico.

El pastoreo, ya sea por herbívoros domésticos o salvajes, junto con el fuego, constituyen dos de los factores determinantes de la estructura tanto biológica como paisajística de los ecosistemas mediterráneos (FABBIO et al., 2003). Las plántulas de tejo son muy sensibles al ganado, por lo que pueden plantearse problemas de crecimiento y regeneración en situaciones de sobrepastoreo.

Los incendios forestales, como perturbación natural principal, son una amenaza real sobre buena parte de los bosques y las tejedas del área mediterránea y submediterránea (CAMPRODON et al., 2016; PIOVESAN et al., 2009). En las poblaciones occidentales presentes en Ancares, Fornela y Alto Sil en León, así como Teixedelo en Zamora, la recurrencia de incendios es un factor realmente inquietante. Prueba de ello es la presencia de restos de tocones quemados en muchos rodales según el estudio realizado en 2020 por el proyecto LIFE BACCATA (GARCÍA-MARTÍ et al., 2020). Los grandes incendios forestales son también una grave amenaza que pueden diezmar poblaciones enteras, como pasó en el centro de Portugal, e incidir en el aislamiento genético de las poblaciones. De hecho, la falta de continuidad genética se ha constatado como un grave problema, ya que conlleva una disminución de la variación genética y un incremento de la divergencia genética entre poblaciones. El tejo tiene una gran capacidad de rebrote, pudiendo incluso perder buena parte del tronco original y seguir desarrollándose en una zona lateral o una parte de la cepa. Pero esta resistencia puede no ser suficiente en caso de que el régimen de incendios de la zona varíe y se produzcan incendios con una recurrencia más corta o una intensidad más elevada. En estos casos, se puede dañar la regeneración y llegar al colapso de pequeñas poblaciones por muchos años. Asimismo, los tejos muy afectados quedan debilitados y tienen más riesgo de sufrir afectaciones secundarias por hongos o insectos, que todavía empeoran más su estado de salud.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la vigilancia de los bosques caducifolios mixtos

Catalogar este tipo de masas y realizar una vigilancia para observar posibles episodios de decaimiento, vitalidad y mortalidad debido a episodios

continuados de sequía y, por tanto, xericidad, acusada incluso en zonas umbrías.

Fomentar la regeneración natural del acebo en los bosques de *Ilex aquifolium*

La dinámica de la regeneración precisa de la gestión de los pastizales y sistemas de dehesa

asociados, es decir, de toda la estructura paisajística al completo.

Facilitar la regeneración manteniendo el tejo como especie dominante

Respecto a la sombra excesiva, la apertura selectiva de la cubierta arbolada con el objetivo de reducir la competencia se ha señalado como un factor clave en la conservación de las tejedas en las montañas mediterráneas (LINARES, 2013). La dosificación de la competencia favorece el crecimiento en diámetro y altura de los tejos, además de su floración, fructificación y regeneración, mientras que en el que contiene rasgos atlánticos priman los escenarios de competencia (BERTNESS & CALLAWAY, 1994). Dichos mecanismos de competencia por luz y nutrientes inducen a abordar una gestión de reducción de competencia de especies cercanas al tejo y otros planifolios de interés para el hábitat que se encuentran sumergidos, lo que redundará en un escaso vigor y falta de fructificación (GARCÍA-MARTÍ et al., 2020). El objetivo es conseguir tejedas con una densidad óptima y una estructura poblacional al

menos parcialmente equilibrada, donde se reduzca la competencia en beneficio del tejo. Se podrán utilizar distintas técnicas, siempre que la apertura del dosel o puesta en luz sea gradual, con el fin de no exponer las copas a un exceso de luz. Entre las distintas actuaciones que tienen cabida dentro de este apartado, se describen tratamientos en forma de claras selectivas y anillados.

La realización de claras selectivas en tejedas con problemas de competencia tiene como finalidad el fomento individual de los mejores pies de una masa y afectan al estrato dominante, siendo apeados primero los competidores más directos, empezando por los de mayor tamaño. El efecto pretendido es doble, por un lado, retirar árboles que cierran el dosel en la zona de captación de luz de los pies a conservar, y por otro, eliminar árboles cuya copa esté en contacto (por lo que se haría también el efecto

de una clara mixta). La apertura del dosel o puesta en luz debe ser gradual, con el fin de no exponer las copas a un exceso de luz, por lo que se recomendaría realizar las actuaciones en dos tiempos. Como ejemplo, en algunas intervenciones realizadas en el proyecto LIFE BACCATA (GARCÍA-MARTÍ et al., 2020), se ha estimado el peso acometido en densidad de pies, tomando como referencia la zona contigua sin tratar de tejos y hayas. La densidad inicial de haya se situó en torno a los 800 pies/ha, y tras la intervención, la masa remanente presentaba 450 pies/ha. El área basimétrica después de la intervención era de 14 m²/ha en el caso del haya y 11 m²/ha de tejo, con una fracción de cabida cubierta del 65-70%.

En el caso de la supresión de especies competidoras mediante el anillado de los pies cercanos, el peso de las claras dependerá de la densidad inicial, de la especie competidora, de la calidad de estación y de la incidencia de luz en el seno del bosque. Existen ejemplos de actuaciones como las llevadas a cabo en Eslovaquia. SANIGA (2000), en THOMAS

& POLWART (2003), encontró que una reducción del 20% del volumen de *Fagus* y *Picea* en el área circundante a los pies de tejo, mejorando considerablemente su crecimiento diametral y de altura. Resulta viable, por tanto, realizar en cada actuación claras suaves a mixtas con pesos no superiores al 30 - 40% del área basimétrica circundante en un radio de 10 m del árbol o mancha a promover. Esto permite aumentar la incidencia de luz directa en un rango que va del 40 al 60%. No es aconsejable aumentar esta ratio en una actuación, ya que supone un cambio drástico y poco efectivo de acuerdo a ensayos anteriores como el de PERRIN & MITCHELL (2013). De entre los aspectos importantes a tener en cuenta en los tratamientos, resalta la generación de madera muerta en suelo y en pie, ya que, depositada de manera adecuada, puede actuar como un elemento de protección mecánica para el regenerado, así como un conjunto de microáreas refugio para los propios vínculos dispersores (túrdidos, micromamíferos, etc.), de acuerdo a CASTRO et al. (2013).

Adecuar la estructura de las tejedas para aumentar su resistencia frente a incendios

La prevención de los incendios forestales constituye uno de los objetivos principales en el fomento de la resiliencia de las tejedas. Cuando se trata de reducir el riesgo de incendio, específicamente en los pequeños rodales o poblaciones de árboles dispersos de las tejedas, las acciones de gestión forestal para la prevención de grandes incendios forestales deben ser complementadas con actuaciones más localizadas a nivel de rodal. Estas actuaciones se centran en la modificación del combustible como factor determinante del comportamiento de los incendios a esta escala y, más en concreto, sobre su disposición en el espacio: la estructura forestal (BILGILI, 2003; GRAHAM et al., 2004; ROTHERMEL, 1983). Los objetivos de prevención de incendios proponen tratamientos selvícolas para crear las

discontinuidades suficientes entre los diferentes estratos en que se divide la vegetación, vertical y horizontalmente (BELTRÁN et al., 2011; 2012). Las actuaciones más frecuentes serán los desbroces selectivos para eliminar el matorral que actúa de combustible de escala y reducir así el recubrimiento de la superficie, junto con claras selectivas suaves que eliminen árboles competidores de los tejos en el estrato dominante, normalmente pinos y quercíneas (encina y robles). De esta manera se refuerza la prevención de los incendios forestales en las poblaciones de tejo. Dado que la superficie de las tejedas es muy pequeña y son hábitats de alto interés de conservación, no se efectúan tareas de extinción en su interior para no modificar la estructura y, al mismo tiempo, porque no serían efectivas.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Debido a la fragmentación existente y a la poca extensión de las masas, todas las manchas de este tipo de hábitats deberían ser evaluadas mediante seguimiento en las comarcas donde están presentes, destacando:

- i. Tejedas refugio afectadas por fenómenos de competencia intraespecífica con distintos niveles de gradación, fundamentalmente localizadas en la cordillera Cantábrica (comarca 2).
- ii. Tejedas situadas zonas de alto riesgo de incendio o de protección preferente. A modo de síntesis, las zonas más vulnerables en este sentido son las poblaciones occidentales presentes en Ancares, Fornela y Alto Sil en León (comarca 1), así como Teixedelo en Zamora (comarca 1).

REFERENCIAS

AMALESH, D., HERWIG, R., RAPHAEL, K., & HARALD, V. 2007. COMPARISON OF ECOLOGICAL CONDITION AND CONSERVATION STATUS OF ENGLISH YEW POPULATION IN TWO AUSTRIAN GENE CONSERVATION FORESTS. *JOURNAL OF FORESTRY RESEARCH*, 18, 181-186. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S11676-007-0037-5](https://doi.org/10.1007/s11676-007-0037-5)

ARRIETA, S., & SÚAREZ, F. 2005A. SPATIAL PATTERNS OF SEEDLING EMERGENCE AND SURVIVAL AS A CRITICAL PHASE IN HOLLY (*ILEX AQUIFOLIUM* L.) WOODLAND RECRUITMENT IN CENTRAL SPAIN. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 205, 267-282. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2004.10.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.009)

ARRIETA, S., & SÚAREZ, F. 2005B. SPATIAL DYNAMICS OF *ILEX AQUIFOLIUM* POPULATIONS SEED DISPERSAL AND SEED BANK: UNDERSTANDING THE FIRST STEPS OF REGENERATION. *PLANT ECOLOGY*, 177, 237-248. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S11258-005-2186-Y](https://doi.org/10.1007/s11258-005-2186-y)

BELTRÁN, M., PIQUÉ, M., VERICAT, P., & CERVERA, T. 2011. MODELS DE GESTIÓ PER ALS BOSCOS DE PI BLANC (*PINUS HALEPENSIS* MILL.): PRODUCCIÓ DE FUSTA I PREVENCIÓ D'INCENDIS FORESTALS. SÈRIE: ORIENTACIONS DE GESTIÓ FORESTAL SOSTENIBLE PER A CATALUNYA (ORGEST). CENTRE DE LA PROPIETAT FORESTAL. DEPARTAMENT D'AGRICULTURA, RAMADERIA, PESCA, ALIMENTACIÓ I MEDI NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA, BARCELONA. 124 PP. [HTTP://CPF.GENCAT.CAT/WEB/.CONTENT/OR_ORGANISMES/OR04_CENTRE_PROPIETAT_FORESTAL/06-PUBLICACIONS/PUBLICACIONS_TECNIQUES/COLLECCIONS/ORGEST/MODELS_DE_GESTIO_FORESTAL/ORGEST_MODELS_DE_GESTI_PER_ALS_BOSCOS_DE_PI_BLANC/DOCS/PI_BLANC.PDF](http://cpf.gencat.cat/web/.content/or_organismes/or04_centre_propietat_forestal/06-publicacions/publicacions_tecniques/colleccions/orgest/models_de_gestio_forestal/orgest_models_de_gesti_per_als_boscoss_de_pi_blanc/docs/pi_blanc.pdf)

BELTRÁN, M., VERICAT, P., PIQUÉ, M., & CERVERA, T. 2012. MODELS DE GESTIÓ PER ALS BOSCOS DE PINASSA (*PINUS NIGRA* ARN.): PRODUCCIÓ DE FUSTA I PREVENCIÓ D'INCENDIS FORESTALS. SÈRIE: ORIENTACIONS DE GESTIÓ FORESTAL SOSTENIBLE PER A CATALUNYA (ORGEST). CENTRE DE LA PROPIETAT FORESTAL. DEPARTAMENT D'AGRICULTURA, RAMADERIA, PESCA, ALIMENTACIÓ I MEDI NATURAL. GENERALITAT DE CATALUNYA (153 PAGES). [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/264536404_MODELS_DE_GESTIO_PER_ALS_BOSCOS_DE_PINASSA_PINUS_NIGRA_ARN_PRODUCIO_DE_FUSTA_I_PREVENCIO_D%27INCENDIS_FORESTALS_SERIE_ORIENTACIONS_DE_GESTIO_FORESTAL_SOSTENIBLE_PER_A_CATALUNYA_ORGEST](https://www.researchgate.net/publication/264536404_models_de_gestio_per_als_boscoss_de_pinassa_pinus_nigra_arn_produccio_de_fusta_i_prevenccio_d%27incendis_forestals_serie_orientacions_de_gestio_forestal_sostenible_per_a_catalunya_orgest)

- BERTNESS, M. D., & CALLAWAY, R. M. 1994. POSITIVE INTERACTIONS IN COMMUNITIES. *TRENDS IN ECOLOGY AND EVOLUTION*, 9, 191-193. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/0169-5347\(94\)90088-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4)
- BILGILI, E. 2003. STAND DEVELOPMENT AND FIRE BEHAVIOR. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 179(1-3), 333-339. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/S0378-1127\(02\)00550-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00550-9)
- BLANCO, E., CASADO, M. A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., GÓMEZ, F., MORENO, J. C., MORLA, C., REGATO, P., & SAINZ, H. 2005. LOS BOSQUES IBÉRICOS. BARCELONA: PLANETA. 597 PP.
- CAMPRODON, J., GUIXÉ, D., CASALS, P., CARITAT, A., BUQUERAS, X., GARCÍA-MARTÍ, X., REVERTÉ, J., RIOS, A. I., BELTRÁN, M., LLOVET, J., TAÜLL, M., VIVES, A., ÀGUILA, V., & CASAS, C. 2016. CONSERVACIÓN DE LAS TEJEDAS MEDITERRÁNEAS. MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS. PROYECTO LIFE TAXUS. CENTRE TECNOLÒGIC FORESTAL DE CATALUNYA. [HTTP://WWW.LIFE-BACCATA.EU/SITES/DEFAULT/FILES/NETWORKING/ATT/2014_MANUAL_BP_TAXUS_ESP.PDF](http://www.life-baccata.eu/sites/default/files/networking/att/2014_manual_bp_taxus_esp.pdf)
- CARITAT, A., & BAS, J. M. 2007. ESTADO ACTUAL Y REGENERACIÓN DE TAXUS BACCATA EN CATALUNYA. EN: EL TEJO EN EL MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL (PP. 71-76.). MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. GENERALITAT VALENCIANA, CONSELLERIA DE TERRITORI I HABITATGE. CAM. [HTTPS://JOLUBE.FILES.WORDPRESS.COM/2011/11/I_JORNADAS_TEJO_2007.PDF](https://jolube.files.wordpress.com/2011/11/i_jornadas_tejo_2007.pdf)
- CARRERAS, J., CARRILLO, E., FERRÉ, A., & MASALLES, R. M. 2005. MANUAL DELS HÀBITATS DE CATALUNYA. VOLUM VI. 4 BOSCOS. BARCELONA: GENERALITAT DE CATALUNYA. DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT I HABITATGE. [HTTP://WWW.GENCAT.CAT/MEDIAMB/PUBLICACIONS/MONOGRAFIES/MANUAL_HABITATS_CATALUNYA/MANUAL_HABITATS_VOLUM_VI_BOSCOS_2016.PDF](http://www.gencat.cat/mediamb/publicacions/monografies/manual_habitats_catalunya/manual_habitats_volum_vi_boscoss_2016.pdf)
- CASTRO, J., LEVERKUS, A. B., MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., SERRANO-ORTIZ, P., SÁNCHEZ-CAÑETE, E. P., REVERTER, R., GUZMÁN-ÁLVAREZ, J. R., & KOWALSKY, A. S. 2013. EFECTO DEL MANEJO DE LA MADERA QUEMADA SOBRE LA RESTAURACIÓN Y REGENERACIÓN POSTINCENDIO: IMPLICACIONES PARA LA GESTIÓN Y PARA EL CONJUNTO DEL ECOSISTEMA. 60 CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. SOCIEDAD ESPAÑOLA DE LAS CIENCIAS FORESTALES. [HTTPS://WWW.CONGRESOFO-RESTAL.ES/ACTAS/DOC/6CFE/6CFE01-242.PDF](https://www.congresofo-restal.es/actas/doc/6CFE/6CFE01-242.pdf)
- CHYBICKI, I. J., OLEKSA, A., & BURCZYK, J. 2011. INCREASED INBREEDING AND STRONG KINSHIPSTRUCTURE IN TAXUS BACCATA ESTIMATED FROM BOTH AFLP AND SSR DATA. *HEREDITY*, 107, 589-600. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/HDY.2011.51](https://doi.org/10.1038/hdy.2011.51)
- COMISIÓN EUROPEA. 2006. MANUAL DE INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE LA UNIÓN EUROPEA. (EUR 25. ABRIL 2003). [HTTPS://REDNATURA.JCYL.ES/NA-TURA2000/NORMATIVA Y DOCUMENTOS DE INTERPRETACIÓN/BORRADOR MANUAL INTERPRETACIÓN HÁBITATS EUR25 PARA CYL.PDF](https://rednatura.jcyl.es/natura2000/normativa_y_documentos_de_interpretacion/borrador_manual_interpretacion_habitats_eur25_para_cyl.pdf)
- FABBIO, G., MERLO, M., & TOSI, V. 2003. SILVICULTURAL MANAGEMENT IN MAINTAINING BIODIVERSITY AND RESISTANCE OF FORESTS IN EUROPE—THE MEDITERRANEAN REGION. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 67(1), 67-76. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/S0301-4797\(02\)00189-5](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00189-5)
- GARCÍA-MARTÍ, X., FERNÁNDEZ, P., & SCHWENDTNER, O. 2020. LIFE BACCATA. CARACTERIZACIÓN Y DIAGNOSIS PREVIA DEL HÁBITAT PRIORITARIO “BOSQUES MEDITERRÁNEOS DE TAXUS BACCATA (9580*)” DE LA CORDILLERA CANTÁBRICA EN CASTILLA Y LEÓN. [HTTP://WWW.LIFE-BACCATA.EU/SITES/DEFAULT/FILES/RESULTADOS/MEMORIA_CARACT_Y_DIAGNOSIS_LIFE_BACCATA_EUSKADI_BIOMAFO-RESTAL.PDF](http://www.life-baccata.eu/sites/default/files/resultados/memoria_caract_y_diagnosis_life_baccata_euskadi_biomafo-restal.pdf)
- GRAHAM, R. T., MCCAFFREY, S., & JAIN, T. B. 2004. SCIENCE BASIS FOR CHANGING FOREST STRUCTURE TO MODIFY WILDFIRE BEHAVIOR AND SEVERITY. [HTTPS://PLAY.GOOGLE.COM/STORE/BOOKS/DETAILS?ID=2F9QD-4JY2BIC&RDID=BOOK-2F9QD4JY2BIC&RDOT=1](https://play.google.com/store/books/details?id=2F9qD-4jY2bIC&rdid=book-2F9qD4jY2bIC&rdot=1)
- GUITIÁN, J. 1989. CONSUMO DE FRUTOS DE ACEBO (ILEX AQUIFOLIUM L.) Y MOVILIZACIONES DE SEMILLAS POR PASERIFORMES EN LAS MONTAÑAS CANTÁBRICAS OCCIDENTALES, NOROESTE DE ESPAÑA. *ARDEOLA*, 36, 73-82. [HTTPS://WWW.ARDEOLA.ORG/ES/VOLUMENES/361/ARTICULOS/73-82/](https://www.ardeola.org/es/volumenes/361/articulos/73-82/)
- ISZKUŁO, G., & BORATYNSKI, A. 2004. INTERACTION BETWEEN CANOPY TREE SPECIES AND EUROPEAN YEW TAXUS BACCATA (TAXACEAE). *POLISH JOURNAL OF ECOLOGY*, 52, 523-531. [HTTPS://WWW.INFONA.PL/RESOURCE/BWMETA1.ELEMENT.BAZTECH-ARTICLE-BGPK-0833-3332](https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.baztech-article-BGPK-0833-3332)
- IVERSEN, J. 1944. VISCUM, HEDERA AND ILEX AS CLIMATE INDICATORS: A CONTRIBUTION TO THE STUDY OF THE POST-GLACIAL TEMPERATURE CLIMATE. *GEOLOGISKA FÖRENINGEN I STOCKHOLM FÖRHANDLINGAR*, 66(3), 463-483. [HTTPS://DOI.ORG/10.1080/11035894409445689](https://doi.org/10.1080/11035894409445689)
- LINARES, J. C. 2013. SHIFTING LIMITING FACTORS FOR POPULATION DYNAMICS AND CONSERVATION STATUS OF THE ENDANGERED ENGLISH YEW (TAXUS BACCATA L., TAXACEAE). *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 291, 119-127. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2012.11.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.009)

LOARIE, S. R., DUFFY, P. B., HAMILTON, H., ASNER, G. P., FIELD, C. B., & ACKERLY, D. D. 2009. THE VELOCITY OF CLIMATE CHANGE. *NATURE*, 462, 1052-1055. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1038/NATURE08649](https://doi.org/https://doi.org/10.1038/nature08649)

ORIA DE RUEDA, J. A. 2003. LAS ACEBEDAS EN ESPAÑA. APROXIMACIÓN AL ORIGEN, DINÁMICA Y CONSERVACIÓN DE LAS MISMAS. TESIS DOCTORAL. UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID, ETSI MONTES. [HTTPS://DIALNET.UNIRIOJA.ES/SERVLET/ TESIS?CODIGO=185316](https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=185316)

PERRIN, P. M., & MITCHELL, F. J. G. 2013. EFFECTS OF SHADE ON GROWTH, BIOMASS ALLOCATION AND LEAF MORPHOLOGY IN EUROPEAN YEW (*TAXUS BACCATA* L.). *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 132, 211-218. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-012-0668-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10342-012-0668-8)

PIOVESAN, G., PRESUTTI SABA, E., BIONDI, F., ALESSANDRINI, A., DI FILIPPO, A., & SCHIRONE, B. 2009. POPULATION ECOLOGY OF YEW (*TAXUS BACCATA*, L.) IN THE CENTRAL APENNINES: SPATIAL PATTERNS AND THE IRRELEVANCE FOR CONSERVATION STRATEGIES. *PLANT ECOLOGY*, 205, 23-46. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S11258-009-9596-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11258-009-9596-1)

ROTHERMEL, R. C. 1983. HOW TO PREDICT THE SPREAD AND INTENSITY OF FOREST AND RANGE FIRES. [HTTPS://WWW.FS.USDA.GOV/RESEARCH/ TREESEARCH/24635](https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/24635)

RUPRECHT, H., DHAR, A., AIGNER, B., OITZINGER, G., KLUMPP, R., & VACIK, H. 2010. STRUCTURAL DIVERSITY OF ENGLISH YEW (*TAXUS BACCATA* L.) POPULATIONS. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 129(2), 189-198. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-009-0312-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10342-009-0312-4)

SANIGA, M. 2000. STRUCTURE, PRODUCTION AND REGENERATION PROCESSES OF ENGLISH YEW IN THE STATE NATURE RESERVE PLAVNO. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 46(2), 76-90.

SANZ, R., PULIDO, F., & NOGUÉS-BRAVO, D. 2009. PREDICTING MECHANISMS ACROSS SCALE: AMPLIFIED EFFECTS OF ABIOTIC CONSTRAINTS ON THE RECRUITMENT OF YEW *TAXUS BACCATA*. *ECOGRAPHY*, 32, 993-1000. [HTTPS://DOI.ORG/HTTP://DX.DOI.ORG/10.1111/J.1600-0587.2009.05627.X](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05627.x)

SVENNING, J. C., & MAGARD, E. 1999. POPULATION ECOLOGY AND CONSERVATION STATUS OF THE LAST NATURAL POPULATION OF ENGLISH YEW *TAXUS BACCATA* IN DENMARK. *BIOLOGICAL CONSERVATION*, 88(2), 173-182. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/S0006-3207\(98\)00106-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00106-2)

THOMAS, P. A., & GARCIA-MARTÍ, X. 2015. RESPONSE OF EUROPEAN YEWS TO CLIMATE CHANGE: A REVIEW. *FOREST SYSTEMS*, 24(3), eR01.11. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2015243-07465](https://doi.org/10.5424/fs/2015243-07465)

THOMAS, P. A., & POLWART, A. 2003. *TAXUS BACCATA* L. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 91(3), 489-524. [HTTP://DX.DOI.ORG/10.1046/J.1365-2745.2003.00783.X](http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00783.x)

WALTHER, G. R., BERGER, S., & SYKES, M. T. 2005. AN ECOLOGICAL 'FOOTPRINT' OF CLIMATE CHANGE. *PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B: BIOLOGICAL SCIENCES*, 272(1571), 1427-1432. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1098/RSPB.2005.3119](https://doi.org/https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3119)

8.3. FICHAS DE IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y OPORTUNIDADES DE ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO PARA ECOSISTEMAS NO ARBOLADOS

8.3.1. VEGETACIÓN HALOFÍTICA

DAPHNE LÓPEZ MARCOS

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Se trata de hábitats ligados a los saladares interiores y a comunidades ricas en plantas gipsófilas que se desarrollan en los afloramientos de yesos (ESCUDERO et al., 2008). Estas comunidades aparecen en nuestra comunidad en cubetas endorreicas como consecuencia de la

acumulación de sales procedentes de acuíferos de descarga o en determinados enclaves como consecuencia de la acumulación de sales procedentes del lavado de materiales como yesos o margas salinas (ESCUDERO et al., 2008).

Vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas y arenosas

Se trata de comunidades vegetales de escasa cobertura y poca diversidad, donde dominan plantas anuales halófilas, y formaciones perennes de quenopodiáceas leñosas de los géneros *Sarcocornia*, *Arthrocnemum* o *Suaeda*, y que suelen ocupar suelos salinos poco evolucionados y generalmente sometidos a perturbaciones como estar parte del año inundadas (ESPINAR, 2009c). Estas características les convierten en hábitats con áreas de distribución muy variables la cual puede cambiar en función de las condiciones climáticas anuales (ESPINAR,

2009c). Según ESCUDERO et al. (2008) son hábitats en declive en nuestro territorio, cuyas especies más características son *Microcnemum coralloides*, *Salicornia ramosissima*, *Suaeda splendens*, *Salsola soda*, *Parapholis incurva*, *P. strigosa*, *Sphenopus divaricatus* o *Sagina marítima*. De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, este hábitat aparece descrito en diversos LICs de nuestra comunidad: Páramo de Layna, Salgüeros de Aldeamayor y Lagunas de Villafáfila.

Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*)

Este hábitat está compuesto por comunidades de pastizales de mediana altura dominados por plantas herbáceas de aspecto graminoide o juncáceas que pueden ir acompañadas por un segundo estrato, ocupando suelos salinos, arcillosos e impermeables, encharcados parte del año y asociados a humedales de zonas endorreicas (ESPINAR., 2009a). Según ESCUDERO et al. (2008), en estas comunidades podemos encontrar especies como *Aeluropus littoralis*, *Plantago maritima*, *Puccinellia festuciformis*, *P. fasciculata*, *P. distans*, *Carex divisa*, *Juncus maritimus*, *J. acutus*, *J. gerardi*, *Trifolium squamosum*, *Trifolium michelianum* o *Artemisia caerulescens*. De acuerdo

con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León¹ este hábitat se encuentra en diversos LICs de nuestra comunidad: Laguna de La Nava, Montes del Cerrato, Lagunas de Santa María la Real de Nieva, Cigudosa-San Felices, Humedales de Los Arenales Lagunas de Coca y Olmedo, Salgueros de Aldeamayor y Lagunas de Villafáfila.

¹ Natura 2000 en Castilla y León: <https://rednatura.jcyl.es/natura2000/inicio.html>

Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosi*)

Este hábitat está asociado a depresiones endorreicas vinculadas a humedales, constituido por comunidades de baja cobertura de pequeños arbustos halófilos donde dominan quenopodiáceas leñosas perennes del género *Suaeda* ESPINAR (2009b). Según ESCUDERO et al. (2008) se trata de comunidades muy pobres a nivel florístico que se asientan sobre un suelo hipersalino, donde es

común encontrar costras salinas que le confieren su color blanquecino característico, aunque en las primaveras pueden encharcarse. De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, aparece descrito en diversos LICs de nuestra comunidad: Lagunas de Villafáfila y Salgueros de Aldeamayor.

Matorrales halo-nitrófilos (*Pegano-Salsoletea*)

Este hábitat está constituido por comunidades de baja cobertura, dominadas por quenopodiáceas arbustivas de bajo porte asentadas sobre suelos gipsícolas y salinos propios de los fondos de valle, donde se acumulan sales y sustancias nitrogenadas provenientes de elevaciones próximas como cerros y lomas, pero siempre en zonas donde existe una marcada sequía estival (MOTA POVEDA et al. 2009). Según ESCUDERO et al. (2008), desde el punto de vista florístico son hábitats bastante pobres

caracterizados por comunidades dominadas por especies como *Camphorosma monspeliaca*, *Bassia prostrata*, *Salsola vermiculata*, *Artemisia herba-alba* o *Peganum harmala*. De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León aparecen descrito en diversos LICs de nuestra comunidad: Montes del Cerrato, Cigudosa-San Felices, Humedales de Los Arenales y Lagunas de Coca y Olmedo.

Estepas salinas mediterráneas (*Limonietalia*)

Este hábitat, asentado sobre suelos salinos desnudos, está constituido por comunidades anuales y pioneras de escasa cobertura y biomasa dominadas por especies del género *Limonium* (abardinales) (DE LA CRUZ, 2009). Estas comunidades pueden llegar a ser reemplazadas por especies perennes con una dinámica más compleja y se encuentran sobre suelos temporalmente humedecidos por aguas salinas (rara vez se inundan) y también en zonas donde la acuciante sequía estival puede llegar a provocar costras salinas (DE LA CRUZ, 2009). Según ESCUDERO et al. (2008),

desde un punto de vista florístico son muy pobres y se pueden encontrar especies como *Limonium costae*, *Hymenolobus procumbens*, *Frankenia pulverulenta*, *F. laevis*, *Hordeum marinum* o *Cressa cretica*. De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, en nuestra comunidad se encuentran descritos en diversos LICs: Laguna de La Nava, Humedales de Los Arenales, Lagunas de Coca y Olmedo, Salgüeros de Aldeamayor y Lagunas de Villafáfila.

Vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*)

Según ESCUDERO (2009) este hábitat prioritario está compuesto por comunidades gipsófilas de enorme interés en el contexto europeo dado el elevado número de especies endémicas asociadas a este tipo de sustrato sólo aparecen sobre afloramientos de yesos. Además, se cree que son ecosistemas permanentes, pues rara vez evolucionan a etapas más maduras. Se trata de comunidades de escasa cobertura donde podemos encontrar especies como *Lepidium subulatum*, *Gypsophila struthium* subsp. *struthium*, *Gypsophila struthium* subsp. *hispanica*, *Ononis tridentata* subsp. *tridentata*, *Herniaria fruticosa* o *Reseda stricta* (ESCUDERO et al., 2008). De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León se encuentran descritas

en diversos LICs de nuestra comunidad; Montes del Cerrato, Montes Torozos y Páramos de Torquemada-Astudillo, Cigudosa-San Felices y Quejigares de Gómara-Nájima.

Muchos de estos hábitats se encuentran incluidos en un mosaico de comunidades propio de estos saladares, donde el límite de unas y otras comunidades no es claro y puede variar de un año a otro, por lo que su cartografía es complicada. Sin embargo, todos ellos se encuentran asociados a condiciones de elevada salinidad, y en algunos casos a encharcamientos temporales u oscilaciones en los regímenes de humedad que condonan su distribución año a año, puesto que en muchos casos se trata de plantas anuales (VV AA, 2009).



Vegetación halofítica anual.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

La mayor parte de los saladares de Castilla y León dependen directamente del régimen de descarga de los acuíferos (ESCUADERO et al., 2008). Por ello, la reducción en las precipitaciones asociadas al cambio climático puede repercutir en la recarga de estos y alterar así la dinámica de oscilaciones en la humedad asociada a los mismos (VV AA, 2009). Esta alteración dinámica hídrica de los saladares puede resultar de extrema gravedad dada la limitada capacidad de adaptación de estos hábitats, derivada de la elevada especialización de la vegetación que los componen (VV AA, 2009). Así mismo, los cambios en la calidad del agua asociados a las elevadas concentraciones de fertilizantes, consecuencia de labores agrícolas, también son preocupantes (VV AA, 2009).

Por otra parte, no hay que olvidar que sobre estas comunidades existen en la actualidad otras amenazas derivadas en mayor medida de la actividad antrópica que del cambio climático. Así, el paso de vehículos a motor cuando los suelos se encuentran encharcados; la carga ganadera o el pisoteo excesivos puede producir daños importantes a este tipo de hábitats (VV AA, 2009). Por otro lado, la elevada fragmentación de este tipo de hábitats, compuesto principalmente por comunidades aisladas, dada su vinculación a depresiones endorreicas y a suelos salinos, hace muy difícil su expansión, aunque su área de distribución si se puede ver reducida por las perturbaciones anteriormente mencionadas (VV AA, 2009).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la protección de la vegetación halofítica frente a los cambios dinámicos de oscilaciones en la humedad y en la calidad de las aguas

Se recomienda la ordenación, regulación y control del uso de las fuentes que nutren estos hábitats, prestando atención no sólo al régimen de descarga

de estos acuíferos (volumen y estacionalidad de las aguas), sino también a la calidad de las aguas que llegan a ellos (VV AA, 2009).

Fomentar la protección de la vegetación halofítica frente a presiones antrópicas

Se recomienda la ordenación, regulación y control de la actividad recreativa y turística (VV AA, 2009).

Fomentar la protección de la vegetación halofítica frente a la carga ganadera excesiva

Se recomienda la ordenación, regulación y control de la ganadera cercana a estos hábitats ya que el

pisoteo excesivo puede producir daños importantes a este tipo de hábitats (VV AA, 2009).

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

i. Comarca 5 – Tierra de Campos. Puesto que en esta comarca encontramos los siguientes LICs:

a. Lagunas de Villafáfila, que presentan un elevado número los hábitats anteriormente descritos como son: vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas y arenosas; pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*); matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosi*); y estepas salinas mediterráneas (*Limonietalia*).

b. Montes Torozos, que presentan el hábitat prioritario “vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*)”.

ii. Comarca 6 – Páramos calizos y Soria. Puesto que en esta comarca encontramos los siguientes LICs:

a. Quejigares de Gómera-Nájina, con el hábitat prioritario “vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*)”.

b. Montes del Cerrato, con dos de los hábitats anteriormente descritos: matorrales halo-nitrófilos (*Pegano-Salsoletea*) y vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*).

iii. Comarca 7 – Sistema Ibérico. Puesto que en esta comarca encontramos el LIC Cigudosa-Sanfelices, el cual presenta dos hábitats: matorrales halo-nitrófilos (*Pegano-Salsoletea*) y vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*).

iv. Comarca 9 – Tierra de Pinares. Puesto que en esta comarca encontramos los siguientes LICs:

a. Salgueros de Aldeamayor, que presenta un elevado número los hábitats anteriormente descritos, como son: vegetación anual pionera con *Salicornia* y otras especies de zonas fangosas y arenosas; pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*); matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosi*); y estepas salinas mediterráneas (*Limonietalia*).

b. Humedales de los Arenales, con los hábitats: pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*); matorrales halo-nitrófilos (*Pegano-Salsoletea*); y estepas salinas mediterráneas (*Limonietalia*).

REFERENCIAS

- DE LA CRUZ, M. 2009. 1510 ESTEPAS SALINAS MEDITERRÁNEAS (*LIMONIETALIA*) (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 78 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/1510_TCM30-196742.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/1510_TCM30-196742.PDF)
- ESCUDERO, A., & AL. 2008. GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. 432 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON](https://www.researchgate.net/publication/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON)
- ESCUDERO, A. 2009. 1520 VEGETACIÓN GIPSÍCOLA MEDITERRÁNEA (*GYPHOPHILETALIA*) (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 78 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/1520.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/1520.PDF)
- ESPINAR, J. L. 2009A. 1410 PASTIZALES SALINOS MEDITERRÁNEOS (*JUNCETALIA MARITIMI*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 77 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/1410_TCM30-196738.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/1410_TCM30-196738.PDF)
- ESPINAR, J. L. 2009B. 1420 MATORRALES HALÓFILOS MEDITERRÁNEOS Y TERMOATLÁNTICOS (*SARCOCORNETEA FRUTICOSI*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 96 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/1420_TCM30-196739.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/1420_TCM30-196739.PDF)
- ESPINAR, J. L. 2009C. 1310 VEGETACIÓN HALONITRÓFILA ANUAL SOBRE SUELOS SALINOS POCO EVOLUCIONADOS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 70 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/1310_TCM30-196734.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/1310_TCM30-196734.PDF)
- LÓPEZ LEIVA, C., ESPINOSA RINCÓN, J., & BENGUA, J. 2009. MAPA DE VEGETACIÓN DE CASTILLA Y LEÓN. SÍNTESIS 1:400.000. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. [HTTPS://MEDIOAMBIENTE.JCYL.ES/WEB/JCYL/MEDIOAMBIENTE/ES/PLANTILLA100DETALLE/1284827598699/PUBLICACION/1284203515385/REDACCION](https://medioambiente.jcyl.es/web/jcyl/medioambiente/es/plantilla100detalle/1284827598699/PUBLICACION/1284203515385/REDACCION)
- MOTA POVEDA, J. F., GARRIDO BECERRA, J. A., & CAÑADAS SÁNCHEZ, E. V. 2009. 1430 MATORRALES HALONITRÓFILOS (*PEGANO-SALSOLETEA*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 80 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/1430.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/1430.PDF)
- VV. AA. 2009. BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/RED-NATURA-2000/RN_TIP_HAB_ESP_BASES_ECO_PRELIMINARES.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx)

8.3.2. SISTEMAS DULCEACUÍCULAS

MIGUEL LIZANA AVIA; VÍCTOR COLINO RABANAL; FELIPE BRAVO OVIEDO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA



Monumento natural “La Fuentona”, nacimiento del río Abión (Soria). Foto de VÁZQUEZ-VELOSO, A.

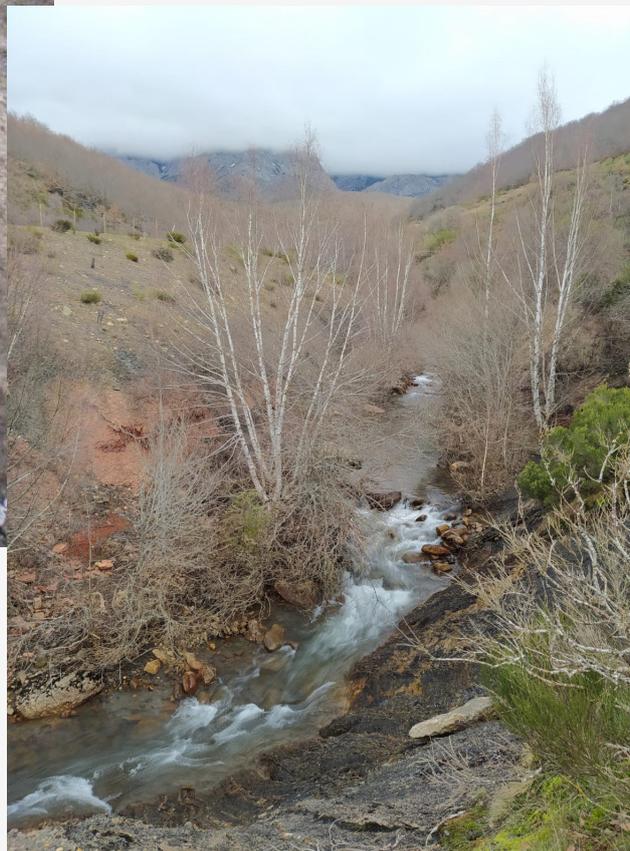
Los hábitats incluidos en esta ficha abarcan todos los sistemas dulceacuículas de Castilla y León, incluyendo áreas de aguas retenidas como con flujos permanentes de agua aun cuando tenga fluctuaciones de nivel, especialmente en verano, y reducciones de su tamaño amplitud.

En esta ficha se incluyen los ecosistemas asociados a las aguas retenidas como las aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo (*Littorelletalia uniflorae*); aguas oligo-mesotróficas calcáreas con vegetación de carófitos, que comprende los lagos, lagunas y humedales con aguas moderadamente ricas en bases disueltas o con aguas claras con concentraciones bajas o moderadas de nutrientes y ricas en bases; lagos y lagunas eutróficos naturales, con vegetación *Magnopotamion* o *Hydrocharition*, que son lagos eutróficos y lagunas con aguas turbias ricas en bases disueltas; y lagunas y charcas temporales mediterráneas, con aguas someras que habitualmente se inundan solo en invierno y en primavera.

También se incluyen ecosistemas asociados a aguas corrientes, como los ríos de los sistemas montañosos regionales con vegetación pionera que coloniza los lechos pedregosos; y los ríos mediterráneos de caudal permanente con *Glaucium flavum*, que ocupan los pedregales de ramblas y cauces de ríos mediterráneos en la región.



Abrevadero construido para fauna cinegética (Cervera de Pisuerga, Palencia). Foto de BAJO, J.



Río Pisuerga a su paso por la Montaña Palentina, cerca de su nacimiento (Palencia). Foto de VÁZQUEZ-VELOSO, A.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Los ecosistemas más vulnerables son los ríos y lagunas de alta montaña, así como las lagunas y charcas del interior de Castilla y León. Los hábitats de esta ficha son muy sensibles a los impactos asociados al cambio climático en diferentes niveles (de los organismos a los ecosistemas), lo que pone en riesgo la provisión de servicios ecosistémicos. La gran cantidad de organismos presentes en estos hábitats, tanto de interés para la diversidad y funcionamiento de estos como para la provisión de servicios ecosistémicos de recreo (pesca deportiva),

los hace importantes desde el punto de vista de la gestión forestal.

La irregularidad climática prevista pondrá en peligro la continuidad, distribución y funcionalidad de estos ecosistemas. El aumento de la temperatura y los cambios de caudal y temporalidad del agua llevarán a cambios en la dinámica y estructura de estos hábitats, afectando también a la distribución de estos hábitats, lo que asociado al aumento de las temperaturas de la lámina de agua afectará a las poblaciones que los ocupan. La reducción e

irregularidad de las precipitaciones asociadas al aumento de las temperaturas de la lámina de agua supondrá un impacto de gran nivel en estos sistemas, cuya capacidad de adaptación es muy limitada, siendo de esperar una reducción de los hábitats ligados a flujos de agua temporales

Especialmente relevante es la situación de los sistemas de alta montaña, los dependientes de aportes de aguas subterráneas y los ligados a aportes estacionales. Las charcas en paisajes agrícolas de zonas mediterráneas suelen diferir de ambientes comparativamente más estables de zonas templadas por su marcada estacionalidad, con cambios fuertes y en gran medida impredecibles en el hidropérido en diversas estaciones y diferentes años, resultando en eventos de extinción local como consecuencia de períodos de sequía prolongados. Estos impactos, asociados con acciones antrópicas no reguladas, pueden poner en peligro la continuidad y funcionalidad de estos ecosistemas. Caben destacar algunos impactos potenciales que pueden condicionar estos hábitats, ya que potencian los impactos asociados al cambio climático antes descrito (reducción e irregularidad de los aportes de agua):

- i. Regulación ecológica de los caudales ineficiente
- ii. Vertido de aguas residuales no bien depuradas
- iii. Aparición de especies invasoras
- iv. Obras de infraestructuras

- v. Extracción de áridos
- vi. Utilización excesiva de fertilizantes y pesticidas
- vii. Sobreexplotación de aguas subterráneas

Los procesos de sequía, drenaje y aportes torrenciales de agua pueden generar problemas muy relevantes en estos ecosistemas. La regulación de los flujos de agua (tratando de imitar la situación natural) y los aportes extremos de aguas eutrofizadas pueden también representar una perturbación extrema y puntual en algunos casos.

Los sistemas agrarios intensivos en los entornos de estos ecosistemas tienen un efecto negativo sobre ellos. El uso de agua asociado a la agricultura intensiva y el sobrepastoreo o el pisoteo del ganado cerca de estos ecosistemas pueden reducir la diversidad de los mismos.

Los anfibios son componentes clave de los ecosistemas mediterráneos, con muchos endemismos regionales en España y en Castilla y León, pero con graves amenazas por la destrucción del hábitat, su alteración y fragmentación, o el uso de fertilizantes y pesticidas, junto con fuertes cambios en la transformación del paisaje. En zonas españolas áridas y/o con déficit de agua, como pueden ser algunas zonas mesetarias de Castilla y León, la sobreexplotación de acuíferos y la sequía, entre otros, han hecho que las poblaciones de anfibios disminuyan alarmantemente.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

La capacidad de adaptación de estos hábitats al cambio climático es muy limitada, por lo que

una acción enérgica es necesaria para facilitar su adaptación allí donde sea posible.

Crear y restaurar sistemas dulceacuícolas de aguas retenidas

Las medidas deben ir asociadas a la conservación, restauración y creación de medios acuáticos y turberas (en especial charcas ganaderas y lagunas), y a la revegetación de arroyos, ríos y lagunas con especies autóctonas. Existen diversos

artículos y manuales que tratan de la creación y restauración de medios acuáticos.

La creación de charcas artificiales, traslocación de individuos (adultos o larvas), y cría en cautividad para la gestión de anfibios amenazados, entre otras

labores, son utilizadas frecuentemente. La creación de charcas y reparación e instalación de nuevas fuentes y pilones es fundamental para los anfibios amenazados de zonas muy áridas, como por ejemplo diversos sapos parteros (*Alytes dickhilleni*, *A. muletensis*), sapillos pintojos (*Discoglossus* sp.) o sapillos moteados (*Pelodytes* sp.). Los nuevos medios favorecen también al ganado, el riego y la presencia y alimentación de otra fauna acuática amenazada, como moluscos, crustáceos, insectos, invertebrados, aves, etc.

Debemos presuponer que los medios ribereños a gestionar disponen de agua suficiente, ya sea permanente (ríos, lagunas) o temporal (arroyos, zonas húmedas, charcas, etc.), debido a la cercanía de acuíferos, fuentes, manantiales, abrevaderos, etc.

Los medios acuáticos ribereños, nuevos o restaurados, deben tener cobertura vegetal alrededor, principalmente vegetación riparia, como sauces, fresnos, chopos, espadañas, carrizos, juncos, cárices (LIZANA, 2011; PAREDES & BALLESTEROS, 2007). Puede esperarse a la colonización natural o agilizarla mediante plantado o estaquillado. La vegetación proporciona refugio en sus raíces, tallos y hojas para los herpetos, y da sombra a la charca, lo que es importante para evitar la desecación en verano, aunque tampoco debe ser muy cerrada para permitir que entre el sol. La vegetación permite también la existencia de invertebrados presa. Como patrón general, siempre es mejor una mayor cobertura vegetal, dejando un patrón en mosaico y alternando zonas cubiertas y abiertas para favorecer la heterogeneidad y diversidad de microhábitats. Los refugios terrestres de la herpetofauna son piedras, tocones, árboles caídos, taludes arenosos, grava y similares presentes en las orillas.

En las zonas ribereñas también pueden crearse nuevas charcas para anfibios y reptiles acuáticos. Es importante que estén lo suficientemente alejadas del río o arroyo para que los peces o los cangrejos exóticos no las ocupen fácilmente durante las crecidas. Para ello, sus orillas deben estar algo elevadas. Si los peces llegan con las crecidas y quedan aislados en ellas, probablemente consuman masivamente los huevos, larvas e incluso adultos de los anfibios que se reproduzcan en ellas. La medida y profundidad de esas charcas dependerá del tipo de vega y ribera, régimen de caudales del río, cobertura vegetal y otros factores. Las charcas no deben ser demasiado pequeñas y someras, ni tampoco secarse rápidamente, lo que favorecería la anoxia y la muerte masiva de huevos y larvas que no pueden completar su metamorfosis. Esto dependerá del régimen climático y pluviométrico de la zona. La experiencia recalca la utilidad de crear

una red de medios acuáticos que permita la existencia de metapoblaciones interconectadas. Esto debe contemplarse como una medida de apropiada entre medios acuáticos y entre espacios de la Red Natura. Una distancia recomendada entre charcas es de 500 metros, aunque depende, obviamente, del tipo de hábitat circundante. A mayor cobertura vegetal y refugio, mayor distancia será posible entre ellas, aunque siempre será mejor excavar varias charcas pequeñas en la zona que una muy grande. La excavación de las charcas debe hacerse en verano para no dañar a las especies que se reproducen en primavera y otoño-invierno. La orilla debe estar algo elevada y es conveniente que el talud interno no sea vertical, sino con un desnivel gradual que favorezca el acceso y salida de adultos y juveniles, permitiendo que las diversas especies ocupen sus zonas preferentes para las puestas y alimentación. Las especies de anfibios más favorecidas son las que hacen las puestas en zonas someras, como sapos corredores, sapillos pintojos o tritones. En ocasiones, será necesario impermeabilizar el lecho de la charca, bien por compactación o aplicando una capa impermeable (arcilla, PVC, etc.), aunque es aconsejable cubrir el fondo con una capa de al menos 20 cm de tierra y/o grava para conseguir una mayor duración del material y el desarrollo de un ecosistema seminatural en el fondo. Debemos procurar que los anfibios puedan reproducirse en medios libres de peces depredadores, especialmente lucios, carpas, black-bass, alburnos y otras numerosas especies introducidas y autóctonas que depredan sobre ellos.

Muchos anfibios terrestres pasan los períodos más fríos o más secos enterrados en la cercanía de los medios acuáticos. Algunas experiencias de creación de charcas artificiales tienen escasos resultados o fracasan al no pensar en la alimentación de los herpetos y de toda la comunidad faunística. Se trata de restaurar un ecosistema completo y no sólo el medio físico. La presencia de vegetación acuática, hidrófitos o pleustófitos, como ranúnculos, nenúfares, groenlandia o espiga de agua es fundamental para sujetar las puestas, como refugio ante los depredadores y para el desarrollo de las presas. La vegetación acuática llegará naturalmente, pero para acelerarla y optimizarla pueden colocarse plantas acuáticas en maceta en el fondo y a orillas de las charcas, o bien plantar especies autóctonas que arraiguen rápidamente. En las labores de mantenimiento deben evitarse las limpiezas masivas o totales, evitando el empleo de maquinaria pesada. También es necesario proteger sus zonas adyacentes del pisoteo del ganado, por ejemplo, vallando las más valiosas.

Crear y restaurar refugios y otras estructuras para la herpetofauna

Una de las etapas más indefensas de anfibios es cuando los juveniles abandonan los medios y son depredados en su mayoría. Como patrón general, siempre es mejor una mayor cobertura vegetal, dejando un patrón en mosaico y alternando zonas cubiertas y abiertas para favorecer la heterogeneidad y diversos microhábitats. Los refugios terrestres de la herpetofauna son piedras, tocones, árboles caídos, taludes arenosos, grava y similares presentes en las orillas. Si no están presentes, podemos colocar grupos de piedras, tocones, muretes y otros objetos. Las piedras sirven como refugio y mantienen la humedad del suelo, fundamental para la supervivencia durante el verano y el refugio en invierno. Es conveniente depositar piedras grandes cubiertas de otras más pequeñas que no puedan ser movidas fácilmente, bien por medio de crecidas, depredadores como los jabalíes, o personas. Las piedras grandes aisladas deben situarse a distinta distancia de los medios por los cambios en su nivel.

Los agujeros y la arena entre las piedras favorecen el refugio de todo tipo de fauna. Si las piedras son grandes, los montones permanecerán largo tiempo. Si son pequeñas, es conveniente cementarlas dejando un aspecto exterior lo más natural posible. Pueden introducirse entre las piedras tubos de cemento o de PVC de diverso diámetro (1-5 cm) y/o incluso ladrillos de diversos tipos y tamaños en la masa de cemento o de piedras. Los pequeños agujeros favorecen el refugio de juveniles y adultos e impiden la entrada de depredadores como ratas, serpientes o pequeños carnívoros. Los galápagos, generalmente, se entierran en suelos sueltos bajo la vegetación; no tiene mucho sentido proporcionar agujeros o refugios mayores para ellos, ya que serán probablemente ocupados por mamíferos. Los muros tradicionales de piedras y los setos naturales de vegetación que se utilizan para delimitar fincas y para evitar el acceso del ganado al río, tanto los existentes como otros que podrían construirse, son los mejores refugios naturales. Debe de velarse por su conservación y restauración cuando ya existen. Otra tarea es la creación de refugios “acuáticos” en el interior de las masas de agua. La filosofía es similar a la de los arrecifes “artificiales” marinos, proporcionando refugio a larvas y adultos acuáticos de anfibios, galápagos y serpientes. Podemos utilizar los mismos materiales y la misma estructura que en tierra, montones de grandes piedras agujeradas o tubos. Dado que pueden ser arrastradas por la corriente o las crecidas, deberán ser mayores o estar fijadas de alguna manera al lecho. Un caso

especial de estos refugios serían las “plataformas de asoleamiento” para galápagos. Las plataformas artificiales pueden consistir en estructuras permanentes emergidas por apilamiento de rocas cementadas o grandes bloques de piedra o cemento, con un aspecto lo más natural posible. La superficie no debe ser muy grande (3-5 metros de diámetro), y siempre será mejor instalar varias pequeñas que una más grande. Deben hacerse lo suficientemente altas para seguir emergidas en el periodo de crecidas, anclarse al suelo para no ser arrastradas y tener agujeros que puedan servir como refugio para la fauna acuática. En zonas remansadas de ríos, embalses o lagunas, pueden instalarse plataformas flotantes de madera tratada (sobre bidones, flotadores, etc.) cubiertas por tierra o vegetación, que serán utilizadas tanto por galápagos como por aves acuáticas para su nidificación. Además, las plataformas artificiales posibilitan la observación sin interferencias de diversa fauna (galápagos, aves, nutrias, etc.).

La restauración y creación de medios acuáticos artificiales es otra medida a contemplar. Se incluyen aquí fuentes, abrevaderos, balsas de riego, pilones, etc. que sirven para abrevar el ganado, regar, uso forestal (combatir incendios) y uso humano (beber, abastecimiento a pueblos, etc.). Debido al abandono de los usos tradicionales agroganaderos y forestales, muchos han sido abandonados y se han derruido, pierden agua o están secos. La restauración de estas infraestructuras y la creación de nuevas, naturalizándolas cuando se construyan mediante elementos prefabricados, es una acción de alto interés. En la recuperación de fuentes, estas hay que adecuarlas a la topografía del terreno y la cubierta vegetal existente. El movimiento de tierras y el desbroce de vegetación debe ser mínimo: deben usarse materiales tradicionales para tener un aspecto natural (recubiertos de piedra, madera, cerámica, caña, cañizo) y no ser rechazados por la fauna; deben de tener agua permanente si es posible, y por ello estar conectados o asociados con manantiales naturales, canalizaciones de agua u otros. Se debe facilitar el acceso, y la salida, de fauna a estas infraestructuras (tanto cuando están llenas como cuando están vacías de agua), los aliviaderos deben permitir conservar las puestas y los invertebrados acuáticos aun cuando se sequen los abrevaderos.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Es fundamental mantener como prioritarias para el análisis las lagunas y charcas temporales mediterráneas por su representatividad (está presente en

todas las comarcas) y valor funcional como refugio de biodiversidad, así como por su papel crucial como corredores ecológicos.

REFERENCIAS

ALARCOS, G., ORTIZ, M. E., LIZANA, M., ARAGÓN, A., & FERNÁNDEZ-BENÉITEZ, M. J. 2003. LA COLONIZACIÓN DE MEDIOS ACUÁTICOS POR ANFIBIOS COMO HERRAMIENTA PARA SU CONSERVACIÓN: EL EJEMPLO DE ARRIBES DEL DUERO. *MUNIBE*, 16, 114-127. [HTTP://WWW.ARANZADI.EUS/FILEADMIN/DOCS/MUNIBE/2004114127.PDF](http://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/munibe/2004114127.pdf)

BAKER, J. M. R., & HALLIDAY, T. R. 1999. AMPHIBIAN COLONIZATION OF NEW PONDS IN AN AGRICULTURAL LANDSCAPE. *HERPETOLOGICAL JOURNAL*, 9(2), 55-63. [HTTPS://WWW.THEBHS.ORG/PUBLICATIONS/THE-HERPETOLOGICAL-JOURNAL/VOLUME-9-NUMBER-2-APRIL-1999/1565-03-AMPHIBIAN-COLONIZATION-OF-NEW-PONDS-IN-AN-AGRICULTURAL-LANDSCAPE/FILE](https://www.thebhs.org/publications/the-herpetological-journal/volume-9-number-2-april-1999/1565-03-amphibian-colonization-of-new-ponds-in-an-agricultural-landscape/file)

BOOTHBY, J. 1999. PONDS AND POND LANDSCAPES OF EUROPE: PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL CONFERENCE OF THE POND LIFE PROJECT. VAESHARTELT CONFERENCE CENTRE, MAASTRICHT, THE NETHERLANDS 30TH AUGUST-2ND SEPTEMBER 1998. POND LIFE PROJECT. [HTTPS://WWW.PROQUEST.COM/DOCVIEW/235831008/FULLTEXT/141B98EE8A4D10PQ/1?ACCOUNTID=14778](https://www.proquest.com/docview/235831008/fulltext/141B98EE8A4D10PQ/1?accountid=14778)

CAMACHO, A., BORJA, C., VALERO-GARCÉS, B., SAHUQUILLO, M., CIRUJANO, S., SORIA, J. M., RICO, E., DE LA HERA, A., SANTAMANS, A. C., GARCÍA DE DOMINGO, A., CHICOTE, A., & GOSÁLVEZ, R. U. 2009A. 3150 LAGOS Y LAGUNAS EUTRÓFICOS NATURALES, CON VEGETACIÓN MAGNOPOTAMION O HYDROCHARITON. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 99 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/3150_TCM30-196766.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/3150_TCM30-196766.pdf)

CAMACHO, A., BORJA, C., VALERO-GARCÉS, B., SAHUQUILLO, M., CIRUJANO, S., SORIA, J. M., RICO, E., DE LA HERA, A., SANTAMANS, A. C., GARCÍA DE DOMINGO, A., CHICOTE, A., & GOSÁLVEZ, R. U. 2009B. 3140 AGUAS OLIGO-MESOTRÓFICAS CALCÁREAS CON VEGETACIÓN DE CHARA SPP. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 47 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/3140_TCM30-196765.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/3140_TCM30-196765.pdf)

CAMACHO, A., BORJA, C., VALERO-GARCÉS, B., SAHUQUILLO, M., CIRUJANO, S., SORIA, J. M., RICO, E., DE LA HERA, A., SANTAMANS, A. C., GARCÍA DE DOMINGO, A., CHICOTE, A., & GOSÁLVEZ, R. U. 2009C. 3170* LAGUNAS Y CHARCAS TEMPORALES MEDITERRÁNEAS (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 87 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/3170_TCM30-196768.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/3170_TCM30-196768.pdf)

CAMACHO, A., BORJA, C., VALERO-GARCÉS, B., SAHUQUILLO, M., CIRUJANO, S., SORIA, J. M., RICO, E., DE LA HERA, A., SANTAMANS, A. C., GARCÍA DE DOMINGO, A., CHICOTE, A., & GOSÁLVEZ, R. U. 2009D. 3110 AGUAS OLIGOTRÓFICAS CON UN CONTENIDO DE MINERALES MUY BAJO (LITTORELLETALIA UNIFLORAE). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 61 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/3110_TCM30-196764.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/3110_TCM30-196764.pdf)

- COMISIÓN EUROPEA. 2006. MANUAL DE INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE LA UNIÓN EUROPEA. (EUR 25. ABRIL 2003). [HTTPS://REDNATURA.JCYL.ES/NATURA2000/NORMATIVA Y DOCUMENTOS DE INTERPRETACIÓN/BORRADOR MANUAL INTERPRETACIÓN HÁBITATS EUR25 PARA CYL.PDF](https://rednatura.jcyl.es/natura2000/normativa_y_documentos_de_interpretacion/borrador_manual_interpretacion_habitats_eur25_para_cyl.pdf)
- CORBETT, K. 1989. THE CONSERVATION OF EUROPEAN REPTILES AND AMPHIBIANS. CHRISTOPHER HELM, LONDON.
- DODD, K. C. J., & SEIGEL, R. A. 1991. RELOCATION, REPATRIATION, AND TRANSLOCATION OF AMPHIBIANS AND REPTILES: ARE THEY CONSERVATION STRATEGIES THAT WORK? *HERPETOLOGICA*, 47, 336-350. [HTTPS://WWW.JSTOR.ORG/STABLE/PDF/3892626.PDF](https://www.jstor.org/stable/pdf/3892626.pdf)
- FISH, U. S., & SERVICE, W. 1994. RECOVERY PROGRAMS: ENDANGERED AND THREATENED SPECIES. U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR, U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE, WASHINGTON.
- GALÁN, P. 1999. CONSERVACIÓN DE LA HERPETOFAUNA GALLEGA. SITUACIÓN ACTUAL DE LOS ANFIBIOS Y REPTILES DE GALICIA. EN: UNIVERSIDADE DA CORUÑA, 72, 286. [HTTPS://DIALNET.UNIRIOJA.ES/SERVLET/LIBRO?CODIGO=384473](https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=384473)
- GONZÁLEZ, L. M., & SAN MIGUEL, A. 2004. MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS DE GESTIÓN EN FINCAS DE MONTE MEDITERRÁNEO DE LA RED NATURA 2000. MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, MADRID. 327 PP. [HTTPS://CPAGE.MPR.GOB.ES/PRODUCTO/MANUAL-DE-BUENAS-PRACTICAS-DE-GESTION-EN-FINCAS-DE-MONTE-MEDITERRANEO-DE-LA-RED-NATURA-2000/](https://cpage.mpr.gob.es/producto/manual-de-buenas-practicas-de-gestion-en-fincas-de-monte-mediterraneo-de-la-red-natura-2000/)
- KUPFER, A., & KNEITZ, S. 1999. COLONISATION PROCESSES AND POPULATION DYNAMICS OF AMPHIBIANS IN SEMI-NATURAL PONDS WITHIN AN AGRICULTURAL LANDSCAPE. EN: PONDS AND POND LANDSCAPES OF EUROPE: PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL CONFERENCE OF THE POND LIFE PROJECT. VAESHARTELT CONFERENCE CENTRE, MAASTRICHT, THE NETHERLANDS 30TH AUGUST-2ND SEPTEMBER 1998. POND LIFE PROJECT. [HTTPS://WWW.PROQUEST.COM/DOCVIEW/235831008/FULLTEXT/141B98EE8A4D10PQ/1?ACCOUNTID=14778](https://www.proquest.com/docview/235831008/fulltext/141B98EE8A4D10PQ/1?accountid=14778)
- LANGTON, T., & BURTON, J. A. 1997. AMPHIBIANS AND REPTILES: CONSERVATION MANAGEMENT OF SPECIES AND HABITATS. COUNCIL OF EUROPE. [HTTPS://BOOK.COE.INT/EN/EUROPEAN-REGIONAL-PLANNING-SERIES/828-AMPHIBIANS-AND-REPTILES-CONSERVATION-MANAGEMENT-OF-SPECIES-AND-HABITATS-PLANNING-AND-MANAGEMENT-SERIES-NO-4-OUT-OF-PRINT.HTML](https://book.coe.int/en/european-regional-planning-series/828-amphibians-and-reptiles-conservation-management-of-species-and-habitats-planning-and-management-series-no-4-out-of-print.html)
- LEHTINEN, R. M., GALATOWITSCH, S. M., & TESTER, J. R. 1999. CONSEQUENCES OF HABITAT LOSS AND FRAGMENTATION FOR WETLAND AMPHIBIAN ASSEMBLAGES. *WETLANDS*, 19(1), 1-12. [HTTPS://LINK.SPRINGER.COM/CONTENT/PDF/10.1007/BF03161728.PDF](https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF03161728.pdf)
- LIZANA, M. 2004. ANFIBIOS Y REPTILES DE CASTILLA Y LEÓN. EN: GUÍA DE LOS PECES, ANFIBIOS, REPTILES Y MAMÍFEROS DE CASTILLA Y LEÓN. NÁYADE EDITORIAL, MEDINA DEL CAMPO (VALLADOLID).
- LIZANA, M. 2010. IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA BIODIVERSIDAD MUNDIAL Y ESPAÑOLA. EN: EUROPA Y EL CAMBIO CLIMÁTICO. COLECCIÓN CUADERNOS DE INICE, SALAMANCA. VOL. 97: 189-229.
- LIZANA, M. 2012. LA HERPETOFAUNA DE LAS ZONAS RIBEREÑAS: POSIBILIDADES DE GESTIÓN PARA SU CONSERVACIÓN. EN: RESTAURACIÓN DEL ESPACIO FLUVIAL. CRITERIOS Y EXPERIENCIAS EN LA CUENCA DEL DUERO. CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO. MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. MADRID. [HTTPS://WWW.WEBORYX.COM/ES/LIBRERIA-PROTECCION-CONSERVACION-Y-GESTION-IMPACTO-Y-RESTAURACION-AMBIENTAL-C-236_10_141/RESTAURACION-DEL-ESPACIO-FLUVIAL-CRITERIOS-Y-EXPERIENCIAS-EN-LA-CUENCA-DEL-DUERO-P-54911](https://www.weboryx.com/es/libreria-proteccion-conservacion-y-gestion-impacto-y-restauracion-ambiental-c-236_10_141/restauracion-del-espacio-fluvial-criterios-y-experiencias-en-la-cuenca-del-duero-p-54911)
- LIZANA, M., & MORALES, J. J. 2001. VERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SEMIACUÁTICOS. EN: LAS LAGUNAS DEL PARQUE REGIONAL DE LA SIERRA DE GREDOS. MONOGRAFÍAS DE LA RED DE ESPACIOS NATURALES DE CASTILLA Y LEÓN. SERIE TÉCNICA. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, VALLADOLID. 242 PP.
- MÁRQUEZ, R., & LIZANA, M. 2002. CONSERVACIÓN DE LOS ANFIBIOS Y REPTILES ESPAÑOLES. EN: ATLAS Y LIBRO ROJO DE LOS ANFIBIOS Y REPTILES DE ESPAÑA. DIRECCIÓN GENERAL DE CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA (MMA)-ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA, MADRID. 584 PP. [HTTP://WWW.GISANDBEERS.COM/GeoBAZAR/LIBROS/ATLAS BIODIVERSIDAD/ATLAS Y LIBRO ROJO DE LOS ANFIBIOS DE ESPAÑA.PDF](http://www.gisandbeers.com/GeoBazar/libros/atlas-biodiversidad/atlas-y-libro-rojo-de-los-anfibios-de-espana.pdf)
- MARSH, D. M., & TRENHAM, P. C. 2001. METAPOPULATION DYNAMICS AND AMPHIBIAN CONSERVATION. *CONSERVATION BIOLOGY*, 15(1), 40-49. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1523-1739.2001.00129.X](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.00129.x)
- MITECO. S. F. HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO DEL ANEXO I DE LA DIRECTIVA 92/43/CEE. RECUPERADO EL 22 DE AGOSTO DE 2022. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/SERVICIOS/BANCO-DATOS-NATURALEZA/INFORMACION-DISPONIBLE/HABITAT.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/habitat.aspx)

- MORALES, J., & LIZANA, M. 2011. EL ESTADO DE LA BIODIVERSIDAD DE LOS VERTEBRADOS ESPAÑOLES. CAUSAS DE LA RIQUEZA DE ESPECIES Y ACTUALIZACIÓN TAXONÓMICA. EN: BIODIVERSIDAD, APROXIMACIÓN A LA DIVERSIDAD BOTÁNICA Y ZOOLOGICA DE ESPAÑA. NÚMERO MONOGRÁFICO SOBRE LA BIODIVERSIDAD ESPAÑOLA. MEMORIAS DE LA REAL SOCIEDAD ESPAÑOLA DE HISTORIA NATURAL, MADRID. 342 PP.
- PAREDES, V., & BALLESTEROS, F. 2008. GUÍA DE LAS PLANTAS DE LOS RÍOS Y RIBERAS DE LA CUENCA DEL DUERO. CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO, MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. MADRID, 156 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/301754719_Guia_de_las_plantas_de_los_rios_y_riberas_de_la_cuenca_del_duero](https://www.researchgate.net/publication/301754719_Guia_de_las_plantas_de_los_rios_y_riberas_de_la_cuenca_del_duero)
- PEÑALVER, P., LEÓN, D., JUAN, M., GALLEGU, I., FUENTES, F., PRIETO, E., CASAS, J., & TOJA, J. 2010. ¿SON LAS BALSAS DE RIEGO UNA ALTERNATIVA PARA LOS ANFIBIOS? QUERCUS, 291, 32-39. [HTTPS://WWW.REVISTAQUERCUS.ES/NOTICIA/3482/ARTICULOS/SON-LAS-BALSAS-DE-RIEGO-UNA-ALTERNATIVA-PARA-LOS-ANFIBIOS.HTML](https://www.revistaquercus.es/noticia/3482/articulos/son-las-balsas-de-riego-una-alternativa-para-los-anfibios.html)
- PLEGUEZUELOS, J. M., MÁRQUEZ, R., & LIZANA, M. 2002. ATLAS Y LIBRO ROJO DE LOS ANFIBIOS Y REPTILES DE ESPAÑA. DIRECCIÓN GENERAL DE CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA (MMA)- ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA, MADRID. 584 PP. [HTTP://WWW.GISANDBEERS.COM/GeoBAZAR/LIBROS/ATLAS BIODIVERSIDAD/ATLAS Y LIBRO ROJO DE LOS ANFIBIOS DE ESPAÑA.PDF](http://www.gisandbeers.com/GeoBazar/Libros/Atlas_biodiversidad/atlas_y_libro_rojo_de_los_anfibios_de_espana.pdf)
- POUGH, F. H., ANDREWS, R. M., CADLE, J. E., CRUMP, M. L., SAVITZKY, A. H., & WELLS, K. D. 2004. HERPETOLOGY. THIRD EDITION. PEARSON PRENTICE HALL. 726 PP. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1093/SYSBIO/47.4.763](https://doi.org/10.1093/sysbio/47.4.763)
- RIBEIRO, R., CARRETERO, M. A., SILLERO, N., ALARCOS, G., ORTIZ-SANTALIESTRAS, M., LIZANA, M., & LLORENTE, G. A. 2011. THE POND NETWORK: CAN STRUCTURAL CONNECTIVITY REFLECT ON (AMPHIBIAN) BIODIVERSITY PATTERNS? LANDSCAPE ECOLOGY, 26(5), 673-682. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10980-011-9592-4](https://doi.org/10.1007/s10980-011-9592-4)
- SAN MIGUEL, A. 2005. EL AGUA. EN: MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS DE GESTIÓN EN FINCAS DE MONTE MEDITERRÁNEO DE LA RED NATURA 2000. ORGANISMO AUTÓNOMO PARQUES NACIONALES. MADRID. COL. NATURALEZA Y PARQUES NACIONALES: [HTTPS://WWW.AGAPEA.COM/LIBROS/MANUAL-DE-BUENAS-PRACTICAS-DE-GESTION-EN-FINCAS-DE-MONTE-MEDITERRANEO-DE-LA-RED-NATURA-2000-9788480145695-I.HTM](https://www.agapea.com/libros/manual-de-buenas-practicas-de-gestion-en-fincas-de-monte-mediterraneo-de-la-red-natura-2000-9788480145695-i.htm)
- SCOCCIANI, C. 2001. AMPHIBIA; ASPETTI DE ECOLOGIA DELLA CONSERVAZIONE (AMPHIBIA: ASPECTS OF CONSERVATION ECOLOGY). WWF ITALIA. ED. G. PERSICHINO GRAFICA, FIRENZE, 430 PP.
- STUMPEL, A. H. P., & VAN DER VOET, H. 1998. CHARACTERIZING THE SUITABILITY OF NEW PONDS FOR AMPHIBIANS. AMPHIBIA-REPTILIA, 19(2), 125-142. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1163/156853898X00421](https://doi.org/10.1163/156853898X00421)
- TORO, M., ROBLES, S., & TEJERO, I. 2009A. 3250 RÍOS MEDITERRÁNEOS DE CAUDAL PERMANENTE CON GLAUCIUM FLAVUM. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 36 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/3250_TCM30-196775.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/3250_tcm30-196775.pdf)
- TORO, M., ROBLES, S., & TEJERO, I. 2009B. 3220 RÍOS ALPINOS CON VEGETACIÓN HERBÁCEA EN SUS ORILLAS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 21 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/3220_TCM30-196772.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/3220_tcm30-196772.pdf)
- TORO, M., ROBLES, S., & TEJERO, I. 2009C. 3240 RÍOS ALPINOS CON VEGETACIÓN LEÑOSA EN SUS ORILLAS DE SALIX ELEAGNOS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 32 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/3240.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/3240.pdf)
- UZARSKI, D. G., BOSCH, A. T., & COOPER, M. J. 2009. WETLAND ECOLOGY AND MANAGEMENT FOR FISH, AMPHIBIANS AND REPTILES. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/B978-012370626-3.00059-4](https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00059-4)
- VV. AA. 2009. BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/RED-NATURA-2000/RN_TIP_HAB_ESP_BASES_ECO_PRELIMINARES.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx)
- ZUG, G. R., VITT, L., & CALDWELL, J. P. 2001. HERPETOLOGY, AN INTRODUCTORY BIOLOGY OF AMPHIBIANS AND REPTILES. THIRD EDITION. ACADEMIC PRESS. 697 PP. [HTTPS://BOOKS.GOOGLE.ES/](https://books.google.es/)

8.3.3. SISTEMAS DE PASTIZALES

EDUARDO VELÁZQUEZ MARTÍN

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA



Cervunal dominado por Nardus stricta en la Sierra de Gredos (Hoyos del Espino, Ávila). Foto de VELÁZQUEZ, E.



Prados calcáreos kársticos o basófilos de Alyssio-Sedetalia en Peña Lampa (Velilla del Río Carrión, Palencia). Foto de VELÁZQUEZ, E.



Pastizal xerofítico de vivaces y anuales (Maello, Ávila). Foto de VELÁZQUEZ, E.



Pastizales salinos en el entorno de la Laguna de la Nava (Fuentes de Nava, Palencia). Foto de VELÁZQUEZ, E.

Pastizales salinos mediterráneos

Los pastizales salinos mediterráneos están constituidos por especies de plantas herbáceas anuales y perennes de fisionomías variables que pueden ocupar una gran variedad de sustratos. Se trata de comunidades dominadas por plantas junciformes frecuentemente establecidas sobre una matriz de pastos de menor talla, siempre en suelos con alto contenido en sales. Dentro de este hábitat se incluyen juncales dominados por *Juncus maritimus* o *J. acutus*; praderas de aspecto graminoide dominadas por especies del género *Puccinellia* o *Elymus*, estas últimas con *Plantago maritima*; praderas de cárices (*Carex* sp.) con tréboles; y pastos dominados por *Artemisia caerulescens*. En general, estas comunidades aparecen ligadas a zonas endorreicas y de descarga de acuíferos con aguas

muy ricas en sales, por lo que están enormemente fragmentadas y aisladas en el territorio. También se encuentran en fondos de valle de zonas con abundancia de yesos y margas, cerca de cauces estacionales. Las especies más características de los pastizales salinos mediterráneos son *Juncus maritimus*, *J. acutus*, *J. gerardi*, *Aeluropus litoralis*, *Plantago maritima*, *Puccinellia festuciformis*, *P. fasciculata*, *P. distans*, *Carex divisa*, *Trifolium squamosum*, *Trifolium michelianum* o *Artemisia caerulescens*. Este tipo de hábitat ha sido descrito en los Humedales de Los Arenales (Valladolid) y Laguna de la Nava (Palencia), Laguna de Coca y Olmedo (Valladolid), Lagunas de Santa María la Real de Nieva (Segovia) y de Villafáfila (Zamora), así como en los Salgueros de Aldeamayor (Valladolid).

Prados calcáreos kársticos o basófilos de *Alyso-Sedetalia*

Estas comunidades se desarrollan sobre materiales rocosos de naturaleza calcárea y están dominadas por plantas crasuláceas (que acumulan agua en sus tejidos) vivaces de gran porte, como *Sedum sediforme*, *S. album* o *S. acre*, que se establecen en

pequeños depósitos de suelo (litosuelos). Este tipo de especies ha desarrollado notables adaptaciones para conservar agua de forma eficaz, como un hidrénquima foliar y un metabolismo fotosintético de tipo CAM (metabolismo ácido de las crasuláceas).

Se trata, por otra parte, de comunidades oligotróficas que sólo reciben aportaciones de nutrientes a través de las deyecciones de aves rupícolas (ESCUADERO et al., 2008). En esta clase de ambientes también están presentes algunas plantas anuales que hacen frente a la falta de agua pasando todos los periodos de sequía (principalmente el verano) en forma de semilla. Al estar ligado a litologías

calcáreas, es un hábitat relativamente frecuente en la parte oriental de Castilla y León. De hecho, ha sido descrito principalmente en el Cañón del Río Lobos (Soria) y las Hoces de los ríos Duratón y Riaza (Segovia), así como en los Sabinares del Arlanza (Burgos). En la zona occidental, tan sólo aparece de forma aislada en los afloramientos calizos de los Montes Aquilanos y la Sierra del Teleno (León).

Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales

Este tipo de pastizales pueden encuadrarse como las primeras etapas de sustitución de los bosques mediterráneos de Castilla y León (p.e. encinares, rebollares o quejigares), por lo que constituyen comunidades muy dinámicas (ESCUADERO et al., 2008), a menudo originadas a partir de la intensa actividad pastoril que ha tenido lugar en ciertas zonas. En general, son pastizales que ocupan suelos poco desarrollados sobre todo tipo de sustratos, casi siempre en áreas de ombroclima seco y con un claro periodo de sequía estival. Son sistemas con una elevada riqueza de especies, siendo la mayoría plantas anuales y con fenología vernal, es decir, que desarrollan todo su ciclo de vida antes de la llegada del verano. En este tipo de pastizales tenemos, generalmente, plantas de talla pequeña (p.e. *Poa bulbosa*), pero también hay plantas de talla grande (p.e. *Brachypodium retusum*). En muchas ocasiones, este tipo de pastizales se mantienen debido a la presión

ganadera, especialmente en los majadales, donde los aportes de nitrógeno del ganado resultan indispensables para la supervivencia de la mayor parte de especies. Además de las ya mencionadas, las especies de plantas más comunes en los pastizales xerofíticos mediterráneos son *Phlomis lychnitis*, *Tuberaria guttata*, *Trifolium subterraneum*, *Ornithopus perpusillus*, *Biserrula pelecinus*, *Rumex bucephalophorus*, *Myosotis arvensis*, *Mibora minima*, *Saxifraga tridactyllites*, *Erophila verna*, *Teesdalia nudicaulis* y *Hornungia petraeae*. Al ocupar un área tan amplia, estos pastizales muestran características muy concretas en distintas zonas. Por ejemplo, *Tuberaria guttata* aparece en pastizales sobre suelos silíceos, *Senecio minutus* en pastizales calcáreos, y *Poa bulbosa* es especialmente dominante en los majadales. Este tipo de hábitat ha sido descrito prácticamente en todas las comarcas de la región.

Formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (y de zonas submontañosas de Europa continental)

Los cervunales son formaciones de plantas vivaces dominadas por especies del género *Nardus* (principalmente *Nardus stricta*), que aparecen en la cordillera Cantábrica y el sistema Central. Normalmente se desarrollan sobre sustratos silíceos, aunque también pueden aparecer sobre suelos descarboxilados del piso montano. Estos últimos son los que poseen una menor dominancia de *Nardus stricta*, y por tanto una mayor diversidad florística, lo que incluye especies como *Agrostis capillaris*, *Potentilla erecta*, *Polygala vulgaris* o *Serratula tinctoria*. Otras especies comunes en este tipo de pastizales son *Pedicularis sylvatica*,

Gentiana pneumonanthe, *Jasione laevis*, *Danthonia decumbens* o *Galium saxatile*. Este tipo de hábitat ha sido descrito en las sierras de Ayllón y Guadarrama (Segovia); en las de Gredos, La Paramera y La Serrota (Ávila); Candelario (Salamanca); Los Ancares, Picos de Europa, Valle de San Emiliano y Alto Sil (León); Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina (Palencia); Valle del Tiétar y Pinares del Bajo Alberche, y Campo Azávaro-Pinares de Peguerinos (Ávila); Embalse del Ebro, Montes de Valnera y Bosques del Valle de Mena (Burgos).

Prados-juncuales con *Molinia caerulea* sobre suelos húmedos gran parte del año.

Este sistema se compone principalmente de juncuales y herbazales que aparecen sobre sustratos de naturaleza diversa, pobres en fósforo y nitrógeno, que permanecen encharcados la mayor parte del año (hidromorfos), aunque pueden sufrir breves periodos de desecación durante el verano. Estos suelos suelen ocupar fondos de valle o vaguadas con mal drenaje, aunque también aparecen en márgenes de arroyos y turberas ácidas, en ambientes más húmedos o de montaña. Los suelos en los que aparecen los prados-juncuales con *Molinia caerulea* suelen ser arcillosos y ricos en bases, pero también hay comunidades de este tipo asentadas sobre suelos ácidos, pobres en nutrientes, profundos y escasamente explotados. Estos prados-juncuales son herbazales densos de grandes hierbas que suelen formar macollas. Aunque están dominados por *Molinia caerulea*, en ellos aparecen otras juncáceas o ciperáceas, casi siempre de procedencia eurosiberiana. Entre estas últimas cabe citar *Cirsium tuberosum*, *Succisa pratensis*, *Ophioglossum vulgatum*, *Inula salicina*, *Epipactis palustris*, *Carex lepidocarpa*, *C. tomentosa*, *C. davalliana*, *C. pulicaris*, *Spiranthes aestivalis*, *Polygala calcarea*, *Eriophorum latifolium*, *Peucedanum carvifolia*, *Silaum silaus*, *Sanguisorba officinalis*, *Serratula tinctoria*, *Tetragonolobus maritimus* o *Schoenus nigricans*. En los prados-juncuales sobre suelos ácidos dominan, sin embargo, especies

como *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*, *Juncus acutiflorus*, *Carum verticillatum*, *Scutellaria minor*, *Hypericum undulatum*, *Deschampsia hispanica*, *Epilobium palustre*, *Ranunculus flammula*, *Lynchnis flos-cuculi*, *Cirsium palustre*, *Wahlenbergia hederacea*, *Juncus bulbosus*, *Anagallis tenella*, *Luzula multiflora*, *Carex echinata*, *C. binervis* o *Potentilla erecta*. En las montañas silíceas con influencia oceánica, este tipo de prados juncuales se encuentran en la orla de turberas y esfagnales, por lo que en ellos pueden aparecer especies de estos sistemas. Este tipo de hábitat se extiende principalmente por las zonas montañosas y húmedas del norte de Castilla y León y ha sido descrito en Ojo Guareña, Bosques del Valle de Mena, Sierra de la Demanda, Riberas del Zadorra y del Ayuda, y Sabinares del Arlanza (Burgos); Fuentes-Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina (Palencia); Montes Aquilanos y Sierra del Teleno (León); Lagunas de Tera y Vidriales, Riberas del Río Tuela y afluentes, y Sierra de La Culebra (Zamora); Sierra de Candelario y Las Batuecas-Sierra de Francia (Salamanca); Sierra de Ayllón (Segovia); Campo Azálvaro-Pinares de Peguerinos (Ávila); Pinar de Losana, Oncala-Valtarejos, Sabinares de la Sierra de Cabrejas, Cañón del Río Lobos, Sierras de Urbión y Cebollera, Quejigares y Encinares de la Sierra del Madero y Sierra del Moncayo (Soria).

Comunidades herbáceas higrófilas mediterráneas

Este tipo de comunidades están formadas por juncuales y herbazales ligados a zonas de ambiente mediterráneo en las que la presencia de agua es importante, sin llegar al encharcamiento (cripto-humedales). En este tipo de pastizales dominan especies con aspecto de junco, pertenecientes a familias como las ciperáceas y las juncáceas. Una de las más comunes es el junco churrero (*Scirpus holoschoenus*), capaz de soportar la sequía estival y el efecto del pastoreo, debido a que posee órganos subterráneos de reserva a partir de los cuales es capaz de recuperar su estructura. La composición específica de este tipo de sistemas depende mucho de la humedad edáfica y de las características

químicas del agua subterránea. Así, en zonas más secas aparecen *Brachypodium phoenicoides* y *Agrostis castellana*, mientras que en las zonas más húmedas aparece *Phragmites australis*. En zonas en las que el suelo tiene una cierta salinidad pueden aparecer también *Juncus acutus* o *J. maritimus*, así como *Schoenus nigricans*. Las comunidades dominadas por esta especie son comunes en las proximidades de Camarena y Barahona (Soria), debido a la presencia de margas, o en el Cerrato (Baltanás, Palencia), debido a la presencia de yesos. Cuando el uso ganadero de estas comunidades es intenso aparecen en ellas especies como la grama (*Cynodon dactylon*) o el trébol (*Trifolium resupinatum*). Otras

especies que aparecen en este tipo de sistemas son *Cirsium monspessulanum*, *Festuca arundinacea* subsp. *fenas*, *Mentha longifolia*, *Agrostis stolonifera*, *Deschampsia media* o *Lysimachia ephemerum*. Las comunidades herbáceas higrófilas mediterráneas están presentes en Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Montes de Miranda de Ebro y Ameyugo, Humada-Peña Amaya, Ojo Guareña, Montes Obarenes y Riberas del Ayuda (Burgos); Canal de Castilla (Palencia-Burgos); Lagunas del Canal de Castilla, Laguna de La Nava, Montes del Cerrato, Montes Torozos y Páramo de Torquemada-Astudillo (Palencia); Riberas del río Sil y afluentes, Lagunas de Los Oteros, Picos de Europa y Sierra de La Cabrera (León); Lagunas de Villafáfila, Riberas del río Tera y

afluentes, Lago de Sanabria y alrededores (Zamora); Riberas de los ríos Huebra, Yeltes, Uces y afluentes, Campo de Azaba, Arribes del Duero y Riberas del río Águeda (Salamanca); Riberas del río Adaja y afluentes, Encinares de los ríos Adaja y Voltoya, Encinares de la Sierra de Ávila, Campo Azálvaro-Pinares de Peguerinos (Ávila); Valles del Voltoya y el Zorita, Hoces del Río Riaza, Lagunas de Santa María la Real de Nieva y Lagunas de Cantalejo (Segovia); Lagunas de Coca y Olmedo (Valladolid-Segovia); Riberas de Castronuño (Valladolid); Encinares de Tiermes, y Altos de Barahona y Monte Santiago (Soria).

Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*)

Los prados de siega son comunidades herbáceas dominadas por gramíneas vivaces que han sido creadas para obtener heno, un recurso fundamental para mantener al ganado durante el invierno. Además de la siega, en este tipo de sistemas son frecuentes prácticas de manejo, como el riego o la adición de estiércol de origen animal, así como el aprovechamiento a diente durante el verano. Los prados de siega poseen una enorme diversidad de especies vegetales, entre las que destacan *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum*, *Trisetum flavescens*, *Sanguisorba officinalis*, *Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Cynosurus cristatus*, *Festuca ampla* o *Agrostis castellana*. Dentro de las mismas pueden diferenciarse dos tipos, los prados de siega oligotróficos, que se desarrollan sobre sustratos silíceos y están dominados por *Agrostis castellana*, y los prados de siega mesófilos, que se desarrollan

sobre sustratos calcáreos y están dominados por especies del género *Trifolium*. Los prados de siega oligotróficos se extienden por las montañas del occidente de la comunidad y el Sistema Central, mientras que los prados de siega mesófilos aparecen en parte oriental y la Cordillera Cantábrica. Este tipo de hábitat ha sido descrito en los LICs Valle del Tiétar, Sierra de la Paramera y Serrota, Sierra de Guadarrama, Oncala-Valtajeros, Picos de Europa en Castilla y León, Bosques del Valle de Mena, Pinar de Hoyocasero, Candelario, Pinares del Bajo Alberche, Cañones del Duero, Sabinas de Ciria-Borobia, Covalagua, Sabinas de Somosierra, Embalse del Ebro, Sierra de Ayllón, Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Sierra de Gredos, Montes de Valnera, Sierra de La Demanda, Omañas, Sierra de la Tesla-Valdivielso, Ojo Guareña, Sierra de Los Ancares, El Rebollar, Sierra del Moncayo y Montes Obarenes.



Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*) (Balouta, León). Foto de VELÁZQUEZ. E.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Sensibilidad y adaptación al cambio climático

La alteración de las condiciones climáticas a las que se encuentran adaptadas las distintas comunidades de pastizal puede provocar importantes cambios en las mismas.

Una disminución de la precipitación y un aumento de la temperatura media, así como de la frecuencia y la intensidad de fenómenos extremos como sequías y olas de calor, van a provocar cambios en la fenología, y con ello, en la polinización, la fructificación y la dispersión de semillas, lo que afectará negativamente a la capacidad de regeneración y aumentará la mortalidad en las poblaciones de muchas especies de plantas. Estos cambios en el clima podrían provocar un aumento en la abundancia de las especies más tolerantes a la sequía, así como la aparición de otras nuevas, ligadas a sistemas de pastizales propios de condiciones climáticas más cálidas y secas, que se desplazarían desde regiones situadas al sur y al suroeste. De esta forma, muchos hábitats podrían experimentar una disminución de la diversidad de especies.

Los cambios en el clima señalados anteriormente también pueden afectar de forma negativa a la demografía de las especies herbáceas, lo que tendría a su vez importantes efectos en la estructura, la dinámica y el rango de distribución geográfica de los distintos sistemas de pastizal, que se desplazarían a zonas más húmedas y frías (p.e. zonas situadas a mayor altitud o en umbría). En un escenario de cambio climático moderado, la

elevada heterogeneidad ambiental de la comunidad, que ocupa un amplio rango altitudinal y tiene una orografía compleja, podría favorecer la persistencia de determinadas especies y sistemas en enclaves favorables (ESCUADERO et al., 2008).

La disminución de las precipitaciones puede producir un descenso del nivel freático, favoreciendo la colonización de especies leñosas en aquellos sistemas de pastizal que ocupan zonas de vaguada y fondos de valle, y alterando su composición, riqueza y estructura. También puede producir una disminución de la productividad en aquellos hábitats sometidos a un aprovechamiento ganadero. La mayoría de los escenarios de cambio climático también predicen un aumento en la frecuencia e intensidad de lluvias torrenciales, lo que podría provocar un incremento de la erosión, especialmente en las comunidades de pastizal situadas en zonas de media y alta montaña.

El aumento de la frecuencia y la intensidad de sequías y olas de calor previsto en la mayor parte de los escenarios de cambio climático puede generar un aumento en la frecuencia y la intensidad de incendios forestales, lo que, a su vez, contribuiría a alterar la composición específica y tendría un efecto negativo en la diversidad y la productividad de los distintos hábitats de pastizal. También contribuiría de forma clara a un incremento de la erosión en los mismos.

Otros impulsores de cambio

Los efectos del cambio climático en los pastizales de Castilla y León van a venir determinados por el estado de conservación actual de este tipo de sistemas.

Este tipo de sistemas son, en su mayor parte, de tipo semi-natural y constituyen un recurso productivo de primer orden para la ganadería extensiva o semi-intensiva. Tienen, además, un enorme valor ecológico, con una gran diversidad de especies de flora y fauna, muy relacionada con los usos agrarios tradicionales de estos sistemas. Por este motivo, dichos hábitats son altamente sensibles a la sobrefertilización, el sobrepastoreo, el abandono de la actividad agraria o la disminución de la carga ganadera (ESCUADERO et al., 2008). De hecho, debido a estos procesos, la productividad de los pastizales de la región ha experimentado un continuo declive a lo largo del siglo XX (RODRÍGUEZ-ROJO, 2020).

Muchos de los pastizales de la comunidad autónoma se desarrollan sobre suelos de extraordinaria calidad que cuentan con un importante reservorio de carbono, concentraciones adecuadas de nutrientes básicos y oligoelementos, así como una elevada humedad edáfica (DOBLAS-MIRANDA et al., 2014). Sin embargo, a lo largo de las últimas décadas y a consecuencia del abandono de la actividad agraria y/o la disminución de la carga ganadera, en muchas zonas de pastizal se han reducido los aportes de materia orgánica procedentes del ganado, lo que ha producido a su vez una disminución del carbono acumulado, de las concentraciones de nutrientes y de la disponibilidad hídrica (NADAL-ROMERO et al., 2021a).

En otras zonas, el mantenimiento de la calidad de los suelos de los pastizales está amenazado por la sobrefertilización, que provoca un aumento de la concentración de nutrientes y particularmente de nitrógeno. Esto, a su vez, genera importantes cambios en la distribución y la abundancia de especies herbáceas y puede favorecer la colonización de especies leñosas. El aumento de la concentración de nutrientes en el suelo hasta niveles demasiado altos puede tener lugar también debido a la contaminación de aguas subterráneas que provocan los vertidos procedentes de núcleos urbanos o instalaciones agropecuarias, particularmente aquellas de grandes dimensiones (MITECO, 2022). Dicha contaminación altera la composición química del suelo profundo, provocando cambios en la distribución y abundancia de especies y favoreciendo la aparición de especies invasoras (p.e. *Rubus* sp.). El

impacto de la contaminación del agua subterránea es muy negativo para aquellos hábitats situados en áreas cercanas a cursos de agua y/o en fondos de valle, y por tanto muy dependientes de la calidad del agua subterránea, así como para aquellos cuya mera existencia depende del mantenimiento de una determinada concentración de sales en el agua subterránea. Otro factor que favorece el aumento de la concentración de nutrientes en el suelo es la realización de actividades deportivas como el esquí, la escalada o el alpinismo, debido a los residuos generados en ciertos periodos del año y en zonas como estaciones de esquí, refugios e instalaciones de montaña.

Por otro lado, un impulsor de cambio que influye enormemente en la dinámica actual de muchos pastizales es la apertura de drenajes y la sobreexplotación de acuíferos mediante pozos y sondeos. Este tipo de procesos provocan un aumento de la profundidad a la que se encuentra el nivel freático y una disminución de la intensidad y la duración de las inundaciones naturales, lo que, en conjunto, hace disminuir la disponibilidad hídrica en el suelo. Todo ello afecta enormemente a la composición y la riqueza de especies, así como a la productividad de ciertos hábitats, especialmente de aquellos que dependen del encharcamiento o de la existencia de un nivel freático a poca profundidad en las zonas en las que se encuentran. Dicho impacto se vería reforzado en un escenario de reducción de la precipitación y aumento de la temperatura media anual.

El sobrepastoreo genera importantes cambios en la riqueza y la composición de especies, dando lugar a sistemas menos diversos y dominados por especies poco palatables. Este es un problema importante en pastizales vulnerables y situados en áreas de poca extensión, así como en aquellos cuya existencia depende de la realización de actividades agrícolas o ganaderas de forma correcta.

El abandono o la disminución de la carga ganadera tienen también efectos importantes en la composición y la riqueza de especies herbáceas, provocando la colonización progresiva por parte de especies leñosas, con lo que el pastizal queda transformado en un matorral o bosque joven con una baja diversidad de especies y poca productividad, de difícil aprovechamiento. El abandono y/o la disminución de la carga ganadera es un problema tanto en hábitats situados en áreas de media y alta montaña como en zonas de vaguada y fondos de valle. La transformación de estos pastizales en matorrales,

en un contexto de aumento de la temperatura y la disminución de la precipitación media anual a consecuencia del cambio climático, puede provocar un aumento de la frecuencia y la intensidad de incendios forestales en estas zonas.

Asimismo, es importante señalar que tanto el sobrepastoreo como el abandono o la disminución de la carga ganadera pueden afectar negativamente al proceso de acumulación de carbono en el suelo de los pastizales de montaña (DOBLAS-MIRANDA et al., 2014; GARCÍA-PAUSAS et al., 2017; NADAL-ROMERO

et al., 2021a), comprometiendo la capacidad de dicho proceso para mitigar el cambio climático.

Algunos cambios de uso del suelo tienen un efecto muy negativo en la composición, la riqueza específica y la productividad de ciertos sistemas de pastizales, y pueden contribuir, a su vez, a que los efectos negativos ligados al cambio climático sean aún mayores. La apertura de caminos que facilitan el acceso a infraestructuras eólicas supone un problema para algunos sistemas de alta montaña especialmente sensibles.

VULNERABILIDAD Y ESTADO DE CONSERVACIÓN ACTUAL EN LOS DISTINTOS SISTEMAS

De acuerdo a la revisión bibliográfica efectuada, la vulnerabilidad de los pastizales al cambio global está mucho mejor estudiada en aquellos sistemas que tienen un mayor interés desde el punto de vista

productivo (p.e. Formaciones herbosas con *Nardus* sobre sustratos silíceos y Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*)) que en los demás.

Pastizales salinos mediterráneos

La dinámica este tipo de sistemas viene determinado principalmente por la salinidad del suelo, la intensidad y duración de las inundaciones. Cualquier variación en ambos factores origina un cambio en la estructura y la composición (ESPINAR, 2009). Si estas variaciones son grandes, pueden originarse comunidades pertenecientes a otros hábitats (ESCUADERO et al., 2008). Un claro ejemplo de esto último es lo ocurrido en las Lagunas de Villafáfila (Zamora), en donde la paulatina disminución de la explotación de sal ha generado un cierto proceso de eutrofización, alterando la composición de los pastizales salinos de áreas aledañas (LÓPEZ-SÁEZ, 2017). Este tipo de sistemas puede verse muy afectado por la sobrefertilización en los sistemas agrarios adyacentes, así como por la contaminación del agua subterránea debido a los vertidos procedentes

de núcleos de población cercanos. Al estar sometidos muchos de ellos a pastoreo, especialmente de ganado ovino, un aumento de la carga ganadera puede afectar negativamente a la abundancia de especies de los géneros *Carex* y *Trifolium* (ESCUADERO et al., 2008).

Se trata, en general, de un hábitat adaptado a situaciones de escasa disponibilidad hídrica y con una cierta capacidad de resiliencia al cambio climático. En un escenario de cambio climático moderado, el hábitat Pastizales salinos mediterráneos podría verse favorecido por un aumento en la concentración de sales de las aguas superficiales a causa de la disminución en las precipitaciones.

Prados calcáreos kársticos o basófilos de *Alyso-Sedetalia*

Este sistema es uno de los hábitats más vulnerables al cambio climático debido a la dependencia que tiene del agua superficial (y, por tanto, de las precipitaciones). Un aumento de la temperatura y una disminución de la precipitación media anual harían disminuir la humedad edáfica, lo que afectaría a su vez a la composición específica, la diversidad, la estructura y la productividad de estas comunidades. A ello habría que sumar el efecto de la deposición seca de nitrógeno (GARCÍA-GÓMEZ et al., 2017), que

puede aumentar la concentración de dicho nutriente en estas comunidades, transformándolas en matorral. Este tipo de comunidades también pueden verse afectadas por el sobrepastoreo (RÍOS & SALVADOR, 2009b) y la realización de actividades de montaña, lo que podría suponer una clara retroalimentación negativa de los efectos del cambio climático. Es importante destacar, además, que el área ocupada por estos sistemas se ha reducido debido a la extracción de rocas calizas para construcción.

Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales

Las especies presentes en este hábitat están adaptadas al estrés hídrico, así como a las oscilaciones térmicas y de precipitación, y por lo tanto podrían lidiar con escenarios de cambio climático moderado que impliquen una redistribución de las precipitaciones a lo largo del año, con una disminución en otoño y un aumento en invierno. Una disminución generalizada de las precipitaciones, sin embargo, afectaría negativamente al crecimiento y desarrollo de las especies características de estas comunidades (RÍOS & SALVADOR, 2009b), que se desplazarían progresivamente a zonas situadas a mayor altitud (LOIDI et al., 2015; RIBEIRO et al., 2013).

En relación con otros impulsores de cambio, es necesario tener en cuenta que la disminución de la carga ganadera y el abandono de tierras agrarias están haciendo que este tipo de comunidades sean colonizadas progresivamente por especies arbustivas (KOMAC et al., 2013; NADAL-ROMERO et al., 2021a; RÍOS & SALVADOR, 2009b), lo que, en un contexto de incremento de las sequías y las olas de calor, podría aumentar la frecuencia y la intensidad de incendios forestales.

Formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (y de zonas submontañosas de Europa continental)

Los cervunales son muy vulnerables al cambio climático (ESCUADERO et al., 2012; GAVILÁN et al., 2017) debido a su alta dependencia de las condiciones climáticas que se dan actualmente en las zonas de alta montaña de la región. El incremento de la temperatura y la disminución de la precipitación media anual, unido al carácter insular y al aislamiento de estas comunidades, haría que las especies que las forman tuvieran muy pocas posibilidades de migración en un contexto de disminución de la precipitación y aumento de la temperatura media anual (GOTTFRIED et al., 2012; PAULI et al., 2012), lo que podría dar lugar a una

importante reducción del área que ocupan (TRNKA et al., 2011). Dichos cambios provocarían, además, una disminución en la diversidad (GAVILÁN et al., 2017; GOTTFRIED et al., 2012; PAULI et al., 2012), y una alteración de la composición específica de los cervunales hacia una mayor dominancia de las hierbas gramíneas (BEDIA et al., 2011), más duras y menos apreciadas por el ganado, lo que afectaría negativamente a su uso como recurso para la ganadería extensiva. Para 2050, la presencia de la especie que da nombre a estos sistemas, el cervuno (*Nardus stricta*), podría verse comprometida,

especialmente en el sistema Central (BORREGA & LAVADO, 2016).

Debido al abandono progresivo de la ganadería extensiva, los cervunales de media montaña también se están viendo colonizados por especies arbustivas como la escoba negra (*Cytisus scoparius*), la retama blanca (*Genista florida*) o el codeso (*Adenocarpus hispanicus*) en las zonas situadas a mayor altitud, o el majuelo (*Crataegus monogyna*) y las pertenecientes a los géneros *Rosa* y *Rubus* en zonas inferiores (CASCOS-MARAÑA, 2012; RIGUEIRO et al., 2009). Si el abandono es continuo, pueden instalarse rebollares, pinares de *Pinus sylvestris* y robledales de *Quercus petraea* (ESCUADERO et al., 2008). Este incremento de la biomasa leñosa, en un escenario de aumento de las temperaturas y disminución de la precipitación media anual, así como de aumento de

la frecuencia e intensidad de tormentas secas con riesgo de rayos, podría tener como consecuencia un aumento de la frecuencia y la intensidad de incendios forestales (GONZÁLEZ & PUKKALA, 2007). La expansión de las actividades deportivas y turísticas fuera de espacios acotados para ello también podría afectar de forma negativa a este tipo de comunidades (RIGUEIRO et al., 2009), acentuando su fragmentación y, con ello, reduciendo su diversidad específica (PESCADOR et al., 2020), lo que las haría aún más vulnerables a los efectos del cambio climático. En algunas zonas de la comunidad, los cervunales se encuentran amenazados por el desarrollo de infraestructuras eólicas.

Prados-juncuales con *Molinia caerulea* sobre suelos húmedos gran parte del año

Estos sistemas son, aún en la actualidad, insuficientemente conocidos (GARCÍA-MADRID et al., 2014, 2016; RODRÍGUEZ-ROJO et al., 2020), por lo que no existe una evidencia científica clara de las amenazas que enfrentan a consecuencia del cambio climático (MARINAS et al., 2009). Sin embargo, al ser comunidades relativamente azonales y dependientes del agua subterránea, que no acusa de forma tan directa los rigores del clima, tendrían una cierta capacidad de resistir a un cambio climático moderado, especialmente en las áreas situadas al norte de la comunidad.

Estos sistemas se sitúan mayoritariamente en áreas de fondo de valle y próximas a núcleos de población, por lo que se ven comúnmente afectados por la desecación de los suelos de las áreas que ocupan debido al drenaje o la sobreexplotación de acuíferos, lo que podría tener un efecto más negativo aún en un escenario de aumento de las temperaturas y reducción de las precipitaciones. También se

ven afectados a raíz de su transformación en plantaciones forestales (p.e. *Populus* sp.), la urbanización e instalación de infraestructuras, y el abandono del pastoreo y las labores agrícolas relacionadas con su mantenimiento. Los prados juncuales con *Molinia caerulea* también pueden degradarse fácilmente si aumenta la presión ganadera en los mismos debido al pisoteo y a los aportes de nitrógeno procedentes de las deyecciones del ganado. En ese caso, se transforman en comunidades higo-nitrófilas caracterizadas por *Juncus inflexus* y *Mentha longifolia* (ESCUADERO et al., 2008), con una menor diversidad de especies y palatabilidad. Sin embargo, es poco previsible que estos impulsores de cambio interactúen con los derivados del cambio climático. A pesar de todas estas amenazas y de su degradación en muchas zonas, estos prados tienen una elevada capacidad de colonización en condiciones favorables.

Comunidades herbáceas higrófilas mediterráneas

Al igual que los prados-juncuales, las comunidades herbáceas higrófilas mediterráneas, son sistemas azonales y dependientes del agua subterránea, lo que, unido a su carácter dinámico, sugiere que podrían tener una cierta capacidad de resiliencia en un escenario de cambio climático moderado. Sin embargo, un incremento en la frecuencia y la intensidad de las sequías podría alterar la composición específica de estos pastizales, aumentando la abundancia de especies heliófilas o demandantes de luz, como *Retama sphaerocarpa*. Las comunidades herbáceas higrófilas mediterráneas resultan, además, enormemente frágiles ante la acción de ciertas perturbaciones antrópicas como el drenaje y la sobreexplotación de acuíferos, la contaminación de

aguas subterráneas o sobrefertilización de las zonas agrarias cercanas. Asimismo, el sobrepastoreo ha provocado una importante reducción del área ocupada por estos sistemas (SAN MIGUEL et al., 2009). Una disminución de la presión ganadera, sin embargo, podría facilitar la colonización de especies leñosas, como *Rubus* sp., *Tamarix gallica* y *Fraxinus* sp. (ESCUADERO et al., 2008), suponiendo a su vez un aumento del secuestro de CO₂ en las mismas. La extensión de la zona ocupada por estas comunidades se ha reducido de manera evidente debido a la construcción de infraestructuras y viviendas en zonas de fondo de valle.

Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*)

Al igual que ocurre con los dos tipos de pastizales anteriormente mencionados, los prados de siega de montaña podrían tener una cierta capacidad de resiliencia en un escenario de cambio climático moderado, especialmente al norte de Castilla y León.

Se trata de un sistema de enorme importancia ambiental y socioeconómica que ha sufrido profundas transformaciones durante las últimas décadas. Los situados en zonas de clima mediterráneo y en áreas más inaccesibles y con más dificultades para su mecanización, han sufrido un proceso de abandono o la reducción en la frecuencia de la siega, lo que ha provocado a su vez la colonización progresiva de árboles y arbustos pertenecientes a las especies presentes en los ribazos, setos y bosques adyacentes. En un escenario de aumento de las temperaturas y disminución de las precipitaciones, esto podría incrementar la frecuencia y la intensidad de los incendios forestales en las áreas que ocupan (REINÉ-VIÑALES, 2009). Por otra parte, la sustitución de la siega por un aprovechamiento del pasto a diente, de carácter extensivo, acaba transformando

estos prados en pastos vivaces dominados por la asociación *Festuco-Brometea*, con un menor número de especies herbáceas. También ha sido importante la intensificación del uso de estos prados que se ha dado en muchas áreas de clima atlántico, lo que ha generado una sobrefertilización que, a su vez, ha acabado favoreciendo la expansión de unas pocas especies herbáceas muy productivas en detrimento de las demás (REINÉ-VIÑALES, 2009). La contaminación de aguas subterráneas debido a los vertidos procedentes de núcleos urbanos cercanos también ha favorecido la dominancia de ciertas especies, algunas de ellas sub-arbustivas (p.e. *Rubus* sp.). Estos tres últimos impulsores de cambio han provocado una reducción de la diversidad específica, lo que podría disminuir la resiliencia de estos sistemas frente al cambio climático. En zonas de alta presión turística, muchos prados de siega han desaparecido debido a la expansión de áreas urbanizadas e infraestructuras. Se trata, además, de un hábitat amenazado por el desarrollo de infraestructuras eólicas.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

FOMENTAR LA DIVERSIDAD

Si los pastizales afrontan determinados cambios en el uso del suelo y las condiciones climáticas con una mayor diversidad de especies, tipos funcionales y genes, tendrán más recursos biológicos para adaptarse a los mismos. La composición específica debería mantenerse lo más parecida posible a la actual, con ligeras modificaciones inherentes a

la propia evolución de los sistemas de pastizales en un escenario de reducción de la precipitación y aumento de la temperatura media anual. Con las medidas adecuadas, la riqueza específica de los pastizales debería mantenerse, e incluso podría aumentar. Dentro de estas podemos destacar:

Controlar de la carga ganadera

El control de la carga ganadera resulta fundamental para mantener la diversidad de los pastizales. Los sistemas tradicionales de pastoreo en extensivo y movimiento de los rebaños entre diferentes regiones (trashumancia) o áreas a diferente altitud dentro de una misma región (transtermitancia) contribuían a dicho control. Sin embargo, la aplicación de los mismos es difícil hoy en día debido a problemas como el envejecimiento de los productores o el elevado coste de los combustibles. Podría fomentarse en cambio la práctica de medidas de ganadería regenerativa basadas en la rotación del pastoreo entre diferentes parcelas de una misma finca o entre fincas cercanas con turnos de 50-60 días (DÍAZ DE OTÁLORA et al., 2021). Medidas de este tipo están

siendo estudiadas actualmente dentro de los proyectos LIFE MIDMACC¹ y Polyfarming², en colaboración con los Gobiernos de Aragón y La Rioja, y la Generalitat de Catalunya.

¹ LIFE MIDMACC. Adaptando la media montaña al cambio climático. Accesible en: <https://life-midmacc.eu/es/>

² LIFE Polyfarming. Proyecto de demostración de un sistema de gestión agro-silvo-pastoral integrado para mejorar la sostenibilidad ambiental, social y económica en zonas de montaña mediterránea. Accesible en: <https://polyfarming.eu/>

Mejorar una adecuada conectividad entre los

Pueden desarrollarse programas de mejora de pastizales para facilitar su adaptación a condiciones cada vez más secas y cálidas, particularmente en los hábitats más vinculados al uso ganadero tales como los Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales, las Formaciones herbosas con

Nardus sobre sustratos silíceos y los Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*). Dichos programas deberían contemplar la introducción progresiva en el pasto de especies más tolerantes a la aridez.

Establecer de corredores ecológicos

Una adecuada conectividad entre los fragmentos de cada uno de los hábitats posibilitaría el desplazamiento de las poblaciones entre los que tengan un área menor y/o estén más aislados y los que sean mayores y/o estén más conectados, lo que aumentaría el intercambio genético y las posibilidades de supervivencia de las especies presentes en los primeros. Esta medida debería implementarse en dos

pasos, comenzando por la realización de un estudio de conectividad entre los diferentes fragmentos de cada uno de los hábitats señalados, y continuando con el desarrollo de acciones para el establecimiento de corredores ecológicos entre los distintos fragmentos, prestando especial atención a los que tengan un área menor y/o estén más aislados.

PROTEGER LAS PROPIEDADES DEL SUELO FRENTE A OTRAS PRESIONES

Es importante el desarrollo de medidas orientadas a mantener una concentración adecuada de nutrientes en los suelos de pastizal, evitando tanto la pérdida como el aumento de los mismos por erosión

o sobrefertilización, respectivamente. Para ello, es importante interrumpir la degradación de los perfiles edáficos y, a continuación, regenerarlos.

Promover una fertilización adecuada de los suelos de pastizal

Deben desarrollarse medidas tendentes a evitar la sobrefertilización de los suelos de pastizal, especialmente en los hábitats Comunidades herbáceas

higrófilas mediterráneas y Prados de siega de montaña (*Arrhenatherion*).

Control de la carga ganadera

Las medidas de control de la carga ganadera, que resultan muy importantes para mantener la diversidad de especies, tipos funcionales y genes

en los pastizales, son también especialmente útiles para proteger las propiedades del suelo en los mismos.

Realizar labores de conservación y ganadería regenerativa

Para evitar la erosión asociada al sobrepastoreo pueden promoverse labores de conservación de los suelos de pastizal inherentes al uso agropecuario,

como el desarrollo de cubiertas protectoras y el uso de la ganadería extensiva y/o regenerativa entre los productores (DÍAZ DE OTÁLORA et al., 2021).

REALIZAR LABORES DE RESTAURACIÓN

Al igual que en algunos lugares se trabaja para restaurar la cubierta forestal, en otros pueden realizarse acciones para incrementar el área ocupada por los sistemas de pastizal, que en muchos casos han desaparecido debido a la colonización de especies leñosas (especialmente arbustivas) durante las últimas décadas. Para la restauración de áreas de pastizal es imprescindible tanto la recuperación de la actividad ganadera que los mantenía como la realización de desbroces (NADAL-ROMERO et al., 2021b) o quemas prescritas (KOMAC et al., 2013) en áreas de pastizal.

Así, en la ZEC Parga-Ladra-Támoga (Lugo), en el marco del proyecto LIFE TREMEDAL³, se han desarrollado prados juncales con *Molinia caerulea* en hábitats artificiales creados al efecto (BERASTEGUI et al., 2016).

³ LIFE TREMEDAL PROJECT. 2015. LIFE+TREMENDAL. Life Tremendal Project. Recuperado el 22 de agosto de 2022. <https://lifetremedal.eu/>

HACER UN MANTENIMIENTO DE ENCLAVES REFUGIO

En ciertos escenarios de cambio climático no está asegurada la integridad de los enclaves refugio (IPCC, 2014). Es de vital importancia realizar un inventario de los mismos, especialmente en sistemas

particularmente amenazados como los Prados calcáreos kársticos o basófilos de *Alyso-Sedetalia* o las Formaciones herbosas con *Nardus*, y centrar en ellos los esfuerzos de conservación.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Para los distintos hábitats, las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

Pastizales salinos mediterráneos

Comarca 9: Humedal de los Arenales, Salgueros de Aldeamayor, Lagunas de Coca y Olmedo (Valladolid), Lagunas de Cantalejo y Santa María la Real de Nieva (Segovia). Esta comarca va a ser una

de las más afectadas por la disminución de la precipitación media anual y el consiguiente descenso del nivel freático, por lo que resulta prioritario establecer zonas de seguimiento en la misma.

Prados calcáreos kársticos o basófilos de *Alyso-Sedetalia*

Comarca 9: Hoces de los Ríos Duratón y Riaza (Segovia). Ídem hábitat anterior.

Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales

Comarca 10: Campo Azálvaro-Pinares de Peguerinos (Ávila). Especialmente los pastizales

existentes en los municipios de Bernuy-Salintero, Urraca-Miguel y Tornadizos de Ávila.

Formaciones herbosas con Prados juncuales con *Molinia caerulea* sobre sustratos silíceos

Comarca 10: Sierras de Gredos, Serrota y Paramera (Ávila). Especialmente las dos últimas, que al tener una menor altitud media y una orografía más sencilla contarán con un menor número de zonas

en las que las especies propias de estos sistemas puedan subsistir en las condiciones provocadas por el cambio climático (refugios climáticos). El área de estas será, además, previsiblemente menor.

Prados juncales con *Molinia caerulea*

Comarca 3: Lagunas del Tera y Vidriales (Zamora) y Montes Aquilanos-Sierra del Teleno (León). Estas zonas se sitúan en un área en la que la precipitación media anual es menor y la temperatura media anual

es mayor que en otras en las que aparece este hábitat, por lo que las comunidades herbáceas de las mismas se verán más afectadas en un escenario de cambio climático.

Comunidades herbáceas higrófilas mediterráneas

Comarca 5: Riberas de los ríos Huebra, Yeltes, Uces y afluentes, Riberas del Río Tera y afluentes (Zamora).

Comarca 9: Riberas del río Adaja y afluentes (Ávila), Lagunas de Sta. María la Real de Nieva y Cantalejo (Segovia) y Riberas de Castronuño (Valladolid). Ídem hábitat anterior.

Prados de siega de montaña

Comarca 10: El Rebollar (Salamanca), Sierras de la Paramera y La Serrota, Valle del Tiétar y Pinares del Bajo Alberche (Ávila), Sierra de Guadarrama (Segovia). Todos estos LIC se encuentran al sur del territorio de Castilla y León, en áreas situadas a baja altitud o que ya sufren un estrés hídrico considerable

durante los periodos de sequía estival, por lo que los prados de siega de montaña de las mismas pueden verse afectados de forma negativa por el cambio climático que los situados en áreas más húmedas, al norte de la comunidad.

REFERENCIAS

BEDIA, J., BUSQUÉ, J., & GUTIÉRREZ, J. M. 2011. PREDICTING PLANT SPECIES DISTRIBUTION ACROSS AN ALPINE RANGELAND IN NORTHERN SPAIN. A COMPARISON OF PROBABILISTIC METHODS. APPLIED VEGETATION SCIENCE, 14(3), 415-432. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1654-109X.2011.01128.X](https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01128.x)

BERASTEGUI, A., ZALDUA, A., IBARROLA, I., LARUMBE, J., PÉREZ, J., ZULAIKA, J., CARRERAS, J., VALDERRÁBANO, J., DÍAZ-GONZÁLEZ, T. E., BUENO-SÁNCHEZ, Á., MORA, A., FERNÁNDEZ-PASCUAL, E., M, R., HINOJO, B., & RAMIL, P. 2016. MANUAL DE BUENAS PRÁCTICAS EN LA GESTIÓN DE TURBERAS Y HUMEDALES. HAZI, DIPUTACIÓN FORAL DE ÁLAVA & DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA. [HTTPS://LIFETREMEDAL.EU/WP-CONTENT/UPLOADS/MANUAL-DE-BUENAS-PRACTICAS-EN-LA-GESTION-DE-TURBERAS-Y-HUMEDALES.PDF](https://lifetremedal.eu/wp-content/uploads/Manual-de-buenas-practicas-en-la-gestion-de-turberas-y-humedales.pdf)

BORREGA, R., & LAVADO, J. F. 2016. INFLUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN DE LOS CERVUNALES DE LA PENÍNSULA IBÉRICA. ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL. EN: TECNOLOGÍAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA EN EL ANÁLISIS ESPACIAL. APLICACIONES EN LOS SECTORES PÚBLICO, EMPRESARIAL Y UNIVERSITARIO. UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA, CÁCERES. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/312948910_INFLUENCIA_DEL_CAMBIO_CLIMATICO_EN_LA_DISTRIBUCION_DE_LOS_CERVUNALES_DE_LA_PENINSULA_IBERICA](https://www.researchgate.net/publication/312948910_INFLUENCIA_DEL_CAMBIO_CLIMATICO_EN_LA_DISTRIBUCION_DE_LOS_CERVUNALES_DE_LA_PENINSULA_IBERICA)

CASCOS-MARAÑA, C. 2012. LA SIMPLIFICACIÓN Y LA UNIFORMIDAD CRECIENTES EN LOS PAISAJES GANADEROS DE LA MONTAÑA HÚMEDA DE CASTILLA Y LEÓN, EL EJEMPLO DE BABIA Y LUNA. POLÍGONOS, REVISTA DE GEOGRAFÍA, 21, 149-178. [HTTP://DX.DOI.ORG/10.18002/POL.V0I21.29](http://dx.doi.org/10.18002/pol.v0i21.29)

- DÍAZ DE OTÁLORA, X., EPELDE, L., ARRANZ, J., C, G., RUIZ, R., & MANDALUNIZ, N. 2021. REGENERATIVE ROTATIONAL GRAZING MANAGEMENT OF DAIRY SHEEP INCREASES SPRINGTIME GRASS PRODUCTION AND TOPSOIL CARBON STORAGE. *ECOLOGICAL INDICATORS*, 125, 107484. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ECOLIND.2021.107484](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107484)
- DOBLAS-MIRANDA, E., PAQUETTE, A., & WORK, T. 2014. INTERCROPPING TREES' EFFECT ON SOIL ORIBATID DIVERSITY IN AGRO-ECOSYSTEMS. *AGROFORESTRY SYSTEMS*, 88(4), 671-678. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10457-014-9680-Y](https://doi.org/10.1007/s10457-014-9680-y)
- ESCUDERO, A. 2008. GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PROFILE/FRANCISCO-EZQUERRA/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON/LINKS/552D4EED0CF2E089A3AD724C/GUIA-BASICA-PARA-LA-INTERPRETACION-DE-LOS-HABITATS-DE](https://www.researchgate.net/profile/Francisco-Ezquerro/publication/274959001_Guia_basica_para_la_interpretacion_de_los_habitats_de_interes_comunitario_en_castilla_y_leon/links/552d4eed0cf2e089a3ad724c/Guia-basica-para-la-interpretacion-de-los-habitats-de)
- ESCUDERO, A., GARCÍA-CAMACHO, R., GARCÍA-FERNÁNDEZ, A., GAVILÁN, R. G., GIMÉNEZ-BENAVIDES, L., IRIONDO, J. M., ..., & PESCADOR, D. S. 2012. VULNERABILIDAD AL CAMBIO GLOBAL EN LA ALTA MONTAÑA MEDITERRÁNEA. *ECOSISTEMAS*, 21(3), 63-72. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2012.21-3.08](https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.08)
- ESPINAR, J. L. 2009. 1410 PASTIZALES SALINOS MEDITERRÁNEOS (*JUNCETALIA MARITIMI*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 77 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/1410_TCM30-196738.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protectivos/1410_tcm30-196738.pdf)
- GARCÍA-GÓMEZ, H., GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, I., VIVANCO, M.G., CALVETE-SOGO, H., BERMEJO-BERMEJO, V., VALIÑO, F., RÁBAGO, I. & ALONSO, R. 2017. DEPÓSITO ATMOSFÉRICO DE NITRÓGENO EN ESPAÑA Y EVALUACIÓN DEL RIESGO DE EFECTOS EN LOS HÁBITATS TERRESTRES DE LA RED DE PARQUES NACIONALES. *ECOSISTEMAS* 25(1), 55-65. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2017.26-1.08](https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.08)
- GARCÍA-MADRID, A. S., MOLINA, J. A., & CANTÓ, P. 2014. CLASSIFICATION OF HABITATS HIGHLIGHTS PRIORITIES FOR CONSERVATION POLICIES: THE CASE OF SPANISH MEDITERRANEAN TALL HUMID HERB GRASSLANDS. *JOURNAL FOR NATURE CONSERVATION*, 22(2), 142-156. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.JNC.2013.10.002](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.10.002)
- GARCÍA-MADRID, A. S., RODRÍGUEZ-ROJO, M. P., CANTÓ, P., & MOLINA, J. A. 2016. DIVERSITY AND CLASSIFICATION OF TALL HUMID HERB GRASSLANDS (*MOLINIO-HOLOSCHOENION*) IN WESTERN MEDITERRANEAN EUROPE. *APPLIED VEGETATION SCIENCE*, 19(4), 736-749. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/AVSC.12249](https://doi.org/10.1111/avsc.12249)
- GARCÍA-PAUSAS, J., ROMANYÀ, J., MONTANÉ, F., RÍOS, A. I., TAULL, M., ROVIRA, P., & CASALS, P. 2017. ARE SOIL CARBON STOCKS IN MOUNTAIN GRASSLANDS COMPROMISED BY LAND-USE CHANGES? EN: HIGH MOUNTAIN CONSERVATION IN A CHANGING WORLD. SPRINGER, CHAM, 207-230. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/978-3-319-55982-7_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-55982-7_9)
- GAVILÁN, R. G., VILCHES, B., FONT, X., & JIMÉNEZ-ALFARO, B. 2017. A REVIEW OF HIGH-MOUNTAIN ACIDOPHILOUS VEGETATION IN THE IBERIAN PENINSULA. *APPLIED VEGETATION SCIENCE*, 20(3), 513-526. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/AVSC.12314](https://doi.org/10.1111/avsc.12314)
- GONZÁLEZ, J.R. & PUKKALA, T. 2007. CHARACTERIZATION OF FOREST FIRES IN CATALONIA (NORTH-EAST SPAIN). *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH* 126(3), 421-429. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-006-0164-0](https://doi.org/10.1007/s10342-006-0164-0)
- GOTTFRIED, M., PAULI, H., FUTSCHIK, A., AKHALKATSI, M., BARANCOK, P., BENITO, J. L., COLDEA, G., DICK, J., ERSCHBAMER, B., FERNÁNDEZ-CALZADO, M. R., KAZAKIS, G., KRAJCI, J., LARSSON, P., MALLAUN, M., MICHELSEN, O., MOISEEV, D., MOISEEV, P., MOLAU, U., MERZOUKI, A., ..., & GRABHERR, G. 2012. CONTINENT-WIDE RESPONSE OF MOUNTAIN VEGETATION TO CLIMATE CHANGE. *NATURE CLIMATE CHANGE*, 2(2), 111-115. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/NCLIMATE1329](https://doi.org/10.1038/nclimate1329)
- IPCC. 2014. CLIMATE CHANGE 2014: SYNTHESIS REPORT. CONTRIBUTION OF WORKING GROUPS I, II AND III TO THE FIFTH ASSESSMENT REPORT OF THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. [HTTPS://WWW.IPCC.CH/REPORT/AR5/SYR/](https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/)
- KOMAC, B., KEFI, S., NUCHE, P., ESCÓS, J., & ALADOS, C. L. 2013. MODELLING SHRUB ENCROACHMENT IN SUBALPINE GRASSLANDS UNDER DIFFERENT ENVIRONMENTAL AND MANAGEMENT SCENARIOS. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 121, 160-169. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.JENVMAN.2013.01.038](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.038)
- LOIDI, J., PRIETO, J. A. F., HERRERA, M., & BUENO, Á. 2015. LA VEGETACIÓN DE LA COMARCA BURGALESA DE ESPINOSA DE LOS MONTEROS. *GUINEANA-REVISTA DE BOTÁNICA*, 20. [HTTPS://OJS.EHU.EUS/INDEX.PHP/GUINEANA/ARTICLE/VIEW/14193](https://ojs.ehu.eus/index.php/GUINEANA/ARTICLE/VIEW/14193)

LÓPEZ-SÁEZ, J. A., ABEL-SCHAAD, D., IRIARTE, E., ALBA-SÁNCHEZ, F., PÉREZ-DÍAZ, S., GUERRA-DOCE, E., DELIBES DE CASTRO, G., & ABARQUERO-MORAS, F. J. 2017. UNA PERSPECTIVA PALEOAMBIENTAL DE LA EXPLOTACIÓN DE LA SAL EN LAS LAGUNAS DE VILLAFÁFILA (TIERRA DE CAMPOS, ZAMORA). CUATERNARIO Y GEOMORFOLOGÍA, 31, 73-104. [HTTP://HDL.HANDLE.NET/10261/199479](http://hdl.handle.net/10261/199479)

MARINAS, A., GÓMEZ, D., & GARCÍA-GONZÁLEZ, R. 2009. 6410 PRADOS-JUNCALES CON MOLINIA CAERULEA SOBRE SUELOS HÚMEDOS GRAN PARTE DEL AÑO. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 54 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/6410_TCM30-196849.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/6410_tcm30-196849.pdf)

MITECO 2022. INVENTARIO NACIONAL DE GASES DE EFECTO INVERNADERO. COMUNICACIÓN A LA COMISIÓN EUROPEA EN CUMPLIMIENTO DEL REGLAMENTO (UE) N° 525/2013. MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO, MADRID. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/CALIDAD-Y-EVALUACION-AMBIENTAL/TEMAS/SISTEMA-ESPANOL-DE-INVENTARIO-SEI-ES_NIR_EDICION2022_TCM30-523942.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-es_nir_edicion2022_tcm30-523942.pdf)

NADAL-ROMERO, E., RUBIO, P., KREMYDA, V., ABSALAH, S., CAMERAAT, E., JANSEN, B., & LASANTA, T. 2021A. EFFECTS OF AGRICULTURAL LAND ABANDONMENT ON SOIL ORGANIC CARBON STOCKS AND COMPOSITION OF SOIL ORGANIC MATTER IN THE CENTRAL SPANISH PYRENEES. CATENA, 205, 105441. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.CATENA.2021.105441](https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105441)

NADAL-ROMERO, E., ZABALZA, J., FORONDA, A., LASANTA, T., PUEYO, Y., REINÉ, R., BARRANTES, O., LANA-RENAULT, N., & RUIZ, P. 2021B. REPORT WITH THE 1ST YEAR MONITORING RESULTS OF THE IMPLEMENTATION ACTION C1. DELIVERABLE 14 LIFE MIDMACC.

PAULI, H., GOTTFRIED, M., DULLINGER, S., ABDALADZE, O., AKHALKATSI, M., BENITO, J. L., COLDEA, G., DICK, J., ERSCHBAMER, B., FERNÁNDEZ-CALZADO, R., GHOSN, D., HOLTEN, J. I., KANKA, R., KAZAKIS, G., KOLLÁR, J., LARSSON, P., MOISSEV, P., MOISEEV, D., MOLAU, U., ..., & GRABHERR, G. 2012. RECENT PLANT DIVERSITY CHANGES ON EUROPE'S MOUNTAIN SUMMITS. SCIENCE, 336(6079), 353-355. [HTTPS://DOI.ORG/10.1126/SCIENCE.1219033](https://doi.org/10.1126/science.1219033)

PESCADOR, D. S., IRIONDO, J. M., LOSAPIO, G., & ESCUDERO, A. 2020. THE ASSEMBLY OF PLANT-PATCH NETWORKS IN MEDITERRANEAN ALPINE GRASSLANDS. JOURNAL OF PLANT ECOLOGY, 13(3), 273-280. [HTTPS://DOI.ORG/10.1093/JPE/RTAA011](https://doi.org/10.1093/jpe/rtaa011)

REINÉ VIÑALES, R. 2009. 6510 PRADOS DE SIEGA DE MONTAÑA (ARRHENATHERION). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID. MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. MADRID. 60 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/6510_TCM30-196853.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/6510_tcm30-196853.pdf)

RIBEIRO, S., LADERO, M., & ESPÍRITO-SANTO, M. D. 2013. PATTERNS OF FLORISTIC COMPOSITION OF MEDITERRANEAN MEADOWS AND MESOPHYTIC GRASSLANDS IN EASTERN CONTINENTAL PORTUGAL. PLANT BIOSYSTEMS, 147(4), 874-892. [HTTPS://DOI.ORG/10.1080/11263504.2013.788571](https://doi.org/10.1080/11263504.2013.788571)

RIGUEIRO, A., RODRÍGUEZ, M. A., & GÓMEZ-ORELANA, L. 2009. 6230 FORMACIONES HERBOSAS CON NARDUS, CON NUMEROSAS ESPECIES, SOBRE SUSTRATOS SILÍCEOS DE ZONAS MONTAÑOSAS (Y DE ZONAS SUBMONTAÑOSAS DE EUROPA CONTINENTAL) (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 66 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/6230.PDF](http://www.jolube.es/Habitat_Espana/documentos/6230.pdf)

RÍOS, S., & SALVADOR, F. M. 2009A. 6110 PRADOS CALCÁREOS KÁRSTICOS O BASÓFILOS DE ALYSSO-SEDETALIA (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: DIRECCIÓN GENERAL DE MEDIO NATURAL Y POLÍTICA FORESTAL, MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 66 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/6110.PDF](http://www.jolube.es/Habitat_Espana/documentos/6110.pdf)

RÍOS, S., & SALVADOR, F. M. 2009B. 6110 PRADOS CALCÁREOS KÁRSTICOS O BASÓFILOS DE ALYSSO-SEDETALIA (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: DIRECCIÓN GENERAL DE MEDIO NATURAL Y POLÍTICA FORESTAL, MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 66 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/6110.PDF](http://www.jolube.es/Habitat_Espana/documentos/6110.pdf)

RODRÍGUEZ-ROJO, M. P., FONT, X., GARCÍA-MIJANGOS, I., CRESPO, G., & FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. 2020. AN EXPERT SYSTEM AS AN APPLIED TOOL FOR THE CONSERVATION OF SEMI-NATURAL GRASSLANDS ON THE IBERIAN PENINSULA. BIODIVERSITY AND CONSERVATION, 29(6), 1977-1992. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10531-020-01963-1](https://doi.org/10.1007/s10531-020-01963-1)

SAN MIGUEL, A. 2009. 6420 COMUNIDADES HERBÁCEAS HIGRÓFILAS MEDITERRÁNEAS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. MADRID. 54 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/6420.PDF](http://www.jolube.es/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/6420.PDF)

TRNKA, M., OLESEN, J., KERSEBAUM, K., SKJELVA, G. A., EITZINGER, J., SEGUIN, B., ..., & ŽALUD, Z. 2011. AGROCLIMATIC CONDITIONS IN EUROPE UNDER CLIMATE CHANGE. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 17(7), 2298–2318. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1365-2486.2011.02396.X](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02396.x)

8.3.4. SISTEMAS DE MATORRALES

LEONOR CALVO GALVÁN

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Los sistemas de matorral existentes en Castilla y León presentan características morfológicas, estructurales y de composición florística muy variadas; a efectos de su adecuada descripción

ecológica y de un análisis de vulnerabilidad al cambio climático y de estrategias de adaptación más apropiado, se han distinguido las siguientes



Comunidad dominada por Calluna vulgaris (Brezales Alpinos y Boreales), en el Puerto de San Isidro (León). Foto de CALVO, L.



Comunidad de brezal dominado por Erica australis (Brezales Secos Europeos), Puerto Ventana (León). Foto de CALVO, L.



Comunidad con Cytisus purgans, Torre de Babia (León). Foto de CALVO, L.

Vegetación gipsícola mediterránea (*Gypsophiletalia*)

Comunidades caracterizadas por la presencia de *Lepidium subulatum*, *Ononis tridentata*, o de alguno de los dos representantes especialistas del género *Gypsophila* (*G. struthium* subsp. *struthium* y *G. struthium* subsp. *hispanica*), siempre sobre suelos yesosos en los que se desarrolla una costra física superficial extraordinariamente resistente

y dura, formada por la precipitación de sales en superficie debido a la evaporación de agua saturada. Las plántulas de los gipsófitos son capaces de sobrepasar la costra durante sus primeras fases de desarrollo, pero en el tiempo pueden estar desplazadas por otras comunidades arbóreas (ESCUADERO, 2009).

Brezales húmedos atlánticos

Brezales de escasa talla dominados generalmente por *Erica tetralix* y en menor medida *E. ciliaris* y *Calluna vulgaris*, desarrollados sobre suelos ácidos y oligotróficos, con factores limitantes como el nitrógeno y fósforo, constantemente húmedos y regularmente encharcados. Se encuentra en zonas montañosas, en situación intermedia

ente turberas y brezales secos. Frecuentemente comparten áreas con cervunales (OJEDA, 2009). Es relativamente frecuente en las montañas del extremo noroccidental de Castilla y León, y de forma presencial en las montañas del sur y en el Sistema Ibérico Septentrional.

Brezales secos europeos

Formaciones arbustivas de talla media con especies de brezo (*Erica* spp., principalmente *E. australis*, *E. umbellata* y *E. cinerea*) y *Pterospartum tridentatum* como especies dominantes. Se desarrollan sobre suelos silíceos o bien calizas fuertemente lavadas, con pH bajo y en ombrotipos relativamente húmedos. Los escenarios en los que aparecen son muy amplios y van desde los dominados por *Erica umbellata*, que generalmente se asocian a elementos típicamente mediterráneos como son las cistáceas (*Cistus populifolius* o *C. psilosepalus*) en el extremo más mediterráneo, a los brezales de *Erica cinerea* acompañados por tojos (*Ulex gallii*) de la cordillera Cantábrica, que ocuparían el extremo

más húmedo. En situaciones intermedias se encuentran las formaciones de *Erica arborea* o las de *E. scoparia* con *Cistus laurifolius* (OJEDA, 2009). Por lo tanto, está ampliamente distribuido en la comunidad autónoma, frecuentemente en altitudes medias de las montañas del cuadrante noroccidental. Cubre buena parte de las sierras leonesas y zamoranas, en el Sistema Ibérico Septentrional o sobre las areniscas de la cordillera Cantábrica, así como pequeños fragmentos en Ayllón (Segovia), al suroeste de Salamanca y en el valle del Tiétar en el sur de Ávila.

Brezales alpinos y boreales

Se trata de matorrales rastreros y de poca talla, dominados por nanofanerófitos y caméfitos de varios géneros de las familias de las ericáceas (*Vaccinium* y *Arctostaphylos*) y cupresáceas (*Juniperus*), que se sitúan sobre suelos bien

drenados de laderas inclinadas o espolones en las altas montañas. Desde el punto de vista edáfico, se asientan sobre suelos ácidos, en general poco profundos, tipo umbrisol (ESCUADERO et al., 2008).

Brezales oromediterráneos con aliaga

Matorrales dominados por genistas, frecuentemente espinosas, y en muchas ocasiones endémicas y con un área de distribución muy restringida, que pueden aparecer tanto sobre sustratos silíceos como básicos, principalmente en zonas de media montaña. Las especies características de

suelos silíceos son *Genista florida*, *G. obtusiramea*, *G. sanabrensis*, *G. hystrix*, *Cytisus scoparius*, *C. multiflorus*, *C. striatus*, *Adenocarpus hispanicus* o *A. complicatus*, y las de suelos calcáreos *Genista hispanica*, *G. legionensis*, *G. rigidissima* o *Erinacea anthyllis* (BONET et al., 2009).

Formaciones montanas de *Cytisus purgans*

Formaciones retamoides dominadas por *Cytisus oromediterraneus* frecuentemente acompañados por otras leguminosas como *Equinospartum* spp., *Adenocarpus* spp, *Genista obtusiramea* y *Genista*

sanabriensis (DE LA CRUZ ROT, 2009). Son comunidades de matorral de muy amplia extensión en las montañas silíceas de Castilla y León.

Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos

Matorrales retamoides dominados por *Retama sphaerocarpa* y por otras especies de los géneros *Genista* y *Cytisus*. Las comunidades dominadas por *Retama* spp. suelen tener un carácter colonizador, y las formaciones de *Genista* spp. o *Cytisus* spp. suelen ocupar cotas inferiores de relieves montañosos, cerros, laderas de gran pendiente o pies de cantiles, donde constituyen remanentes de vegetación en las estaciones ecológicas más inaccesibles

a la intervención humana. Hay que destacar su papel como fijadoras de nitrógeno, y, por lo tanto, la fertilización del medio que suponen. Esto influye en que formen sistemas de mosaico con pastizales (CABELO, 2009). Por su singularidad, se han de destacar los espinares termófilos de los arribes del Duero en Salamanca, con presencia de *Asparagus albus*, *Rhamnus lycioides* y *Cistus albidus*, situados en la Comarca 8.

Matorrales arborescentes de *Juniperus* spp.

Formaciones arbustivas dominadas por especies del género *Juniperus*, como el enebro común (*J. communis*), enebro de miera (*J. oxycedrus*), sabina mora (*J. phoenicia*), o sabina rastrera (*J. sabina*). Se distribuyen especialmente en zonas montañosas, y generalmente aparecen asociados a suelos básicos los dominados por *Juniperus communis* o *J. phoenicia*, o en sistemas silíceos los dominados por *J. oxycedrus*. Este tipo de comunidades tiene una estructura generalmente abierta, con enebros individuales o en pequeños grupos, bien sea en matrices

de pastizales o de otros matorrales, como por ejemplo *Vaccinium myrtillus*, *Cytisus oromediterraneus*, *Quercus coccifera*, *Cistus ladanifer*, *Cistus laurifolius*, entre otros, formaciones montañosas de *Cytisus purgans* o brezales alpinos y boreales en función de la importancia en el contexto del paisaje que constituyen. Los enebrales, puntualmente, pueden haber tenido su origen en antiguos pastizales que se han ido cerrando, pero también en procesos de degradación de los bosques (ESCUADERO et al., 2008).

Jarales y cantuesares

Son comunidades con estructura simple y una composición florística poco diversa, dominada por cistáceas y labiadas, muy ricas en compuestos aromáticos. Las presencias de hojarasca con compuestos aromáticos pueden provocar fenómenos alelopáticos y retrasar los procesos de descomposición. Estas formaciones se asientan sobre terrenos silíceos generalmente degradados. Son formaciones dominadas por jarales (*Cistus* spp.), cantuesares (*Lavandula* spp.) y tomillares (*Thymus* spp.). Entre estas formaciones las dominadas por

Cistus ladanifer constituyen las más extensas en la comunidad, que suelen aparecer habitualmente en sistemas monoespecíficos o bien en ocasiones en agrupaciones mixtas con brezales (principalmente en León y norte de Zamora). Se ven favorecidas por los incendios forestales, y aparecen desde el piso termo- hasta el supramediterráneo y bajo ombroclimas de semiáridos a subhúmedos inferiores. También están presentes en suelos ácidos bajo clima mediterráneo (LÓPEZ LEIVA et al., 2009).

Romerales, salviares y tomillares

Formaciones de estructura muy simple y un amplio dominio de labiadas (*Salvia rosmarinus*) y agrupaciones mixtas de (*Lavandula latifolia* y *Salvia lavandulifolia*). Son comunidades con especies que presentan alta concentración de metabolitos secundarios y se asientan sobre sustratos ricos en bases. Ambos aspectos dificultan los procesos de

descomposición, y por lo tanto la disponibilidad de nutrientes en el suelo. En general, son formaciones sometidas a intensos procesos de degradación por sobrepastoreo y, con frecuencia, incendios recurrentes. Se distribuyen desde el piso termo- hasta el supramediterráneo, sobre suelos básicos y climas mediterráneos (LÓPEZ LEIVA et al., 2009).

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

Los impactos asociados al cambio climático en los organismos, las poblaciones y los ecosistemas pueden verse reflejados en alteraciones fisiológicas, fenológicas o demográficas que modifican la composición de las comunidades y su funcionamiento, pudiendo alterar las interacciones bióticas y resultando en diversas formas de afectación de los servicios ecosistémicos que proveen. El aumento de la temperatura como consecuencia del cambio climático puede reducir la producción de semillas y frutos, y por tanto afectar al tamaño poblacional y a la distribución por edades que garantice su supervivencia. Uno de los ejemplos más significativos del efecto de la sequía extrema, debido al aumento de la temperatura y la reducción de la precipitación, es el aumento de la mortalidad de las plántulas de diferentes especies del género *Juniperus* en zonas de montaña, como *Juniperus communis* (HERRERO & ZAVALA, 2015; TUMAJER et al., 2021). Así mismo, puede producirse una disminución de la capacidad germinativa en áreas donde las poblaciones están muy envejecidas, como por ejemplo en diferentes especies del género *Erica*, *Cistus* y *Juniperus*. También se ha podido observar la reducción de la biomasa foliar por sequías extremas en los brezales de *Erica australis* del norte de la provincia de León (CALVO et al., 2012).

Entre las comunidades de matorral, las clasificadas como matorrales termomediterráneos y pre-estépicos tienen una buena capacidad de resistir al aumento de la temperatura y la sequía. Esta capacidad de adaptación radica en el mantenimiento del

sistema en la etapa de crecimiento y madurez adecuada, impidiendo que lleguen a etapa degenerativa por encima de 50-60 años, momento a partir del cual reducen su capacidad reproductora y la resiliencia del sistema frente a cambios climáticos o globales (ESCUADERO et al., 2008). Por lo tanto, este tipo de formaciones tienen posibilidades de sobrevivir bajo situaciones de sequía extrema.

Los cambios en la composición de especies de las comunidades de matorral, debido principalmente a las diferentes respuestas específicas de cada especie frente al estrés climático, homogeneizarán las comunidades y afectarán a su estructura (VV AA, 2009). Las diferencias en las tasas de reclutamiento de las especies que conforman la comunidad pueden conducir a una homogenización de los matorrales y a la pérdida de la diversidad. Así mismo, los cambios en la composición y estructura de las comunidades de plantas afectarán al funcionamiento global del ecosistema, provocando modificaciones en los niveles tróficos superiores, haciéndolos en muchos casos menos resilientes (SANZ & GALÁN, 2020).

En relación a la expansión del área de plagas y enfermedades, muchas de las comunidades de matorral, como las dominadas por las especies de *Erica* y *Calluna*, son afectadas por diferentes especies de herbívoros, entre los que destacan los crisomélidos (*Lochmaea suturalis*), los cuales presentan unos patrones de crecimiento significativos que actúan defoliando las especies dominantes (TABOADA et al., 2016). Los picos de crecimiento de los herbívoros

podrían estar asociados, en parte, a años con aumento de las temperaturas y disminución de las precipitaciones. También se pueden producir casos de defoliación por insectos herbívoros en áreas con mayor disponibilidad de nitrógeno, visto en los ataques a *Calluna vulgaris* y *Erica arborea* en sistemas de montaña. El problema radica en que las comunidades de matorral en fase senescente reducen su posibilidad de respuesta frente a las perturbaciones, afectando a la riqueza y diversidad de las comunidades vegetales.

Aquellas comunidades situadas en altitudes elevadas y con especies menos resistentes al cambio climático es previsible que, en un escenario futuro más árido, cambien su composición y distribución. Así, los patrones de cambio de la mayor parte de las comunidades de matorral de Castilla y León se asociarán con la ascensión altitudinal, como ya se ha observado en otros enclaves con comunidades de piorno serrano (*Cytisus oromediterraneus*) y el enebro común (*Juniperus communis*) en la sierra de Guadarrama y en el Pirineo (SANZ & GALÁN, 2020). Estas migraciones se atribuyen al incremento de la temperatura y a los cambios en los usos del suelo (principalmente la reducción de la actividad ganadera y las quemadas controladas para generar pasto). Las formaciones montañas de *Cytisus purgans*, en el momento actual están extendiéndose en detrimento de pastizales de diente, principalmente cervunales, como consecuencia de la caída de la cabaña ganadera. Sin embargo, en algunos de sus enclaves montañosos se está observando un ascenso altitudinal, posiblemente asociado a los procesos de cambio climático, lo que les afectará de forma negativa en su área de distribución (DE LA CRUZ ROT, 2009).

Entre las comunidades de matorral que deben ser consideradas con muy alto riesgo por el posible ascenso altitudinal motivado por el cambio climático, buscando condiciones óptimas, cabe señalar a los brezales húmedos atlánticos y los brezales alpinos y boreales. Este ascenso ocasionará una reducción del hábitat disponible y una amenaza a su persistencia (MORÁN-ORDOÑEZ et al., 2013). Con respecto a los brezales húmedos atlánticos, se trata de un hábitat de carácter permanente ligado a la presencia de agua en el suelo dentro de un determinado umbral, por lo que son muy sensibles frente a un aumento de la sequía como consecuencia del cambio climático. Este tipo de comunidades son especialmente singulares y merecen un mayor esfuerzo de conservación las representaciones meridionales, ubicadas en pleno dominio mediterráneo. En el caso de los brezales alpinos y boreales, su situación en el piso subalpino indica que puede ser particularmente sensible al cambio climático (VV AA, 2009). El uso tradicional del fuego y el aprovechamiento ganadero en régimen extensivo de estas comunidades

ha permitido su extensión en terreno típicamente forestal. Su fuerte dependencia de las condiciones climáticas y microtopográficas hace que esta comunidad sea muy variable (dinámica) en su distribución espacio-temporal. Así, el aumento de temperatura y la falta de humedad reducen su área de distribución, principalmente de las comunidades situadas a mayores altitudes y con requerimientos específicos de humedad.

En cuanto a la vegetación gipsícola mediterránea (*Gypsophiletalia*), el estado de conservación de este tipo de hábitat es delicado. Dado su carácter finícola (viven en el límite de su área de distribución), pequeñas modificaciones en las condiciones que los mantienen pueden ser determinantes para su viabilidad a nivel regional. Tradicionalmente, el factor más importante de perturbación lo constituía el ganado ovino en régimen extensivo (ESCUADERO, 2009). El efecto más evidente era la compactación del suelo, lo cual confería a la costra yesosa un valor de dureza superficial muy alto. Sin embargo, en los últimos años la disminución de la carga ganadera ha favorecido su conservación. Otro de los factores que más han afectado a esta comunidad son las reforestaciones con *Pinus halepensis* y en menor medida *P. pinea* durante las décadas de los 60 y 70, ya que han influido en la disminución de su área de distribución. Por lo tanto, para las comunidades de vegetación gipsícola, la incidencia del cambio global es muy elevada, ya que la capacidad de desplazamiento latitudinal y dispersión está muy limitada debido a su distribución y los condicionantes ambientales concretos asociados a suelos yesosos. Por otro lado, se considera que es un sistema muy frágil, con una gran cantidad de endemismos y muy condicionada por los cambios ambientales, principalmente los niveles y la calidad del agua, y por la acción antropogénica (ESCUADERO et al., 2008).

En general, la presencia de muchas de las comunidades de matorral está asociada o bien al cambio en los usos tradicionales, es decir, zonas originariamente pastadas y que se han abandonado, o a la disminución de zonas forestales arboladas que han sufrido incendios recurrentes. Para estas últimas, las adaptaciones de la mayor parte de las especies de matorral son efectivas frente al actual régimen de incendios, sin embargo, el incremento en la recurrencia o severidad de los mismos, previsto por el cambio climático, podría impedir la activación de sus mecanismos de respuesta y provocar el inicio de su degradación con respecto a su situación actual. Así, la elevada recurrencia de incendios afecta a la capacidad de regeneración de muchas de las especies características de las comunidades de matorral, tanto a las que emplean como mecanismos el rebrote vegetativo (*Erica australis*) como

la germinación (*Erica umbellata* y *Calluna vulgaris*). Este aumento en la recurrencia y severidad podría ser mucho más impactante en sistemas dominados por especies germinadoras obligatorias, ya que podrían no tener tiempo suficiente para recuperar su banco de semillas entre incendios consecutivos. Algunas especies como *Erica australis*, típicamente rebrotadora por la presencia de lignotubérculos, que es una adaptación muy eficaz, demuestra signos de elevada mortalidad como consecuencia de incendios de alta severidad en la sierra del Teleno de la provincia de León (CALVO et al., 2012). En el caso de los piornales, las amenazas son muy parecidas a los brezales, ya que la recuperación post-fuego de muchas de las leguminosas dominantes puede estar condicionada por las altas temperaturas que se alcancen (TARREGA et al., 1992).

El aumento del aporte de nitrógeno por deposición atmosférica afecta de forma singular a los brezales debido a un efecto directo en el suelo, alterando los ciclos de nutrientes y causando un efecto indirecto debido a una mayor presión de herbivoría, como se ha visto en los callunares (CALVO-FERNÁNDEZ et al., 2017). Es importante resaltar que la mayor parte de las comunidades de matorral están adaptadas a desarrollarse en condiciones de baja disponibilidad de nutrientes, principalmente nitrógeno. Por lo tanto, un aumento en la deposición atmosférica del mismo provocará cambios funcionales en el ecosistema, condicionando la persistencia del mismo, principalmente en etapas degenerativas. Esto es especialmente significativo en todos los brezales.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la diversidad estructural y de composición de especies

Se pretende promover la diversidad como estrategia de estabilidad ante la incertidumbre. En las comunidades de matorral, la principal forma de promover su diversidad es evitar grandes incendios, lo cual se consigue facilitando la heterogeneidad del paisaje, es decir, sistemas parcheados con diferentes edades y estadios de ciclo vital que contribuyan a mantener e incrementar la diversidad específica y estructural, consiguiendo paisajes más resilientes que contribuyan a la preservación de áreas de elevada biodiversidad (GARCÍA-LLAMAS et al., 2020).

Estos sistemas en mosaico podrían alcanzarse con el mantenimiento de los sistemas de usos tradicionales de los mismos, como ocurre en la cordillera Cantábrica, siendo los puertos receptores del pastoreo principalmente por ovejas, pero también por ovino y caballar en los brezales. El pastoreo facilita la distribución en parcheados de

estas comunidades de matorral, y, por lo tanto, una disposición en mosaicos que engloben las diferentes etapas del ciclo de vida de las comunidades de brezal (FERNÁNDEZ-GUISURAGA et al., 2022). Así mismo, en los enebrales, la actuación del pastoreo con cargas ganaderas adecuadas reduciría su envejecimiento, retrasando los procesos de senescencia o la colonización arbórea. Esto se puede conseguir a través del uso de quemas prescritas en manchas de matorral y de recuperación de pastos a través del desbroce de matorral. Las líneas de actuación serán realizar quemas controladas o desbroces en diferentes tiempos, permitiendo las actividades tradicionales como el pastoreo. Como ya se ha mencionado, el uso de estas herramientas solo tiene sentido cuando se planifica la introducción de los rebaños de ovejas, vacas y caballos que permitirán el mantenimiento de estos mosaicos paisajísticos (GARCÍA-LLAMAS et al., 2019).

Proteger los sistemas de matorral frente a acciones antrópicas

Se trata de evitar reforestaciones con arbolado, ya que de forma natural los matorrales son sistemas que viven en ausencia de cubierta vegetal arbórea y, en general, están dominados por plantas heliófilas.

También se incluye el acotamiento de los matorrales después de incendios para fomentar la regeneración natural del sistema.

Proteger la calidad y cantidad de suelo frente a otras presiones

Comprende todas aquellas acciones destinadas a mantener y restaurar la calidad del suelo y su fertilidad, minimizando las alteraciones estructurales y favoreciendo los aportes de materia orgánica y nutrientes -nitrógeno, leguminosas-.

Dentro de las posibles medidas de adaptación para evitar las pérdidas de la calidad de suelo y humedad edáfica en las comunidades de matorral

podemos destacar como actuación principal el evitar grandes incendios, cuya severidad pueda influir negativamente en las características químicas, físicas y biológicas del suelo en los primeros cinco centímetros, dificultando la germinación de las especies germinadoras obligatorias como *Calluna vulgaris*, *Erica umbellata*, *Cistus ladanifer* o *Cistus laurifolius*.

Control de plagas para mejorar el estado de vitalidad de las especies dominantes de la

Consiste en identificar los ciclos de las especies plaga (herbívoros) asociadas a un mayor contenido foliar de nitrógeno de las especies dominantes en las comunidades de brezal, y mediante estrategias de gestión en mosaicos (quemadas prescritas/

desbroces) conseguir estadios de desarrollo de estas comunidades (fases de crecimiento, o fases de madurez) que mejor resistan el impacto de los herbívoros que modifiquen el equilibrio ecológico de las mismas.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

De todas las comunidades de matorral, destacar por su prioridad en cuanto al nivel de conservación los brezales húmedos atlánticos dominados por *Erica tetralix*, *E. ciliaris* y *Calluna vulgaris*, y la vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*). Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

Comarca 1: Lago de Sanabria y alrededores

- i. Comarca 2: Valle de San Emiliano, Babia
- ii. Comarca 4: Valle de Mena
- iii. Comarca 10: Sierra de Gredos

Otras comunidades prioritarias a considerar son las formaciones arbustivas de baja cobertura y dominadas por gipsófitos como *Lepidium subulatum*, *Ononis tridentata*, *Gypsophila struthium* subsp. *struthium* y *G. struthium* subsp. *hispanica*. Para este caso, las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

- i. Comarca 5: Montes del Cerrato y Montes Torozos-Páramo de Torquemada-Astudillo
- ii. Comarca 6: Quejigares de Gómara-Nájima
- iii. Comarca 7: Cigudosa-San Felices

REFERENCIAS

BONET, F. J., ZAMORA, R., GASTÓN, A., MOLINA, C., & BARRIEGO, P. 2009. 4090 MATORRALES PULVINULARES ORÓFILOS EUROPEOS MERIDIONALES. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 122 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/4090.PDF](http://www.jolube.es/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/4090.PDF)

CABELO, J. 2009. 5330 MATORRALES TERMOMEDITERRÁNEOS, MATORRALES SUCULENTOS CANARIOS (MACARONÉSICOS) DOMINADOS POR EUPHORBIAS ENDÉMICAS Y NATIVAS Y TOMILLARES SEMIÁRIDOS DOMINADOS POR PLUMBAGINÁCEAS Y QUENOPODIÁCEAS ENDÉMICAS Y NATIVAS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 170 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/5330.PDF](http://www.jolube.es/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/5330.PDF)

CALVO, L., BAEZA, L., MARCOS, E., SANTANA, V., PAPANASTASIS, V. 2012. POST-FIRE MANAGEMENT OF MEDITERRANEAN SHRUBLANDS. EN: POST-FIRE MANAGEMENT AND RESTAURATION OF SOUTHERN EUROPEAN FOREST. SERIE MANAGEMENT FOREST ECOSYSTEM. SPRINGER, 24, 293-319.

CALVO-FERNÁNDEZ, J, MARCOS, E., CALVO, L. 2017. BULK DEPOSITION OF ATMOSPHERIC INORGANIC NITROGEN IN MOUNTAINOUS HEATHLAND ECOSYSTEMS IN NORTH-WESTERN SPAIN. ATMOSPHERIC RESEARCH, 183, 237-244. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ATMOSRES.2016.09.006](https://doi.org/10.1016/J.ATMOSRES.2016.09.006)

DE LA CRUZ ROT, M. 2009. 5120 FORMACIONES MONTANAS DE CYTISUS PURGANS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 53 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.NET/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/5120.PDF](http://www.jolube.net/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/5120.PDF)

ESCUADERO, A., & AL. 2008. *GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN*. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. 432 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON](https://www.researchgate.net/publication/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON)

ESCUADERO, A. 2009. 1520 VEGETACIÓN GIPSÍCOLA MEDITERRÁNEA (GYPSOPHILETALIA) (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 78 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/1520.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/1520.pdf)

FERNÁNDEZ-GUISURAGA, J.M., FERNÁNDEZ-GARCÍA, V., TARREGA, R., MARCOS, E., MONTE, P., BELTRAN, D., HUERTA, S., CALVO, L., 2022. TRANSHUMANT SHEEP GRAZING ENHANCES ECOSYSTEM MULTIFUNCTIONALITY IN PRODUCTIVE MOUNTAIN GRASSLANDS: A CASE STUDY IN THE CANTABRIAN MOUNTAINS. *FRONTIERS IN ECOLOGY AND EVOLUTION*. *FRONTIERS IN ECOLOGY AND EVOLUTION*, 10:861611. [HTTPS://DOI.ORG/10.3389/FEVO.2022.861611](https://doi.org/10.3389/fevo.2022.861611)

GARCÍA-LLAMAS, P., GEIJZENDORFFER, I.R., GARCÍA-NIETO, A.P., CALVO, L., SUÁREZ-SEOANE, S., CRAMER, W. 2019. IMPACT OF LAND COVER CHANGE ON ECOSYSTEM SERVICE SUPPLY IN MOUNTAIN SYSTEMS: A CASE STUDY IN THE CANTABRIAN MOUNTAINS (NW OF SPAIN). *REGIONAL ENVIRONMENTAL CHANGE*, 19: 529-542. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10113-018-1419-2](https://doi.org/10.1007/s10113-018-1419-2)

HERRERO A. & ZAVALA M.A. 2015 *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Documento de Síntesis. MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, MADRID.

LÓPEZ LEIVA, C., ESPINOSA RINCÓN, J., & BENGOA, J. 2009. *MAPA DE VEGETACIÓN DE CASTILLA Y LEÓN*. SÍNTESIS 1:400.000. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE.

MORÁN-ORDÓÑEZ, A., BUGTER, R., SUÁREZ-SEOANE, S., DE LUIS, E., & CALVO, L. 2013. TEMPORAL CHANGES IN SOCIO-ECOLOGICAL SYSTEMS AND THEIR IMPACT ON ECOSYSTEM SERVICES AT DIFFERENT GOVERNANCE SCALES: A CASE STUDY OF HEATHLANDS. *ECOSYSTEMS*, 16(5), 765-782. [HTTPS://LINK.SPRINGER.COM/ARTICLE/10.1007/S10021-013-9649-0](https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-013-9649-0)

OJEDA, F. 2009. 4030 BREZALES SECOS EUROPEOS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 66 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/4030.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/4030.pdf)

SANZ, M. J., & GALÁN, E. 2020. *IMPACTOS Y RIESGOS DERIVADOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN ESPAÑA*. OFICINA ESPAÑOLA DE CAMBIO CLIMÁTICO. MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO, MADRID.

TABOADA, A., MARCOS, E., CALVO, L. 2016. DISRUPTION OF TROPHIC INTERACTIONS INVOLVING THE HEATHER BEETLE BY ATMOSPHERIC NITROGEN DEPOSITION. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* 218: 436-445. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.ENVPOL.2016.07.023](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.023)

TARREGA, R., CALVO, L., TRABAUD, L. 1992. EFFECT OF HIGH TEMPERATURES ON SEED GERMINATION OF TWO WOODY LEGUMINOSAE. *VEGETATIO*, 102: 139-147. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/BF00044730](https://doi.org/10.1007/BF00044730)

TUMAJER, J., BURAS, A., CAMARERO, J. J., CARRER, M., SHETTI, R., WILMKING, M., ..., & MICHALETZ, S. 2021. GROWING FASTER, LONGER OR BOTH? MODELLING PLASTIC RESPONSE OF JUNIPERUS COMMUNIS GROWTH PHENOLOGY TO CLIMATE CHANGE. *GLOBAL ECOLOGY AND BIOGEOGRAPHY*, 30(11), 2229-2244.

VV. AA. 2009. *BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA*. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/RED-NATURA-2000/RN_TIP_HAB_ESP_BASES_ECO_PRELIMINARES.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx)

8.3.5. TURBERAS

DAPHNE LÓPEZ MARCOS

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

A continuación, se describen una serie de hábitat que incluyen una gran variedad de humedales, cuyo representante más conocido son las turberas, pero también trataremos de abordar la descripción ecológica de otros hábitats húmedos presentes en Castilla y León como son las áreas pantanosas o las formaciones tobáceas. Aunque estos hábitats se desarrollan en condiciones ambientales muy variadas (diferentes ámbitos geomorfológicos y diversos sustratos litológicos

y edáficos), comparten su fuerte dependencia de condiciones hidrológicas muy determinadas, como la naturaleza y calidad de las aguas de alimentación, y la necesidad común de niveles freáticos próximos a la superficie para su formación y persistencia (VV AA, 2009). Además, todos ellos albergan una importante biodiversidad, no tanto por su riqueza en especies, sino por la presencia de flora y fauna altamente especializada (VV AA, 2009).

Turberas elevadas activas

De acuerdo con MARTÍNEZ et al. (2009a), este hábitat presenta una distribución esencialmente atlántica, encontrándose en su mayor parte en áreas de montaña. Su dimensión es reducida, de no más de unas pocas hectáreas, y aparece asociada a formas del terreno cóncavas (MARTÍNEZ et al., 2009a). Son turberas ácidas ombrotáficas, es decir, pobres en nutrientes minerales y alimentadas por agua de lluvia con un nivel de agua en general más elevado que el de la capa freática del entorno (MARTÍNEZ et al., 2009a). El término "activas" quiere decir que todavía poseen un área significativa con vegetación formadora de turba, pero también incluye turberas donde la formación activa de turba se ha

detenido temporalmente, como tras un incendio o durante un ciclo climático natural, por ejemplo, un período de sequía (MARTÍNEZ et al., 2009a). Se estructuran generalmente en complejos de vegetación que suelen aparecer contiguos a cervunales húmedos y brezales higroturbosos hacia las zonas más secas, a comunidades acuáticas de aguas oligótroficas en las charcas que pueden quedar en su interior, y al igual que el resto de turberas no suelen verse afectadas por cambios sucesionales (MARTÍNEZ et al., 2009a). Según ESCUDERO et al. (2008), la vegetación característica de las turberas elevadas está compuesta por ciperáceas, como *Carex echinata* o *Eriophorum angustifolium*, y otras

herbáceas, como *Molinia caerulea*, *Deschampsia flexuosa*, *D. cespitosa*, *Agrostis hesperica* o *A. curtisii*. Los briófitos del género *Sphagnum* también están presentes, pero sólo unas pocas especies se pueden considerar como parte de la vegetación dominante (*Sphagnum subsecundum*, *S. subnitens* y *S. denticulatum*). Otras especies, aunque no sean muy abundantes, sí que confieren cierta peculiaridad a la vegetación de las turberas como, por ejemplo, las plantas insectívoras del género *Drosera*. De acuerdo con la fichas resumen de los formularios oficiales

de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León¹, aparece descrito en numerosos LICs de nuestra comunidad: Sierra de Gredos, Bosques del Valle de Mena, Embalse del Ebro, Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Montes de Valnera, Alto Sil, Montaña Central de León, Omañas, Picos de Europa en Castilla y León, Valle de San Emiliano, Fuentes Carrionas y

¹ Natura 2000 en Castilla y León: <https://rednatura.jcyl.es/natura2000/inicio.html>

Turberas de cobertor

De acuerdo con MARTÍNEZ et al. (2009b), este tipo de hábitat es propio de regiones muy lluviosas, desarrolladas en topografías llanas o zonas de suave pendiente, siempre en condiciones de escaso drenaje superficial y sin conexión directa con el agua del subsuelo. Las turberas de cobertura, en sentido estricto, no suelen sufrir abombamientos, y se desarrollan y generan suelos con alto contenido en materia orgánica muy ácidos (MARTÍNEZ et al., 2009b). Según ESCUDERO et al. (2008), a nivel florístico son bastante homogéneas y presentan el aspecto de un tapiz herbáceo dominado por ciperáceas y

gramíneas, como *Carex durieui*, *Eriophorum angustifolium*, *Molinia caerulea* o *Avenella flexuosa*. Los esfagnos como *Sphagnum auriculatum*, *S. compactum*, *S. cuspidatum*, *S. papillosum*, se sitúan en un estrato inferior. También suelen llevar elementos leñosos, como *Erica mackaiana* o *Calluna vulgaris*, y otras herbáceas características de estos ambientes como *Gentiana pneumonante*, *Potentilla erecta*, o *Drosera rotundifolia*. Este es un tipo de hábitat propio de las regiones oceánicas del oeste y norte de Europa, extremadamente raro en la península ibérica (MARTÍNEZ et al., 2009b).

Mires o turberas bajas de transición

De acuerdo con MARTÍNEZ et al. (2009c), este hábitat está representado especialmente en los territorios cántabro-atlánticos, donde están presentes los lagos someros y otras superficies acuáticas o encharcadas de la zona templada fría. Son hábitats formadores de turba, se encuentran a menor elevación que el terreno circundante y reciben aportes de aguas de escorrentía superficial e incluso aguas subterráneas, y tienden a sufrir un proceso de sucesión en el que las formaciones de turba colonizan los márgenes, tendiendo a la colmatación progresiva (MARTÍNEZ et al., 2009c). Según ESCUDERO et al. (2008), la vegetación consiste en un tapiz herbáceo dominado por cárices, como *Carex limosa*, *C. rostrata*, *C. lasiocarpa* o *C. diandra*, y esfagnos como

Sphagnum recurvum, *S. squarrosum* o *S. warnstorffii*. Además, aparecen acompañados siempre de otros briófitos y plantas presentes como *Drosera longifolia*, *Viola palustris*, *Menyanthes trifoliata*. De acuerdo con la fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, aparecen descritos en numerosos LICs de nuestra comunidad: Sierra de Gredos, Bosques del Valle de Mena, Embalse del Ebro, Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Montes de Valnera, Alto Sil, Montaña Central de León, Montes Aquilanos y Sierra de Teleno, Omañas, Picos de Europa en Castilla y León, Valle de San Emiliano, Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina, Candelario, Lago de Sanabria y alrededores y Sierra de la Cabrera.

Depresiones en substratos turbosos de *Rhynchosporium*

MARTÍNEZ et al. (2009d), son comunidades vegetales pioneras definidas a escala de nano y microtopo. Tienen una existencia corta que no suele ser superior a una decena de años. *Rhynchosporium* es alianza dinámica y fragmentaria que puede aparecer en complejos mosaicos con vegetación de humedales, en turberas de transición y depresiones de turberas elevadas y de cobertor, y son colonizadoras de substratos ácidos turbosos desnudos, resultantes de la erosión artificial o natural de las turberas (MARTÍNEZ et al., 2009d). Según ESCUDERO et al. (2008), estas superficies desnudas son tapizadas fundamentalmente por ciperáceas, sobre todo por especies de *Rhynchospora*, como *R. alba* o la mucho más rara *R. fusca*, o por especies de *Eleocharis*, *Carex*, algunas juncáceas como *Juncus bulbosus* y

droseras como *Drosera intermedia* o *D. rotundifolia*, que contribuyen a aumentar la diversidad de estas comunidades, aunque en ocasiones algunas de estas especies pueden llegar a dominar la comunidad formando cubiertas casi monoespecíficas. A veces vive en estos medios el pterodófito primitivo *Lycopodiella inundata*, de elevado interés biogeográfico (ESCUDERO et al., 2008). Se distribuyen en la región biogeográfica Atlántica y está presente en la comarca 2. De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, está también descrito en diversos LICs de nuestra comunidad: Sierra de Gredos, Bosques del Valle de Mena, Embalse del Ebro, Alto Sil, Valle de San Emiliano, Sierras de Urbión y Cebollera, Sierra de la Cabrera.

Áreas pantanosas calcáreas con *Cladium mariscus* y especies de *Caricion devallianae*

Según GARCÍA-RODEJA et al. (2009), son hábitats de márgenes de aguas, fluyentes o estancadas, que se desarrollan sobre suelos calcáreos higroturbosos y hidromorfos, como gleysoles y fluvisoles. Ocupan los islotes turbosos de los humedales en los que el agua está casi siempre presente, pero huyendo de las partes más profundas, ya que están dominados por plantas helófitas (GARCÍA-RODEJA et al., 2009). Forman comunidades dominadas por la masega (*Cladium mariscus*) en mosaico con otras plantas de borde de tablas de agua como el carrizo (*Phragmites australis*) y ciperáceas de menor porte como *Carex elata* o *C. hispida*. Pueden estar sometidas a un manejo tradicional de quema y siega periódica para evitar la instalación de vegetación de mayor porte como los carrizales, menos propicia para la nidificación de muchas aves de interés cinegético como las

anátidás (GARCÍA-RODEJA et al., 2009). De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, están descritos en diversos LICs como Riberas del Ayuda y Riberas del Zadorra donde se ha descrito fauna del Anexo II de la Directiva Hábitats¹ como alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*), visón europeo (*Mustela lutreola*), nutria europea (*Lutra lutra*), sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*), doncella de ondas rojas (*Euphydrys aurinia*). También aparece en otros enclaves no prioritarios como en Espinosa del Cerrato (Palencia).

¹ ANTHOS. 2011. Information System of the plants of Spain. Real Jardín Botánico, CSIC - Fundación Biodiversidad. Recuperado en diciembre de 2021 de <http://www.anthos.es/>

Formaciones tobáceas generadas por comunidades briofíticas en aguas carbonatadas

Según CARCAVILLA et al. (2009), las tobas calcáreas están ampliamente distribuidas vinculadas a acuíferos carbonatados (en su mayor parte), aunque también pueden estar asociadas a acuíferos de naturaleza mixta. La presencia de tobas con aguas rezumantes hace que la determinación de los fragmentos de este hábitat resulte sencilla, siendo especialmente abundantes en ríos y surgencias del ámbito mediterráneo (CARCAVILLA et al., 2009). Son manantiales de agua carbonatada con formación activa de travertinos o tobas calcáreas, localizadas en diversos ambientes como bosques y zonas abiertas (CARCAVILLA et al., 2009). Generalmente son de tamaño reducido (formaciones lineales o puntuales) y están dominados por briófitas como *Cratoneurion commutati*, y a veces aparecen especies como *Eucladium verticillatum* (CARCAVILLA et al., 2009). Se desarrollan en microambientes de alta humedad y sobre sustratos compuestos por materiales de dominancia calcítica, con pH básicos y donde la evolución edáfica es casi siempre muy escasa (CARCAVILLA et al., 2009). Requieren aguas limpias que favorezcan la insolación y sin detritos en suspensión que puedan degradar o eliminar los biofilms y las superficies biológicas de las formaciones higrófilas incrustantes (CARCAVILLA et al., 2009). Presentan un elevado interés por la convergencia de

procesos geológicos, químicos y biológicos, y por la elevada fragilidad y rápida respuesta a variaciones de condiciones ambientales, por lo que pueden ser utilizados como indicadores (CARCAVILLA et al., 2009). En Castilla y León aparecen en las comarcas 2 y 10. De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, aparecen vinculadas a diversos LICs de nuestra comunidad como Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Monte Santiago, Montaña Central de León, Picos de Europa en Castilla y León, Valle se San Emiliano, Sabinas del Arlanza, Sabinas Sierra de Cabrejas y Fuentes Carrionas, y Fuente Cobre-Montaña Palentina. Sin embargo, también aparecen en muchas otras zonas como Río Blanco, La Toba de la Sierra de las Cabrejas, Cañón del río Lobos, Caracena y Tiermes, Flanco Norte de la Sierra de Pela, Sierra de Moncayo, Tubilla del Agua, Orbaneja del Castillo, Peña Amaya-Humada, Sierra de Tesla y Valdivieso, Montes de Miranda de Ebro y Ameyugo, Montes Obarenes, Embalse de Sobrón-La Toba, Tobalina-Valle del Purón, Barcina del Barco-Arroyo de Aguabuena, Frías, Tobera-Frías, Condado de Treviño, Sierra de los Ancares, Las Tuerces, Sierra de Ayllón, Hoces del río Riaza y Hoces del río Duratón.

Turberas minerotróficas alcalinas

Según GARCÍA-RODEJA & FRAGA (2009), esta comunidad se distribuye por montañas calcáreas en medios frescos o fríos con humedad constante en el suelo. Son humedales desarrollados sobre suelos permanentemente saturados en agua rica en bases, frecuentemente calcárea y con el nivel freático situado ligeramente por encima o por debajo de la superficie del sustrato (GARCÍA-RODEJA & FRAGA, 2009). Se caracterizan por una descomposición de la materia orgánica entrecada por la falta de oxígeno y de actividad microbiana, lo que da como resultado la acumulación de material vegetal muerto y semi-descompuesto, creando suelos de turba donde no se producen abombamientos en el sustrato (GARCÍA-RODEJA & FRAGA, 2009). En este tipo de turberas, la mayor riqueza del sustrato permite la instalación de

comunidades, en general, más diversas. Así, las especies de *Sphagnum*, propias de ambientes ácidos, se encuentran sustituidas por musgos pardo-rojizos, como *Campylium stellatum*, *Drepanocladus intermedius*, *D. revolvens*, *Cratoneuron commutatum*, *Acrocladium cuspidatum*, *Ctenidium molluscum*, *Fissidens adianthoides* o *Bryum pseudotriquetrum* (ESCUADERO et al., 2008). Según ESCUDERO et al. (2008), también se encuentran especies calcícolas de cárcices o ciperáceas, como *Carex davalliana*, *C. lepidocarpa*, *C. hostiana*, *C. panicea*, *Juncus subnodulosus*, *Scirpus cespitosus*, *Eleocharis quinqueflora*, y por una flora herbácea muy rica que incluye *Tofieldia calyculata*, *Dactylorhiza incarnata*, *D. traunsteineri*, *D. traunsteinerioides*, *D. russowii*, *D. majalis* ssp. *brevifolia*, *D. cruenta*, *Liparis loeselii*, *Herminium*

monorchis, *Epipactis palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Pedicularis sceptrum-carolinum*, *Primula farinosa* o *Swertia perennis*. En Castilla y León se encuentran en las comarcas 2, 3, 9 y 10, y de acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León, aparecen descritos en diversos LICs de nuestra comunidad: Monte Santiago, Sierra de la Demanda, Montaña Central de León, Montes Aquilanos y Sierra de Teleno, Valle de San Emiliano, Picos de Europa En Castilla y León, Sierras De Urbión y Cebollera y Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina.

Según ESCUDERO et al. (2008), la existencia de especies raras y con poblaciones muy pequeñas es constante en las turberas, de manera que debemos tener presente que el mantenimiento de estas es imprescindible para mantener plantas tan singulares en nuestra comunidad como *Myrica gale*, *Lycopodiella inundata* o *Pilularia globulifera*. Las turberas cuentan con un buen número de especies relevantes, muchas de ellas bajo algún régimen de protección en Castilla

y León, las cuales se pueden ver afectadas por la acción del cambio climático. Así, especies como *Eryngium viviparum*, *Potentilla fruticosa* y *Salix hastata* subsp. *picoeuropeana* presentan la categoría de vulnerable; *Carex hostiana*, *Carex limosa*, *Drosera intermedia*, *Equisetum variegatum*, *Juncus balticus* subsp. *cantabricus* y *Spiranthes aestivalis*, la de especie de atención preferente; y *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *nobilis* la de especie de aprovechamiento regulado según ANTHOS¹.

¹ DIRECTIVA 92/43/CEE DEL CONSEJO, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. <https://www.boe.es/doue/1992/206/L00007-00050.pdf>



Turbera entre brezales en una zona afectada por incendios reiterados (Truchas, León). Foto de SEVILLA, F.



Detalle de una turbera (Puebla de Lillo, León). Foto de SEVILLA, F.



Turbera en colada glaciar (Murias de Paredes, León). Foto de EZQUERRA, J.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

La capacidad de adaptación de estos hábitats al cambio climático que se avecina es muy limitada, dado que en muchos casos se trata de comunidades relictas vinculadas a microambientes específicos (ESCUDERO et al., 2008).

Las turberas del área mediterránea de Castilla y León son especialmente sensibles por su carácter relictivo (ESCUDERO et al., 2008), y aunque los efectos aún están por determinar, es presumible que el aumento de las concentraciones de CO² y consecuentemente de las temperaturas, así como los cambios en el régimen hidrológico y en el nivel freático, afecten a las tasas de acumulación de turba, al reciclado de nutrientes y a la composición de las comunidades vegetales (VV AA, 2009). Los aportes de agua en cantidad y calidad son imprescindibles para el mantenimiento de las turberas, de forma que cualquier modificación de dichos parámetros hará desaparecer la turbera en muy poco tiempo (MARTÍNEZ et al, 2009a). Algunas investigaciones sugieren que una proporción muy elevada de las turberas podrían verse desde severa a muy severamente afectadas por el cambio climático (TARNOCAI, 2006), lo que conllevaría a un aumento de la mineralización de la materia orgánica y la consiguiente transformación del hábitat de turbera de sumideros a fuentes de gases de efecto invernadero (FREEMAN et al., 2001). Además, cuando los aportes de agua cesan o el sistema se drena, las turberas ceden paso en primer lugar a comunidades arbustivas, y finalmente a formaciones forestales higrófilas (MARTÍNEZ et al, 2009a), lo que puede conllevar una elevada pérdida de biodiversidad.

En el caso de los manantiales petrificantes, tal como comentan CARCAVILLA et al. (2009), es la alteración de las características químicas del agua que reciben estos hábitats derivados del cambio global la que puede resultar determinante para su conservación: cuando los complejos tobáceos dejan de recibir aguas carbonatadas, las comunidades que aparecen son totalmente diferentes (CARCAVILLA et al., 2009), lo que de nuevo se asocia a una gran pérdida de biodiversidad muy ligada a estos ambientes tan especiales.

Es necesario considerar que en la actualidad existen otras amenazas, derivadas en mayor medida del cambio de uso de los espacios que del cambio climático. Así, MARTÍNEZ et al. (2009d) mencionan que los principales impactos que pueden condicionar este tipo de comunidades son: el drenaje o la desecación, con fines generalmente agrícolas o por la explotación excesiva de los acuíferos, lo que ha causado una importante regresión de estas comunidades; la fertilización, pues modifica el carácter oligotrófico de las turberas, lo que genera eutrofización que, combinada con el drenaje, acelera los procesos de mineralización; la degradación por exceso de carga ganadera contribuye a la aceleración de la erosión, al aumento de la compactación y a la eutrofización por el aporte de nutrientes vía deyecciones; y también la construcción de infraestructuras como la apertura de caminos de acceso a parques eólicos causa erosión y arrastre de sólidos, lo que a su vez incide en el aumento de la carga de sólidos. En este sentido, CARCAVILLA et al. (2009) dicen que el aumento de concentración de sólidos en suspensión, la contaminación de las aguas y las modificaciones en el caudal afectan de manera muy relevante a las formaciones tobáceas en aguas carbonatadas.

Uno de los impactos más relevantes en este tipo de comunidades es la transformación de la vegetación, ya que son muy sensibles a la introducción de otras especies más vigorosas, las cuales desplazan a las especies típicas de las turberas afectando a su grado de naturalidad y a su diversidad biológica. Estos cambios en la vegetación pueden tener diversas causas, como el cambio en la naturaleza físico-química de las turberas; la introducción de otras especies; la deforestación, lo que provoca la pérdida de fitoestabilidad; o la colonización espontánea de especies arbóreas como abedules, sauces y en ocasiones pináceas, las cuales pueden alterar el ambiente característico de la turbera. En este sentido, se han observado declives relacionados con la proliferación natural de pinos en las turberas que dan cobijo a *Myrica gale* en Soria y Burgos. (ESCUDERO et al., 2008; MARTÍNEZ et al, 2009a).

MARTÍNEZ et al. (2009a) también citan como otras perturbaciones asociadas a estas comunidades los incendios forestales, pues favorecen el rebrote de vegetación que posteriormente aprovecha el ganado; la contaminación del agua, derivada de la escorrentía agrícola lo que genera un elevado

riesgo de eutrofización; o la fragmentación, pues los tamaños críticamente reducidos de estas comunidades no permiten asegurar el mantenimiento de poblaciones de especies clave para este tipo de hábitats.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Controlar la expansión de especies diferentes a las propias que componen estas comunidades

La situación óptima se obtiene cuando la composición de especies no se ve alterada por la entrada de especies diferentes a las propias de estas comunidades. Las turberas son conocidas por ser comunidades permanentes cuya composición de especies no suele verse afectada por cambios sucesionales (MARTÍNEZ et al, 2009a). Así, cambios en

la vegetación derivados del cambio en la naturaleza físico-química de las turberas, la introducción de otras especies, la deforestación o la colonización espontánea de especies arbóreas procedentes de repoblaciones próximas pueden alterar el ambiente característico de las turberas (ESCUADERO et al., 2008; MARTÍNEZ et al, 2009a).

Gestionar el aprovechamiento ganadero y controlar la presión ejercida por el pastoreo

En el caso de los masegares, tal y como dicen GARCÍA-RODEJA et al. (2009), tanto el déficit como el exceso de pastoreo pueden afectar a la persistencia de distintos tipos de hábitats. La situación óptima se obtiene cuando la carga ganadera permite que las masas de masega no se conviertan en monoespecíficas (GARCÍA-RODEJA et al., 2009), por ello una presencia moderada de ganado puede favorecer la permanencia de los enclaves y contribuir a mantener la diversidad biológica. Una presión elevada provoca un efecto negativo y destructor al perturbar

la estructura del suelo y de la vegetación (GARCÍA-RODEJA et al., 2009).

Sin embargo, tal y como dicen MARTÍNEZ et al. (2009b) en el caso de las turberas, aunque la carga ganadera sea baja, el ganado contribuye a la aceleración de la erosión y al aumento de la compactación. La situación óptima se obtiene cuando la carga ganadera permite la presencia de las especies características de la comunidad y el efecto del diente, las deyecciones o el pisoteo no producen modificaciones en la misma.

Fomentar los niveles de humedad y calidad edáficas adecuadas

Ya se ha mencionado en este documento que el drenaje, la desecación o la explotación excesiva de los acuíferos que nutren estos ecosistemas son algunos de los impactos más relevantes que afectan a estas comunidades tan sensibles alterando sus

características hidrológicas. Así, la situación óptima se obtiene cuando el nivel de humedad es el adecuado para la pervivencia de las comunidades lo que evita la pérdida de calidad del suelo y de humedad edáfica (MARTÍNEZ et al, 2009d).

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

i. Comarca 1 - Bierzo-Sanabria

a. Los hábitats “turberas elevadas activas” y “mires de transición” descritos en el LIC Lago de Sanabria y alrededores por carecer de plan de gestión.

b. Los hábitats “turberas elevadas activas”, “mires de transición” y “depresiones en substratos turbosos del *Rhynchosporium*” descritos en el LIC Sierra de la Cabrera por carecer de plan de gestión y porque la presencia del hábitat prioritario “turberas elevadas activas” no ha sido confirmada en la revisión de Formularios de Datos Normalizados Natura 2000, publicada el 03/02/2016.

ii. Comarca 4 – Oeste

a. Los hábitats prioritarios “áreas pantanosas calcáreas con *Cladium mariscus* y especies de *Caricion devallianae*” descritos en los LICs Riberas del Ayuda y del Zadorra por ser los únicos representantes de este tipo en Castilla y León.

b. Los hábitats “turberas elevadas activas”, “mires de transición” y “depresiones en substratos turbosos del *Rhynchosporium*” descritos

en el LIC Embalse del Ebro por carecer de plan de gestión.

c. Los hábitats “mires de transición” y “formaciones tobáceas generadas por comunidades briofíticas en aguas carbonatadas” del LIC Ojo Guareña por carecer de plan de gestión.

d. El hábitat prioritario “formaciones tobáceas generadas por comunidades briofíticas en aguas carbonatadas” descrito en el LIC Montes Obarenes por carecer de plan de gestión.

e. Los hábitats “turberas elevadas activas”, “mires de transición” y “formaciones tobáceas generadas por comunidades briofíticas en aguas carbonatadas” del LIC Hoces del Alto Ebro y Rudrón por carecer de plan de gestión y porque la presencia de los hábitats “turberas elevadas activas” y “mires de transición” no ha sido confirmada en la revisión de Formularios de Datos Normalizados Natura 2000 publicada el 21/04/2015.

REFERENCIAS

CARCAVILLA, L., DE LA HERA, A., FIDALGO, C., & GONZÁLEZ, J. A. 2009. 7220 FORMACIONES TOBÁCEAS GENERADAS POR COMUNIDADES BRIOFÍTICAS EN AGUAS CARBONATADAS (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 62 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/7220.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/7220.pdf)

ESCUADERO, A., & AL. 2008. GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. 432 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON](https://www.researchgate.net/publication/274959001_Guia_basica_para_la_interpretacion_de_los_habitats_de_interes_comunitario_en_castilla_y_leon)

FREEMAN, C., EVANS, C. D., MONTEITH, D. T., REYNOLDS, B., & FENNER, N. 2001. EXPORT OF ORGANIC CARBON FROM PEAT SOILS. *NATURE*, 412(6849), 785. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1038/35090628](https://doi.org/https://doi.org/10.1038/35090628)

GARCÍA-RODEJA, E., & FRAGA, M. I. 2009. 7230 TURBERAS MINEROTRÓFICAS ALCALINAS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 58 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/7230.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/7230.pdf)

GARCÍA-RODEJA, E., FRAGA, M. I., FIDALGO, C., & GONZÁLEZ, J. A. 2009. 7210 ÁREAS PANTANOSAS CALCÁREAS CON *CLADIUM MARISCUS* Y ESPECIES DE *CARICION DAVALLIANAE* (*). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 62 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/7210.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/7210.pdf)

MARTÍNEZ, A., PONTEVEDRA, X., NÓVOA, J. C., RODRÍGUEZ, R., & LÓPEZ-SÁEZ, J. A. 2009a. TURBERAS ÁCIDAS DE ESFAGNOS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 64 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/EN/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/71_TCM38-196858.PDF](https://www.miteco.gob.es/en/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/71_tcm38-196858.pdf)

MARTÍNEZ, A., PONTEVEDRA, X., NÓVOA, J. C., RODRÍGUEZ, R., LÓPEZ-SÁEZ, J. A., RODRÍGUEZ RACEDO, J., COSTA, M., FERRO, C., & FERRÍN, C. 2009b. 7130 TURBERAS DE COBERTOR (* PARA LAS TURBERAS ACTIVAS). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 34 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/7130.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/7130.pdf)

MARTÍNEZ, A., PONTEVEDRA, X., NÓVOA, J. C., RODRÍGUEZ, R., LÓPEZ-SÁEZ, J. A., RODRÍGUEZ, J., COSTA, M., FERRO, C., & FERRÍN, C. 2009c. 7140 MIREDES DE TRANSICIÓN (TREMEDALES). EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 34 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/7140.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/7140.pdf)

MARTÍNEZ, A., PONTEVEDRA, X., NÓVOA, J. C., RODRÍGUEZ, R., LÓPEZ, J. A., FERRÍN, C., FERRO, C., COSTA, M., & RODRÍGUEZ, J. 2009d. 7150 DEPRESIONES EN SUBSTRATOS TURBOSOS DEL *RHYNCHOSPORIUM*. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 28 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/7150.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/7150.pdf)

TARNOCAI, C. 2006. THE EFFECT OF CLIMATE CHANGE ON CARBON IN CANADIAN PEATLANDS. *GLOBAL AND PLANETARY CHANGE*, 53, 222-232. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.GLOPLACHA.2006.03.012](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.03.012)

VV. AA. 2009. BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/RED-NATURA-2000/RN_TIP_HAB_ESP_BASES_ECO_PRELIMINARES.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx)

8.3.6. SISTEMAS ROCOSOS

DAPHNE LÓPEZ MARCOS

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Se trata de hábitats muy condicionados por el factor estructural, es decir, las características mineralógicas del substrato como es el grado de fracturación, determinante a la hora de su desarrollo, el factor morfogenético o la dinámica de la ladera y el factor climático, es decir, las variables climáticas unidas a la altitud (VV AA, 2009b).

Por otro lado, cabe resaltar que estas comunidades tienen un marcado carácter permanente derivado de la acción de procesos erosivos (VV AA, 2009b). Así, dados estos condicionantes se les considera ecosistemas islas con una elevada tasa de endemismo (VV AA, 2009b).

Desprendimientos rocosos occidentales y termófilos

Según FORNÓS et al. (2009a) este hábitat está compuesto por comunidades pioneras que colonizan lugares móviles o semimóviles que incluyen acúmulos de piedras en las laderas con vegetación dispersa que enraíza entre el material detrítico. Recibe distintas denominaciones, como canchales, cascajares, gleras, pedregales, pedreras o pedrizas (FORNÓS et al., 2009a). Son medios ocupados por vegetales perennes que crecen en los huecos disponibles entre las piedras, los cuales suelen contar con mecanismos de resistencia a la inestabilidad del sustrato (FORNÓS et al., 2009a). La crudeza de estos medios hace que la cobertura vegetal sea muy escasa, con apenas unas pocas matas aisladas (ESCUADERO et al., 2008), lo que les convierte en enclaves con una elevada endemismo. Es decir, presentan pocas especies vegetales en cada localidad, pero diferentes en las distintas unidades biogeográficas, por ello la diversidad florística

conjunta es muy elevada (FORNÓS et al., 2009a). Así, según ESCUDERO et al. (2008), en los canchales frescos y silíceos es común encontrar una comunidad dominada por diferentes helechos, como *Criptogramma crista* o *Dryopteris oreades*; las gleras calizas pueden contener taxones como *Arenaria grandiflora* o *Sedum sediforme*; y en las gleras quionófilas, donde producen acúmulos de nieve hasta muy avanzada la estación, las plantas que allí se encuentran presentan limitado su periodo de crecimiento, aunque el deshielo proporciona un ambiente húmedo favorable para especies como *Saxifraga praetermissa* o *Ranunculus alpestris* (ESCUADERO et al., 2008). De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León¹, aparecen descritos

¹ Natura 2000 en Castilla y León: <https://rednatura.jcyl.es/natura2000/inicio.html>

en diversos LICs de nuestra comunidad: Sierra de Gredos, Sierra de la Paramera y Serrota, Valle de Iruelas, Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Montes Obarenes, Sierra de la Demanda, Sierra de la Tesla-Valdivielso, Alto Sil, Montaña Central de León, Montes Aquilanos y Sierra de Teleno, Omañas, Picos

de Europa en Castilla y León, Sierra de los Ancares, Valle de San Emiliano, Covalagua, Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina, Las Tuerces, Candelario, Encinares de Sierra del Costanazo, Sierra del Moncayo, Sierras de Urbión y Cebollera, Lago de Sanabria y Alrededores y Sierra de la Cabrera.

Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica

Este hábitat que se presenta sobre pendientes rocosas calcícolas (ESCUADERO et al., 2008) se caracteriza por una cobertura siempre baja de plantas vasculares que se desarrollan en los sistemas de fracturas y fisuras, de manera que en el resto de la pared sólo aparecen musgos y líquenes (FORNÓS et al., 2009b). Dado este carácter fisurícola, se caracterizan por un elevado estrés hídrico, pues, aunque las lluvias pueden ser abundantes, las pequeñas bolsas de suelo sobre las que crecen rara vez permiten acumular agua, y por ello, presentan plantas con biotipos crasos y con metabolismo fotosintético muy conservador (FORNÓS et al., 2009b). Aunque parecen sistemas muy sencillos, manifiestan una compleja heterogeneidad espacial (FORNÓS et al., 2009b). Así, la variación en la composición florística se debe a diferencias en altitud, exposición, disponibilidad hídrica, naturaleza de la roca o pendiente (FORNÓS et al., 2009b). Sin embargo, la mayor parte de esta heterogeneidad es debida al aislamiento derivado de su discontinuidad espacial y, como en el caso anterior, se trata de comunidades con pocas especies en cada lugar, pero muy ricas en conjunto merced a ese factor biogeográfico (FORNÓS et al., 2009b). Según ESCUDERO et al. (2008), algunas de las especies características de estos hábitats son *Asplenium petraeae*, *A. trichomanes*, *A. celtibericum*, *A.*

fontanum, *Sarcocapnos eneaphylla*, *Chaenorhinum organifolium*, *Antirrhinum meonanthum*, *A. majus*, *Sedum dasyphyllum*, *Petrocoptis* spp., *Rhamnus pumila*, *Campanula adsurgens*, *Silene boryi*, *S. saxifraga*, *Saxifraga moncayense* o *S. canaliculata*.

De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la red natura 2000 de la Junta de Castilla y León, las pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica se encuentran descritas en diversos LICs de nuestra comunidad: Bosques del Valle De Mena, Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Humada-Peña Amaya, Montes de Miranda de Ebro y Ameyugo, Montes de Miranda de Ebro y Ameyugo, Ojo Guareña, Sabinares del Arlanza, Sierra de la Demanda, Sierra de la Tesla-Valdivielso, Montaña Central de León, Montes Aquilanos y Sierra de Teleno, Omañas, Las Tuerces, Hoces del Río Duratón, Hoces del Río Riaza, Sabinares de Somosierra, Sierra de Ayllón, Sierra de Pradales, Altos de Barahona, Cigudosa-San Felices, Encinares de Sierra del Costanazo, Encinares de Tiermes, Pinar de Losana, Quejigares y Encinares de Sierra del Madero, Sabinares de Ciria-Borobia, Sabinares Sierra de Cabrejas.

Laderas y salientes rocosos silíceos con vegetación casmofítica

Este hábitat se encuentra restringido a territorios donde dominan materiales geológicos como granitos, gneises, areniscas, pizarras, esquistos y conglomerados silíceos (ESCUADERO et al., 2008) y está dominado por comunidades permanentes, dado que se asienta en las cumbres de las sierras donde

está sometido a procesos de erosión hídrica y eólica, causa principal que impide la evolución y desarrollo de los suelos (PÉREZ-ALBERTI & LÓPEZ-BEDOYA, 2009). En estos enclaves, las plantas quedan refugiadas en grietas o viven en suelos muy poco desarrollados sobre pequeñas repisas (PÉREZ-ALBERTI

& LÓPEZ-BEDOYA, 2009). Por ello, la cobertura de plantas vasculares siempre es baja, pero los líquenes saxícolas son muy abundantes, dotando a la roca de un color amarillo verdoso muy característico (ESCUADERO et al., 2008). Según ESCUDERO et al. (2008) se trata de comunidades menos ricas y con menos especialistas que en el caso de las de paredes calcáreas, aunque el nivel de endemismos es igualmente muy elevado. Así, en condiciones frescas y húmedas suelen dominar los helechos de los géneros *Asplenium* y *Polypodium*, mientras que en las más soleadas se ubican especies más resistentes a la sequía, como *Ceterach officinarum*. En las repisas dominan los cormófitos *Sedum hirsutum* o *S. brevifolium*, junto a otras especies como *Saxifraga fragosoi* (ESCUADERO et al., 2008). En nuestra comunidad aparecen principalmente en el tercio occidental de Castilla y León (macizo Ibérico) y en los diferentes sistemas montañosos que orlan la comunidad: sistema Central, sistema Ibérico Septentrional y

Moncayo, buena parte de la cordillera Cantábrica y macizo Galaico-Leonés. Además, de acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la red natura 2000 de la Junta de Castilla y León, se encuentra descrita en diversos LICs de nuestra comunidad: Campo Azálvaro-Pinares de Peguerinos, Cerro de Guisando, Pinares del Bajo Alberche, Sierra de Gredos, Sierra de la Paramera y Serrota, Valle de Iruelas, Valle del Tiétar, Sierra de la Demanda, Alto Sil, Hoces de Vegacervera, Montaña Central de León, Montes Aquilanos y Sierra de Teleno, Omañas, Picos de Europa en Castilla y León, Sierra de los Ancares, Valle de San Emiliano, Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina, Arribes del Duero, Candelario, Las Batuecas-Sierra de Francia, Valle del Cuerpo de Hombre, Sierra de Ayllón, Sierra de Guadarrama, Lago de Sanabria y alrededores, Sierra de La Cabrera y Sierra de la Culebra.

Roquedos silíceos con vegetación pionera del *Sedo-Scleranthion* o del *Sedo albi-Vero-nicion dillenii*

Este hábitat se asienta sobre superficies rocosas horizontales o de escasa inclinación donde se generan en suelos incipientes derivados de la meteorización de la roca madre y caracterizados por su limitada capacidad de retención (VV AA, 2009a). Son comunidades pioneras, capaces de instalarse sobre la misma roca donde acumulan materia orgánica que permite el desarrollo incipiente de litosuelos, que posteriormente pueden ser ocupados por otras comunidades (ESCUADERO et al., 2008). Se trata de comunidades poco diversificadas y con cobertura elevada con especies características como las del género *Sedum* (ESCUADERO et al., 2008). Dados sus requerimientos ocupan áreas reducidas. De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León se encuentra descrita en diversos LICs de nuestra

comunidad: Campo Azálvaro-Pinares de Peguerinos, Cerro de Guisando, Encinares de la Sierra de Ávila, Pinar De Hoyocasero, Pinares del Bajo Alberche, Sierra de Gredos, Sierra de la Paramera y Serrota, Valle de Iruelas, Valle del Tiétar, Sierra de la Demanda, Alto Sil, Hoces de Vegacervera, Montaña Central de León, Montes Aquilanos y Sierra de Teleno, Omañas, Picos de Europa en Castilla y León, Sierra de los Ancares, Valle de San Emiliano, Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina, Arribes del Duero, Campo de Argañán, Candelario, Valle del Cuerpo de Hombre, Sierra de Guadarrama, Altos de Barahona, Cañón de Río Lobos, Sierras de Urbión y Cebollera, Lago de Sanabria y alrededores, Sierra de la Cabrera, Sierra de la Culebra y Tejedelo.

Cuevas no explotadas por el turismo

De acuerdo con ROBLED0 et al. (2009), la distribución espacial de las cuevas en España coincide casi en su totalidad con la distribución de las rocas carbonáticas y evaporíticas, siendo casos puntales las cavidades en rocas metamórficas. El mapa del karst de España elaborado por DURÁN & LÓPEZ (1989) es una excelente herramienta de aproximación a la distribución de este hábitat, pues estas cuevas desarrolladas en rocas carbonáticas y evaporíticas están vinculadas en su mayoría a acuíferos, donde pueden llegar a observarse surgencias (ROBLED0 et al., 2009). Este hábitat presenta escasa vegetación dadas sus características cavernícolas, y entre la flora típica de estas zonas destacan especies de musgos como *Schistostega pennata* y de algas que se ubican fundamentalmente en la boca de las cavidades (ROBLED0 et al., 2009). Sin embargo, cabe destacar el elevado número de especies faunísticas endémicas con invertebrados que viven mayoritariamente en cavidades, ya sea en la zona terrestre de la cueva o bajo aguas de lagos endokársticos, entre los que destacan los coleópteros de las familias de *Bathysciinae* y *Trechinae*, o crustáceos de los géneros *Isopoda*, *Amphipoda*,

Syncarida o *Copepoda* (ROBLED0 et al., 2009). Con respecto a los vertebrados, estas cavidades constituyen lugares de hibernación para un gran número de especies de murciélagos, algunas de las cuales están amenazadas, como el murciélago de cueva (*Miniopterus schreibersii*), catalogado como vulnerable por la UICN (UICN, 2022), pero también pueden dar cobijo a algunos anfibios poco comunes como el proteo (*Proteus anguinus*) (ROBLED0 et al., 2009). De acuerdo con las fichas resumen de los formularios oficiales de la Red Natura 2000 de la Junta de Castilla y León² se encuentra descrita en diversos LICs de nuestra comunidad: Hoces del Alto Ebro y Rudrón, Humada-Peña Amaya, Montes de Miranda de Ebro y Ameyugo, Montes Obarenes, Ojo Guareña, Sabinares del Arlanza, Sierra de la Tesla-Valdivielso, Hoces de Vegacervera, Montaña Central de León, Montes Aquilanos y Sierra de Teleno, Picos de Europa en Castilla y León, Valle de San Emiliano, Covalagua, Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina, Las Tuerces, Cueva de los Murciélagos, Hoces del Río Duratón, Hoces del Río Riaza, Altos de Barahona, Sabinares Sierra de Cabrejas y Sierras de Urbión y Cebollera).



Roquedos calizos con pliegues y canchales (Cabrillanes, León). Foto de EZQUERRA, J.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS

permanente dada la fuerte acción de procesos erosivos, lo que impide su evolución a otros lugares o su reemplazo por comunidades seriales (VV AA, 2009b). Por ello, su capacidad de adaptación es escasa. En cualquier caso, no son esperables impactos elevados derivados del cambio climático, como las alteraciones pluviométricas, dada la marcada resistencia al estrés hídrico de la flora que se desarrolla en el conjunto de hábitats rocosos descritos, a excepción de las cuevas no explotadas por el turismo (VV AA, 2009b). En el caso de estas cuevas, el descenso de la pluviometría sí puede causar un efecto adverso, al menos en las especies faunísticas ligadas a los ambientes con agua (ROBLEDO et al., 2009).

Con respecto a otro tipo de perturbaciones a tener en cuenta y dada la posición en altas cotas de la mayor parte de estas comunidades, las amenazas

antrópicas son reducidas, pues no son muchos los factores de riesgo salvo los que suponen la destrucción directa, como puede ser la actividad minera o la construcción de determinadas infraestructuras como parques eólicos, aunque estos impactos pueden considerarse puntuales (VV AA, 2009b). Otro de los impactos de carácter local y escaso, aunque sí merece ser comentado, es el desarrollo de actividades recreativas como senderismo, escalada o espeleología, dado que el paso por zonas cacuminales, pedreras y gleras puede suponer la destrucción de diferentes comunidades rupícolas (VV AA, 2009b). Por último, cabe destacar que en el caso de las cuevas no explotadas por el turismo no se han descrito riesgos ni amenazas de origen antrópico (VV AA, 2009b).

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS RECOMENDADAS

Fomentar la protección de los sistemas rocosos frente a presiones antrópicas

Se recomienda la ordenación, regulación y control de la actividad recreativa y turística y sobre todo de las actividades mineras (VV AA, 2009b).

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

- i. En la comarca 1, las laderas y salientes rocosos silíceos con vegetación casmofítica (pendientes rocosas calcícolas con vegetación cormofítica descritas en el LIC Montes Aquilanos y Sierra de Teleno por su singular aislamiento).
- ii. En la comarca 4, las cuevas no explotadas por el turismo descritas en el LIC Ojo de Guareña, por ser uno de los pocos ejemplos, tanto españoles como mundiales, que han sido objeto de protección específica.

REFERENCIAS

DURÁN, J. J., & LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. 1989. PERSPECTIVA GENERAL DEL KARST EN ESPAÑA. EN: EL KARST EN ESPAÑA. MONOGRAFÍAS N.O 4. MADRID: SOCIEDAD ESPAÑOLA DE GEOMORFOLOGÍA. 1328 PP. [HTTPS://DIALNET.UNIRIOJA.ES/SERVLET/LIBRO?CODIGO=564070](https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=564070)

ESCUADERO, A., & AL. 2008. GUÍA BÁSICA PARA LA INTERPRETACIÓN DE LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. VALLADOLID. 432 PP. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/274959001_GUIA_BASICA_PARA_LA_INTERPRETACION_DE_LOS_HABITATS_DE_INTERES_COMUNITARIO_EN_CASTILLA_Y_LEON](https://www.researchgate.net/publication/274959001_Guia_basica_para_la_interpretacion_de_los_habitats_de_interes_comunitario_en_castilla_y_leon)

FORNÓS, J. J., GÓMEZ-PUJOL, L., & BALAGUER, P. 2009A. 8130 DESPRENDIMIENTOS ROCOSOS OCCIDENTALES Y TERMÓFILOS. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 84 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/8130.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/8130.pdf)

FORNÓS, J. J., GÓMEZ-PUJOL, L., & BALAGUER, P. 2009B. 8210 PENDIENTES ROCOSAS CALCÍCOLAS CON VEGETACIÓN CASMOFÍTICA. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 42 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/8210.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/8210.pdf)

PÉREZ-ALBERTI, A., & LÓPEZ-BEDOYA, J. 2009. 8220 LADERAS Y SALIENTES ROCOSOS SILÍCEOS CON VEGETACIÓN CASMOFÍTICA. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 30 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/8220.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/8220.pdf)

ROBLEDO, P. A., DURÁN, J. J., GARAY, P., & GRACIA, J. 2009. 8310 CUEVAS NO EXPLOTADAS POR EL TURISMO. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 53 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/8310.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/8310.pdf)

UICN. 2022. INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. RECUPERADO EL 22 DE AGOSTO DE 2022. [HTTPS://WWW.IUCN.ORG/ES](https://www.iucn.org/es)

VV. AA. 2009A. 8230 ROQUEDOS SILÍCEOS CON VEGETACIÓN PIONERA DEL SEDO-SCLERANTHION O DEL SEDO ALBI-VERONICION DILLENII. EN: BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. 22 PP. [HTTP://WWW.JOLUBE.ES/HABITAT_ESPANA/DOCUMENTOS/8230.PDF](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/8230.pdf)

VV. AA. 2009B. BASES ECOLÓGICAS PRELIMINARES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS TIPOS DE HÁBITAT DE INTERÉS COMUNITARIO EN ESPAÑA. MADRID: MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/BIODIVERSIDAD/TEMAS/ESPACIOS-PROTEGIDOS/RED-NATURA-2000/RN_TIP_HAB_ESP_BASES_ECO_PRELIMINARES.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx)

