

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/cartografia-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

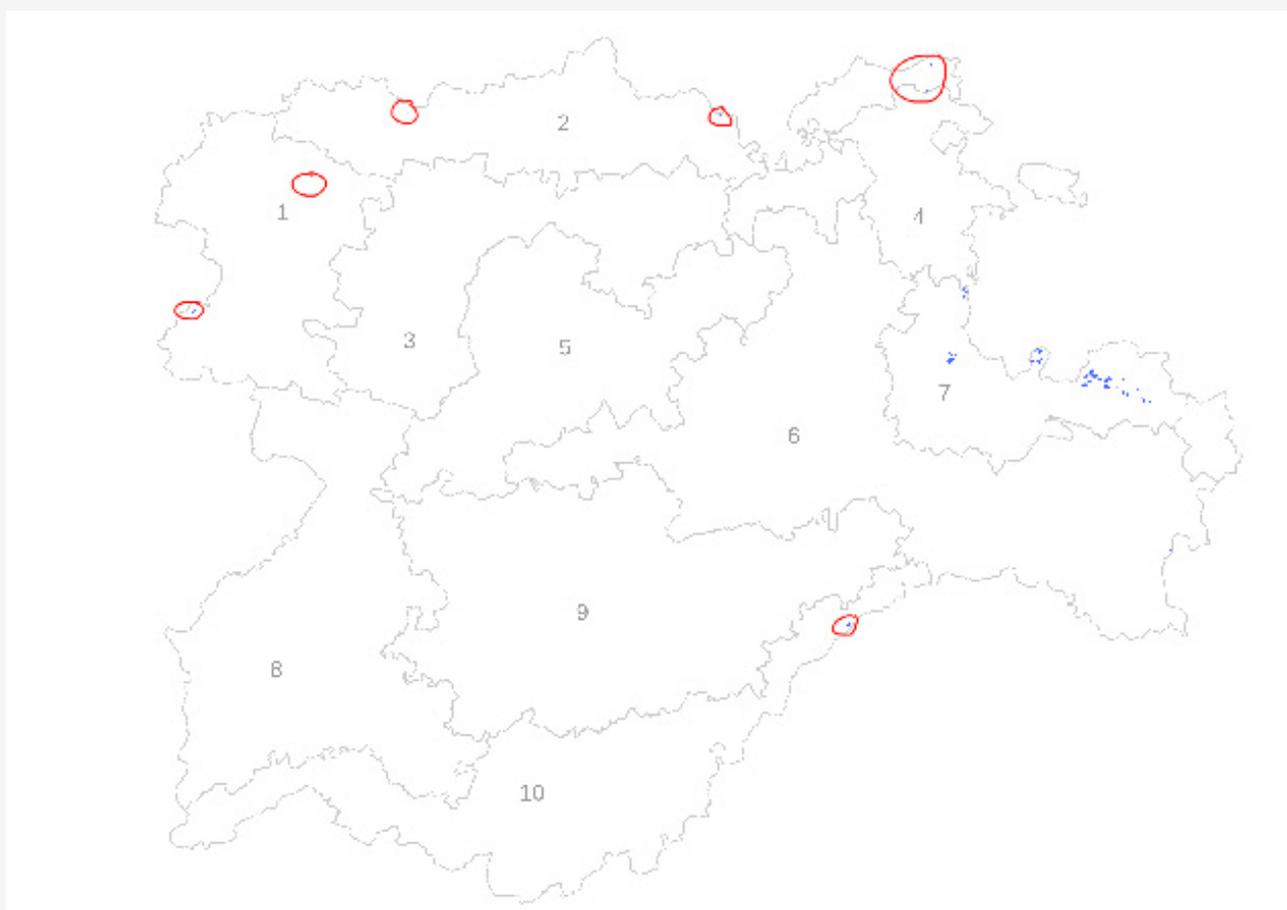
determina diferentes tipos de tejedas, en función de características biogeográficas, climáticas y litológicas de las localizaciones. Así se diferencia entre tejedas atlánticas (éutrofas montanas, acidófilas montanas y colinas) y tejedas submediterráneas meridionales. Esta información puede ayudar en 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.



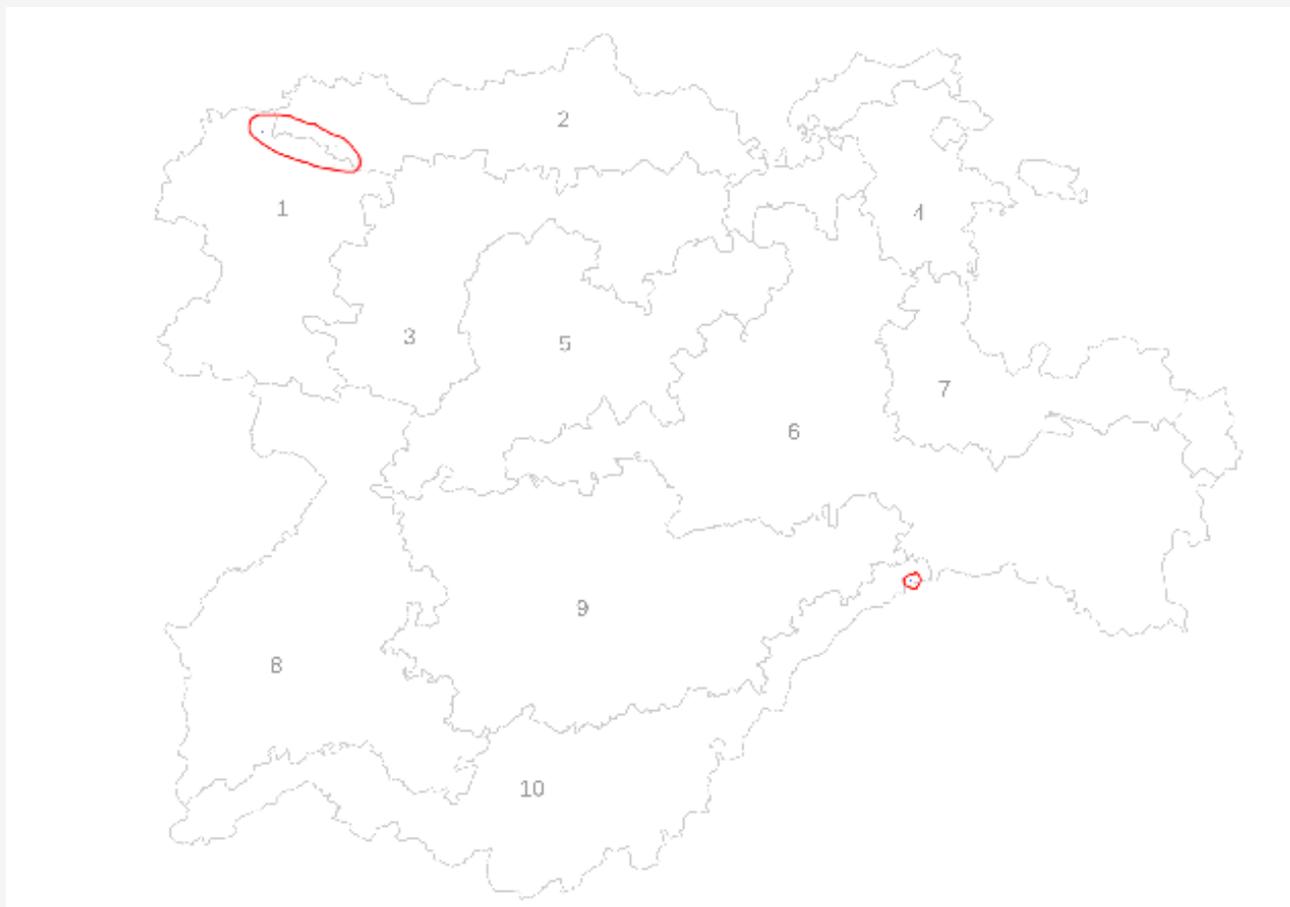
Bosque con *Ilex aquifolium*. Foto de MARTÍNEZ, A.



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 adehesadas 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 (RUPRECH 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_PRODUCCIO_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 KINSHIP STRUCTURE 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/TESES?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)