



Restauración ecológica:

ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas

Financiado por:



Cofinanciado por
la Unión Europea



MINISTERIO
DE HACIENDA
Y FUNCIÓN PÚBLICA



Fondos Europeos



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Fundación Biodiversidad



INICIATIVA ESPAÑOLA
EMPRESA Y
BIODIVERSIDAD

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad del autor o autores de los mismos, y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que la promueven.

Diseño web/maquetación: KILOYCUARTO.ES

A efectos bibliográficos
la obra completa debe citarse:

Mola, I. (Ed.) 2024. Restauración Ecológica: ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas.
Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid. 635 pp. ISBN: 978-84-931561-1-4

Un capítulo/caso práctico debe citarse:

Apellido, inicial. 2024. Título. In: Mola, I. (Ed.) Restauración Ecológica: ejemplos de bases técnicas y soluciones prácticas. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid. ISBN: 978-84-931561-1-4

© del texto: sus respectivos autores

© de las fotografías e ilustraciones:
sus respectivos autores

© de la edición on-line: Fundación Biodiversidad

ISBN: 978-84-931561-1-4

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad del autor o autores de los mismos, y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que la promueven.



5. Bloque temático

Bosques templados caducifolios

Daniel García^{1*}, Borja Jiménez-Alfaro¹

¹Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas, Universidad de Oviedo, Oviedo 33071, España, e Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad (Universidad de Oviedo-CSIC-Principado Asturias), Mieres 33600, España.

*danielgarcia@uniovi.es

1. Ámbito del bosque templado caducifolio

El bosque templado caducifolio (en adelante, BTC) forma parte del bioma de los bosques templados de frondosas y mixtos (Olson *et al.*, 2001), distribuido en latitudes medias del hemisferio norte, principalmente en Europa, el este de Norteamérica y el noreste de Asia. El elemento característico de este bioma es la abundancia de bosques donde los árboles dominantes están adaptados a un invierno frío que provoca una pausa vegetativa y la pérdida de la hoja. En la península ibérica, el BTC se extiende principalmente por la región eurosiberiana, donde no existe la sequía estival característica de la región mediterránea. En menor medida, la presencia de refugios de humedad en regiones de clima mediterráneo también permite el crecimiento local de bosques caducifolios, principalmente de tipo marcescente, como resultado de cambios biogeográficos históricos (Vila-Viçosa *et al.*, 2020). En este bloque nos centraremos en la región eurosiberiana de la península ibérica, donde el BTC (incluyendo sus formas marcescentes) se considera el ecosistema primigenio en la mayor parte de los suelos fértiles terrestres, por debajo del límite altitudinal natural de los árboles (**figura 1**).

El BTC es un ecosistema con alta productividad primaria en verano, resultado de la elevada área foliar de las especies dominantes. El periodo invernal produce un cambio fenológico drástico, con adaptaciones ecológicas tanto para la flora (dormición, reposo vegetativo) como para la fauna (migración, hibernación). El aporte hídrico positivo y la acumulación de necromasa vegetal derivada de la caída de las hojas facilitan la abundancia de organismos descomponedores, fúngicos y microbianos, y de animales detritívoros, así como su actividad en el ciclo de carbono y en el reciclado de los nutrientes (Keith *et al.*, 2020). La alta producción primaria también favorece el desarrollo de redes tróficas complejas de consumidores primarios (herbívoros, predadores de semillas) que regulan el proceso de regeneración de las plantas, y de consumidores secundarios y predadores apicales capaces de controlar a los herbívoros. Aunque estas características son comunes a cualquier BTC, la historia biogeográfica de cada región permite apreciar diferencias en la estructura, composición y función de los bosques locales. En el contexto europeo, el BTC ibérico está caracterizado por su condición de refugio glacial (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2018), ofreciendo una gran diversidad de ecosistemas forestales determinados por gradientes de temperatura, humedad y tipos de suelo.



➤ **Figura 1.** Robledal en la cordillera cantábrica mostrando características diagnósticas de madurez como un dosel heterogéneo, abundante mantillo, sotobosque disperso y madera muerta en pie y en suelo. **Autor:** Alfredo González Nicieza.

Según fuentes oficiales (IEPBN, 2020), los BTC de óptimo eurosiberiano con mayor extensión en España son los bosques mixtos de frondosas (6,5 % del total de la superficie forestal arbolada), seguidos por melojares de *Quercus pyrenaica* (4,5 %), hayedos (2,1 %), robledales de *Quercus robur* y *Q. petraea* (1,3 %), castañares (0,9 %), robledales de *Q. pubescens* (0,6 %) y abedulares (0,2 %). En el mejor de los casos (p. ej., Navarra o Asturias), la ocupación de estos bosques en las áreas eurosiberianas no llega al 25 % de su área potencial, si bien los datos suelen ser imprecisos por incluir el eucalipto entre las estadísticas de frondosas. Los escasos bosques que han resistido el impacto humano se reducen a pequeños parches en la costa cantábrica, o rodales de extensión variable en la cordillera cantábrica, Pirineos, montes de León y sistema Ibérico. Al igual que sucede en la mayor parte de Europa, la presencia de bosques primarios es, cuando menos, testimonial (Sabatini *et al.*, 2018). Así, los bosques más extensos suelen estar dominados por árboles jóvenes como resultado del aprovechamiento forestal o de la sucesión secundaria. El impacto histórico también ha derivado en una acusada fragmentación espacial que limita la capacidad de regeneración natural del bosque (García *et al.*, 2005). La restauración del BTC ibérico tiene, por tanto, el objetivo principal de restituir, en la medida de lo posible, la ocupación espacial de estos ecosistemas, pero también sus características estructurales y funcionales. Una restauración eficaz del BTC debe basarse en procesos que maximicen la biodiversidad y sus beneficios frente al cambio climático (retención de carbono, regulación climática, mantenimiento de procesos hidrológicos), así como a la preservación de sus valores paisajísticos y culturales.

2. Condicionantes ecológicos de la restauración

Los procesos de regeneración natural del BTC dependen en buena medida de condicionantes abióticos relacionados con el clima, la topografía, el suelo y la altitud. En este sentido, es importante destacar la fuerte heterogeneidad que imponen el contraste climático de vertientes en la cordillera Cantábrica y los Pirineos (con condiciones típicamente atlántico-eurosiberianas en las vertientes norte, frente a las mediterráneo-continental y de sombra de lluvia en las vertientes sur); el contraste topográfico entre umbrías frescas y húmedas (orientación N, E, NE) y solanas cálidas y secas (orientación S, W, SW); el contraste de sustrato entre suelos ácidos (de granitos, cuarcitas, esquistos y areniscas, dominantes en la cordillera cantábrica occidental y el Pirineo central y oriental) y básicos (calizas, dominantes en la cordillera cantábrica central y oriental y el Pirineo occidental); los gradientes altitudinales (de al menos 1.500 metros en el área de extensión potencial del BTC); y, finalmente, el grado de desarrollo edáfico, que resulta de una interacción compleja entre altitud, pendiente, afloramiento del litosuelo y del impacto generado por incendios y sobrepastoreo.

Además de los factores abióticos mencionados, hay que considerar los condicionantes de la «ecología de la regeneración» de las plantas en el BTC. Aquí destacan los rasgos ecológicos de las especies como los asociados a los hábi-

tos de porte (arbóreo, arbustivo y herbáceo), la distribución de biomasa (aérea vs. subterránea) y, especialmente, el área foliar y el tamaño y la fisiología de la semilla. Las especies de hoja y semilla grandes, como los robles, sobreviven más y crecen mejor en las condiciones de sombra profunda del interior del bosque, mientras que las especies de hoja y semilla pequeñas, como los abedules, colonizan con mayor facilidad y toleran mejor las áreas deforestadas soleadas (Grime y Jeffrey, 1965). Por otra parte, es necesario considerar que el proceso de regeneración natural de las plantas funciona como un ciclo donde las condiciones abióticas (p. ej., la humedad del suelo) y las interacciones con animales y plantas actúan como filtros ecológicos que modulan el éxito o el fracaso de las transiciones entre fases demográficas (figura II). Así, los árboles adultos producen semillas dependiendo de la polinización, que

en algunas especies está supeditada a la actividad de los insectos (Chacoff, García y Obeso, 2008). Estas semillas requieren de un proceso de dispersión en el espacio, frecuentemente favorecido por los animales (García, Zamora y Amico, 2010); una vez dispersadas, pueden sobrevivir o no dependiendo del ataque de predadores como roedores o ungulados (García, Obeso y Martínez, 2005); y deben germinar dependiendo de la humedad y la temperatura (a partir de bancos de semillas de duración y fenologías muy dependientes de la especie [Blandino *et al.*, 2022]). Los plántones (o plántulas) deben escapar al pisoteo y al ramoneo de los ungulados para establecerse, y su supervivencia y crecimiento como brinzales (o juveniles) puede depender de si están protegidos o no por arbustos y otros árboles que actúan como plantas nodrizas (García y Obeso, 2003).

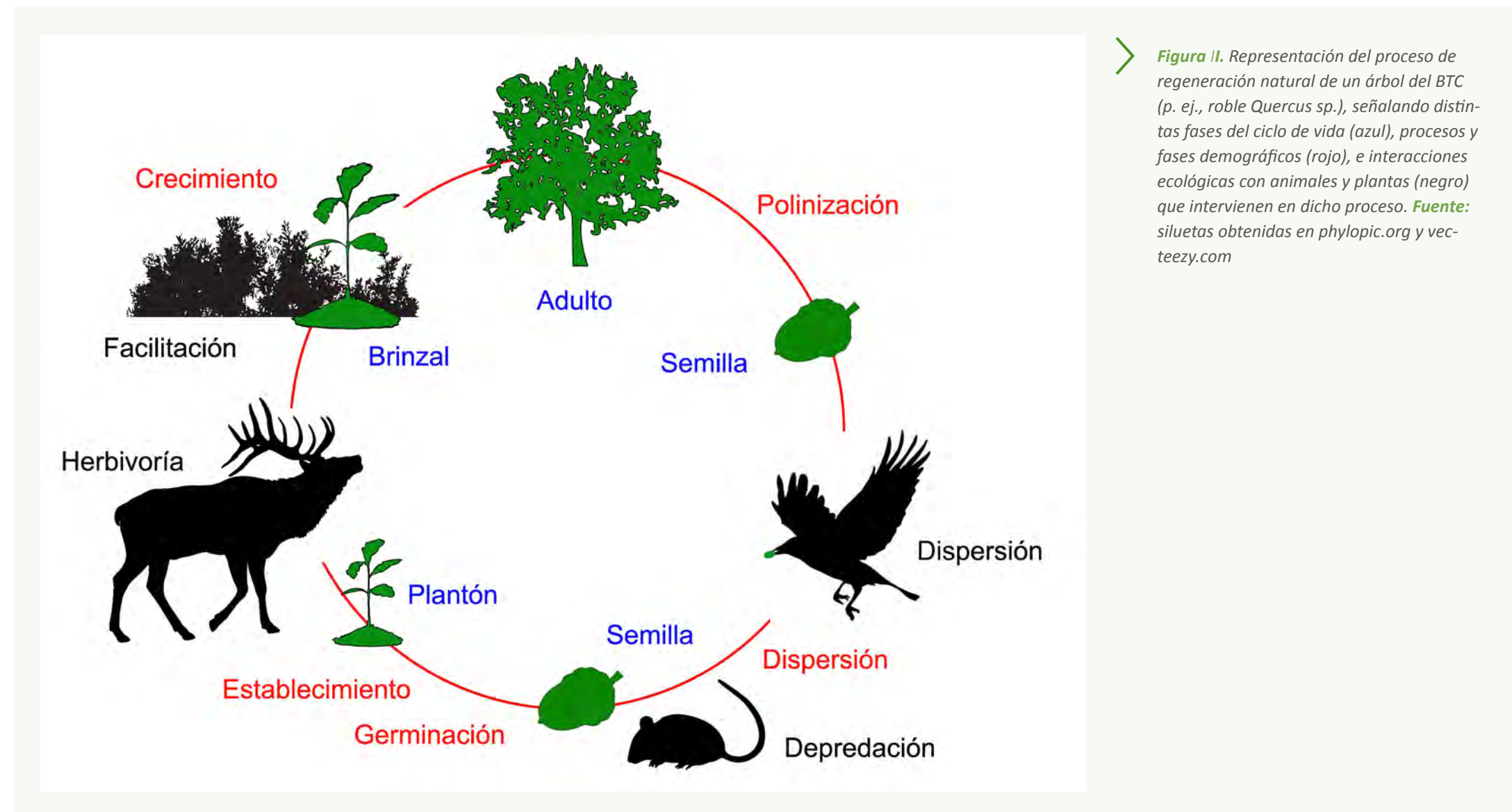


Figura II. Representación del proceso de regeneración natural de un árbol del BTC (p. ej., roble *Quercus sp.*), señalando distintas fases del ciclo de vida (azul), procesos y fases demográficos (rojo), e interacciones ecológicas con animales y plantas (negro) que intervienen en dicho proceso. Fuente: siluetas obtenidas en phylopic.org y vecteezy.com

Más allá del ciclo de regeneración de especies concretas, es importante resaltar que las interacciones ecológicas (planta-animal y planta-planta) modulan el proceso de «sucesión ecológica» hacia el BTC. Así, los ungulados herbívoros (especialmente, el ganado en régimen extensivo) estarían impidiendo la sucesión ecológica, manteniendo a largo plazo pastizales y matorrales en áreas potencialmente adecuadas para el BTC. Normalmente, esos pastizales reciben muchas semillas de plantas leñosas dispersadas por animales, especialmente la zarzamora (*Rubus fruticosus/ulmifolius*), dispersadas por mamíferos carnívoros como el zorro (*Vulpes vulpes*) y el tejón (*Meles meles*). En menor medida, reciben semillas de árboles de fruto carnoso como el espino albar (*Crataegus monogyna*), distintos serbales (*Sorbus spp.*) y el acebo (*Ilex aquifolium*) dispersadas por aves como zorzales y mirlos (*Turdus spp.*) o el petirrojo (*Erithacus rubecula*). Ocasionalmente, también reciben semillas de árboles de fruto seco como el avellano (*Corylus avellana*), diversos robles (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. pyrenaica*) y el haya (*Fagus sylvatica*) dispersadas por aves como el arrendajo (*Garrulus glandarius*) (Kunstler *et al.*, 2007; Rumeu *et al.*, 2020). Ante presiones moderadas de herbivoría y, especialmente, gracias a la protección de los matorrales (como los brezos *Erica spp.* y el tojo *Ulex europaeus*) y arbustos (las propias zarzamoras), los plantones surgidos de esas semillas serán capaces de establecerse a largo plazo y generar un frente de avance del bosque (Martínez y García, 2017).

3. Perturbaciones y estresores antrópicos

Las perturbaciones ecológicas son elementos de la dinámica de los ecosistemas para tener en cuenta en cualquier proceso de restauración. De un modo especial, la acción humana conlleva un incremento de la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones de forma que estas se convierten en los principales estresores ambientales de los ecosistemas.

Una de las perturbaciones naturales más características del BTC es la aparición de claros por caída del arbolado, proceso que ocurre a una escala espacial pequeña (Lewandowski, Przepióra y Ciach, 2021, **figura III**). La caída de árboles adultos senescentes es rara en el actual BTC, ya que la mayoría de las masas forestales son bosques rejuvenecidos por el manejo o bosques secundarios en estadios intermedios de desarrollo. Los temporales de nieve, especialmente aquellos muy tempranos o tardíos que ocurren estando el arbolado aún con hoja, sí pueden generar caídas y desmochado de copas con incidencias relativamente altas. Estos eventos están aumentando su frecuencia en el contexto del cambio climático actual.

La carga de ungulados herbívoros es probablemente la perturbación más generalizada en el ámbito territorial actual del BTC. Las densidades de ungulados silvestres autóctonos (p. ej., el jabalí [*Sus scrofa*]), naturalizados por motivos cinegéticos (p. ej., el gamo [*Dama dama*]) y domésticos son, en general, altas,



➤ **Figura III.** Claro por caída de árbol en hayedo maduro, que permite el crecimiento de especies leñosas pioneras como el acebo.
Autor: Alfredo González Nicieza.

imponiendo fuertes limitaciones al establecimiento y el crecimiento arbóreo (García y Obeso, 2003). En las zonas de montaña, el ganado en régimen extensivo estaba hasta hace pocos años muy diversificado en especies (con una alta presencia de ovino y caprino) y muy extendido en el territorio. Actualmente, este ganado está casi exclusivamente compuesto por vacuno y equino, y aparece fuertemente concentrado en puntos concretos del territorio (p. ej., puertos de altitud media) (Blanco-Fontao, Quevedo y Obeso, 2011). Esto determina un fuerte sobrepastoreo en unos lugares frente a una liberación de presión de herbívoros en otros (con la consiguiente expansión espontánea de la vegetación leñosa).

Los incendios son una perturbación de alta intensidad frecuente en el territorio del BTC. A pesar de ser un área climática de baja probabilidad de fuego por causas naturales, el área cantábrica occidental es la región de mayor frecuencia y extensión acumulada de incendios forestales de toda España, debido a que casi la totalidad de estos incendios se deben a causas antrópicas (Celaya *et al.*, 2022). Los efectos perturbadores de los incendios en este territorio son elevados, ya que se combinan fuego, altas pendientes topográficas y frecuentes precipitaciones post-incendio, lo que conlleva importantes pérdidas de nutrientes en los suelos quemados. Esta degradación ambiental, unida a las limitaciones de muchas especies leñosas para resistir el fuego (p. ej., escasa capacidad de rebrote en el haya), dificulta la restauración del BTC en áreas sometidas a incendios recurrentes.

Otras perturbaciones antrópicas con alta capacidad de modificación ambiental en el ámbito del BTC son la expansión de especies vegetales alóctonas, bien de plantaciones forestales con capacidad regenerativa (p. ej., *Eucalyptus sp.*), bien de especies invasoras como el plumero de la Pampa (*Cortaderia selloana*), que dificultan la recolonización de los bosques naturales, principalmente en las zonas atlánticas de menor altitud. Finalmente, el territorio del BTC se encuentra actualmente sometido a numerosos impactos por la expansión de infraestructuras viarias y urbanas y explotaciones extractivas y energéticas, dificultando la selección de áreas para la restauración.

Debido a las causas antrópicas, el régimen actual de perturbación ecológica en el BTC supera con creces la frecuencia, intensidad y extensión de las perturbaciones esperables en las condiciones de referencia. En cualquier caso, puestos a utilizar procesos antrópicos como emuladores de perturbaciones ecológicas, sólo el pastoreo de la ganadería extensiva, basado en rebaños multiespecíficos y con sistemas de rotación en tiempo y espacio, parece ser manejable y recomendable como proceso ecológico modulador de diversidad y resiliencia a pequeña escala, por ejemplo, en áreas desprovistas de ungulados silvestres y con mayor probabilidad de incendios por clima o estructura del paisaje (Celaya *et al.*, 2022).

4. Técnicas de restauración

El ámbito del BTC en la península ibérica se caracteriza por unas condiciones ambientales que favorecen el crecimiento vegetal (temperaturas suaves y altas precipitaciones) y un grado de conservación de la biodiversidad relativamente alto. Ambas condiciones fomentan la recuperación espontánea de los bosques cuando desaparecen o se atenúan los estresores ambientales. Por ello, y como filosofía general, las técnicas de restauración del BTC deben favorecer, siempre que sea posible, soluciones basadas en la capacidad de autorregulación y funcionamiento autónomo del ecosistema forestal (Stanturf, Palik y Dumroese, 2014). Esta aproximación funcional requiere, además, promover la adaptabilidad del ecosistema forestal a las nuevas condiciones impuestas por el cambio climático.

Como pasos previos a la restauración, se recomienda identificar en cada localidad de actuación los condicionantes ambientales y los referentes ecosistémicos. Así, se deben inspeccionar las peculiaridades de clima, suelo y topografía, así como identificar y valorar el régimen de perturbaciones previo y actual (población de ungulados silvestres, uso ganadero, ocurrencia de incendios). La búsqueda de referentes debe concentrarse en los rodales remanentes de vegetación leñosa autóctona no perturbada lo más próxima posible a la zona a restaurar, en condiciones ecológicas comparables. En estos rodales se puede evaluar cómo de adaptable es la composición de arbolado adulto y juvenil a las condiciones abióticas y a los regímenes de perturbación. Lo más importante es que se puede valorar la capacidad de los rodales remanentes para actuar como áreas fuente de propágulos de distintas especies forestales.

Toda restauración requiere, además, un control de estresores. Este ha de ser severo en el caso de los incendios, de eliminación total en las zonas de mayor influencia atlántica (donde los fuegos naturales son prácticamente inexistentes) o bien parcial en la vertiente mediterránea (donde pueden plantearse medidas de prevención de grandes incendios). En el caso de la presión de herbívoros silvestres y domésticos, el control puede ser variable, desde la exclusión total en zonas donde se ha activado la regeneración de la vegetación leñosa, al control parcial que permita niveles moderados en zonas de regeneración avanzada o necesidad de limitación de la expansión de la vegetación o el riesgo de incendios.

4.1. Renaturalización

La expansión espontánea de los ecosistemas nativos tras el abandono del uso del territorio por parte de la especie humana, conocida por términos como «renaturalización pasiva» (traducción del término anglosajón *passive rewilding*) (Navarro y Pereira, 2012) o, en el caso concreto de los bosques, «regeneración natural» (Chazdon y Guariguata, 2016), es una herramienta fundamen-

tal para restaurar ecosistemas partiendo de una situación no intencionada. Esta renaturalización pasiva ya está sucediendo en gran parte del territorio potencial del BTC, donde la despoblación rural y la transformación de los usos agrícolas y ganaderos ha reducido la presión antrópica de numerosas zonas, activando los mecanismos de sucesión ecológica (rasgos de las especies, interacciones ecológicas) que conduce a la recolonización de matorrales y bosques autóctonos. En la cordillera cantábrica se han verificado tasas de recuperación de cobertura de bosque del 0,25 % anual en promedio para el periodo 1956-2012 (Álvarez-Martínez *et al.*, 2014; y García-Llamas *et al.*, 2019). Esta recuperación atañe a bosques de distinta composición y en distintas altitudes: castañares en zonas bajas, robledales y hayedos en altitudes medias y abeduleares a mayores cotas (Álvarez-Martínez *et al.*, 2014), que suelen ir precedidos de formaciones arbustivas o bosquetes de especies leñosas de fruto carnoso (acebo, espino albar, serbales) y avellano (Martínez y García, 2017). Procesos similares de regeneración forestal se han detectado en el Pirineo como respuesta al abandono agrícola y ganadero (Lasanta-Martínez, Vicente-Serrano y Cuadrat-Prats, 2005; Ameztegui *et al.*, 2021).

El potencial de renaturalización local del BTC está fuertemente condicionado por la estructura espacial del paisaje. Así, la disponibilidad y el grado de fragmentación de la cobertura del bosque sobre el paisaje deforestado influye en la expansión de los árboles, al condicionar las interacciones ecológicas que modulan la dispersión de semillas y el establecimiento de plántones. En este sentido, es importante considerar tres elementos ecológicos en el paisaje (**figura IV**) (García *et al.*, 2013): i) las «áreas fuente», o rodales forestales que proporcionan semillas para la recolonización espontánea de las áreas deforestadas; ii) los «legados biológicos», o elementos como árboles y matorrales aislados en la matriz deforestada que actúan como puntos de anclaje de la recolonización al recibir semillas o proteger plántones; y iii) los «vínculos móviles», o vectores animales de dispersión que son capaces de conectar las áreas fuente y las zonas deforestadas, atraídos por los legados biológicos.

En el caso de la renaturalización pasiva post-abandono, la recomendación básica para la restauración es aprovechar la sucesión ecológica en curso como proceso para recuperar tanto las especies del bosque como la dinámica natural de perturbaciones que permite el mantenimiento de especies de hábitats abiertos. Aunque no se inicia como una acción de restauración deliberada *sensu stricto*, sí puede ser gestionada de forma intencionada, en el sentido de ser considerada explícitamente como un proceso clave a escala territorial. Dicho de otro modo, la acción de restauración debe considerar qué sectores del paisaje se recuperan de forma espontánea y qué otros sectores pueden hacerlo mediante decisiones que dinamicen la renaturalización pasiva mediante la remoción de estresores antrópicos. Estos distintos niveles requieren distintas formas de intervención. Así, el aprovechamiento de la renaturalización espontánea necesita acciones territoriales genéricas, como el control estricto

de perturbaciones antrópicas remanentes, por ejemplo, los incendios provocados para la eliminación de matorral. Por otra parte, bajo circunstancias muy concretas, se pueden considerar acciones específicas locales de restauración asistida para desencadenar y/o modular la renaturalización. Por ejemplo, en áreas de influencia mediterránea, dominadas por bosques jóvenes de rebollos (*Q. pyrenaica*) o quejigos (*Q. faginea*), se puede contemplar el desbroce de matorral para la eliminación de biomasa combustible y la prevención de grandes incendios, favoreciendo al mismo tiempo el crecimiento del árbol dominante. En áreas de alta densidad de ungulados, donde se quiera acelerar la sucesión ecológica, se puede gestionar la carga ganadera o la de ungulados silvestres mediante presión cinegética.

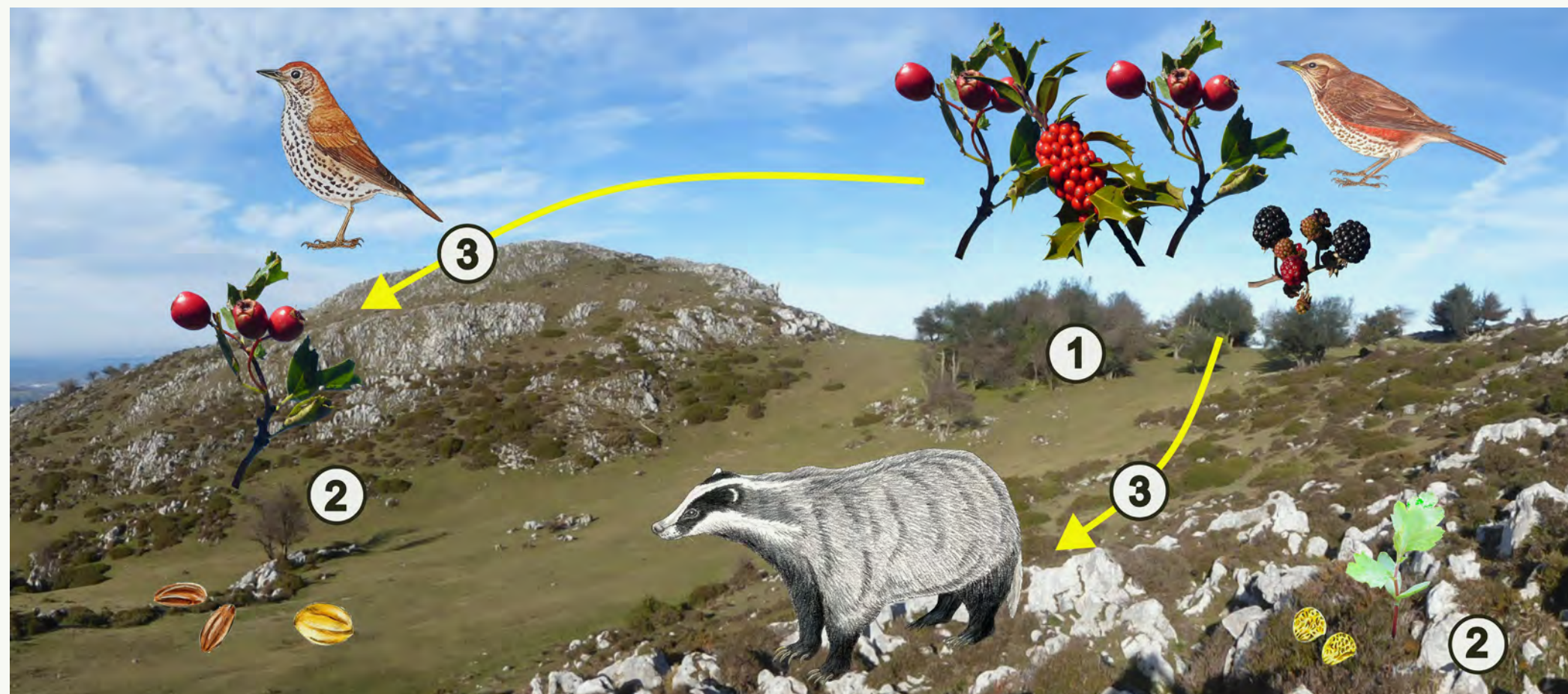
4.2. Restauración activa

Siempre que implique la reintroducción de plantas, la restauración activa debe basarse en especies autóctonas conocidas en el BTC del área de estudio. La selección de especies es una fase fundamental que determinará el éxito o el fracaso de la restauración, una vez evaluados los condicionantes abióticos y las comunidades de referencia. El objetivo último será la recuperación de los atributos básicos del BTC, principalmente su estructura, riqueza, diversidad funcional y composición de especies, si bien la composición florística es la característica menos predecible (Laughlin *et al.*, 2017). En los últimos años, se ha hecho hincapié en la selección de especies con los atributos funcionales apropiados (Gondard *et al.*, 2003; Muller *et al.*, 2018), dando prioridad a las características estructurales y a la diversidad funcional del sistema (p. ej., combinando plantas leñosas de dosel y subdosel forestal con especies herbáceas nemorales). Una restauración completa del BTC también debería considerar una combinación de especies que promueva la complejidad de las redes ecológicas (Ladouceur *et al.*, 2022), por ejemplo, incluyendo plantas con flores y frutos que atraigan a diferentes grupos de animales. Una vez definidas las especies más apropiadas, es necesario evaluar la procedencia de las semillas o plantones utilizados en el fondo de especies para la restauración (Ladouceur *et al.*, 2018), es decir, el material genético de la flora regional realmente disponible para la restauración activa. En España, los sistemas de certificación de áreas de procedencia están bien desarrollados para los árboles de interés forestal, pero aún no existe regulación ni sistemas de producción sobre plantas herbáceas y para muchas de las leñosas. En cualquier caso, la selección final de especies para un determinado tipo de BTC puede variar en función de su grado de degradación inicial. En este bloque recomendamos tres aproximaciones que tienen en cuenta, de forma explícita, los condicionantes ecológicos del BTC: la repoblación de arbolado, el establecimiento de islotes y la mejora funcional de los bosques.

Mediante la «repoblación» de arbolado, se añaden individuos de especies arbóreas en densidades altas y con distribuciones espaciales que permiten una recuperación de la cobertura arbórea sobre grandes extensiones. En este sentido,

➤ **Figura IV.** Estructura de un paisaje deforestado donde puede producirse la recolonización espontánea del BTC, describiendo los organismos que operan como i) áreas fuente (rodiles remanentes de bosque); ii) legados biológicos

(árboles aislados, matorrales, que reciben semillas y plantones); y iii) vínculos móviles (animales dispersantes). **Autores (dibujos):** Daniel García y Víctor González. **Autor (fotografías):** Daniel García.



recomendamos la plantación con plantón de 1-3 savias en vez de siembra de semillas para evitar las marras por muerte de estas por desecación/helada o, especialmente, por depredación por roedores o ungulados (muy alta en especies de semilla grande como robles, castaños, hayas o avellanos). Cuando la repoblación se realiza en áreas cubiertas de matorral pionero (como brezales y tojales), se recomienda que las plantaciones se realicen sin desbroce previo de matorral (más allá del hoyo de plantación, factible con retroaraña), de forma que este ejerza como protector frente a los herbívoros y la desecación (**figura V**). Es más, para aprovechar al máximo el efecto facilitador del matorral nodriza hacia el plantón, recomendamos el ahoyado «dentro» del matorral (factible con ahoyadoras mecánicas portables [**figura V**] [Gómez-Aparicio *et al.*, 2004]). Aunque la

estrategia de repoblación está habitualmente orientada a la reintroducción del arbolado característico del bosque maduro, se puede aplicar también a la restauración de estadios sucesionales intermedios del bosque, de forma que la restauración se continúe de forma pasiva mediante renaturalización. Así, se puede repoblar bajo matorrales nodriza con árboles pioneros productores de fruto carnoso (acebo, espinos albar, serbales, cerezo silvestre *Prunus avium*) que, una vez crecidos y fructificando, ejercerán como posaderos de las aves dispersantes de semillas favoreciendo la llegada de otras especies arbóreas características de los estadios finales de la sucesión (haya, roble, etc.). Algunas de estas especies pioneras tienen, además, doseles espinosos y actuarán, a su vez, como plantas nodriza de los otros árboles (García y Obeso, 2003).

La segunda aproximación de restauración activa, también combinada con la renaturalización, es la basada en el establecimiento de «islotos forestales» (Rey-Benayas, Bullock y Newton, 2008); también llamada «nucleación aplicada» (*sensu* Corbin y Holl, 2012), y es especialmente recomendable en áreas fuertemente deforestadas y sin áreas fuente de semillas cercanas. Se basa en la generación, mediante repoblación, de pequeños núcleos de arbolado dispersos en la matriz de territorio deforestado (**figura V**). El tamaño, el número y la separación relativa entre los islotos deberá adaptarse a la fisionomía y la extensión de las áreas a restaurar, aunque como valores básicos pueden recomendarse 20 m de radio mínimo de islote (0,13 ha), 250 m de distancia máxima entre ellos y una densidad mínima de 50 islotos por km² (que supone cerca de un 6 % de cobertura del área a restaurar). El objetivo de los islotos es doble: incorporar las especies arbóreas *in situ* y generar nuevas áreas fuente que activen la renaturalización de la matriz remanente, al expandir su periferia o generar nuevos núcleos aislados a su alrededor a través de la dispersión de propágulos. Los islotos deberían contener diversas especies y elementos funcionales, de forma que se active la recuperación tanto de la biodiversidad como de la funcionalidad del ecosistema forestal (**figura V**). Así, se plantea una estructura concéntrica, con una periferia compuesta de especies arbóreas pioneras con crecimiento rápido, alta capacidad de producción de semillas y de dispersión, tanto abiótica (p. ej., abedules) como mediada por animales (p. ej., acebos, espinos albares, serbales o avellanos), que dinamicen la expansión (actuando también como plantas nodriza) y la nueva nucleación en las inmediaciones. El núcleo del islote a repoblar estaría compuesto por especies arbóreas tardías (p. ej., hayas, robles o castaños), así como por arbustos de sotobosque (p. ej., laureolas *Daphne laureola*) y hierbas nemorales (p. ej., primaveras *Primula spp.* o heleboros *Helleborus spp.*) o gramíneas de bosque maduro. Por otra parte, pueden añadirse troncos y restos de madera procedente de bosques de referencia, de manera que se favorezca la incorporación rápida de líquenes y briófitos epífitos, así como hongos y otros organismos detritívoros y descomponedores. Para el arbolado recomendamos una densidad de plantación de 1.000 pies/ha, con una proporción de 60 % de especies pioneras y 40 % de especies tardías.

La restauración activa del BTC también puede suponer medidas que no necesariamente implican la introducción de plantas autóctonas, y que actúan principalmente dinamizando la renaturalización pasiva. Por ejemplo, la instalación de perchas (estructuras verticales a modo de poste de al menos 2 m de altura con crucetas de 1 m de longitud) que funcionen como posaderos de aves frugívoras dispersoras de semillas puede fomentar la deposición de semillas y el posterior reclutamiento de plántulas alrededor de su base (Bustamante-Sánchez y Armesto, 2012). No obstante, el papel de las perchas artificiales para generar focos de nucleación parece ser limitado, en comparación con el de los árboles individuales aislados que ofrecen protección y alimento a las aves, y que probablemente llevan a una mayor abundancia y riqueza tanto de aves usuarias como de semillas depositadas (Herrera y García, 2009). Otro ejemplo

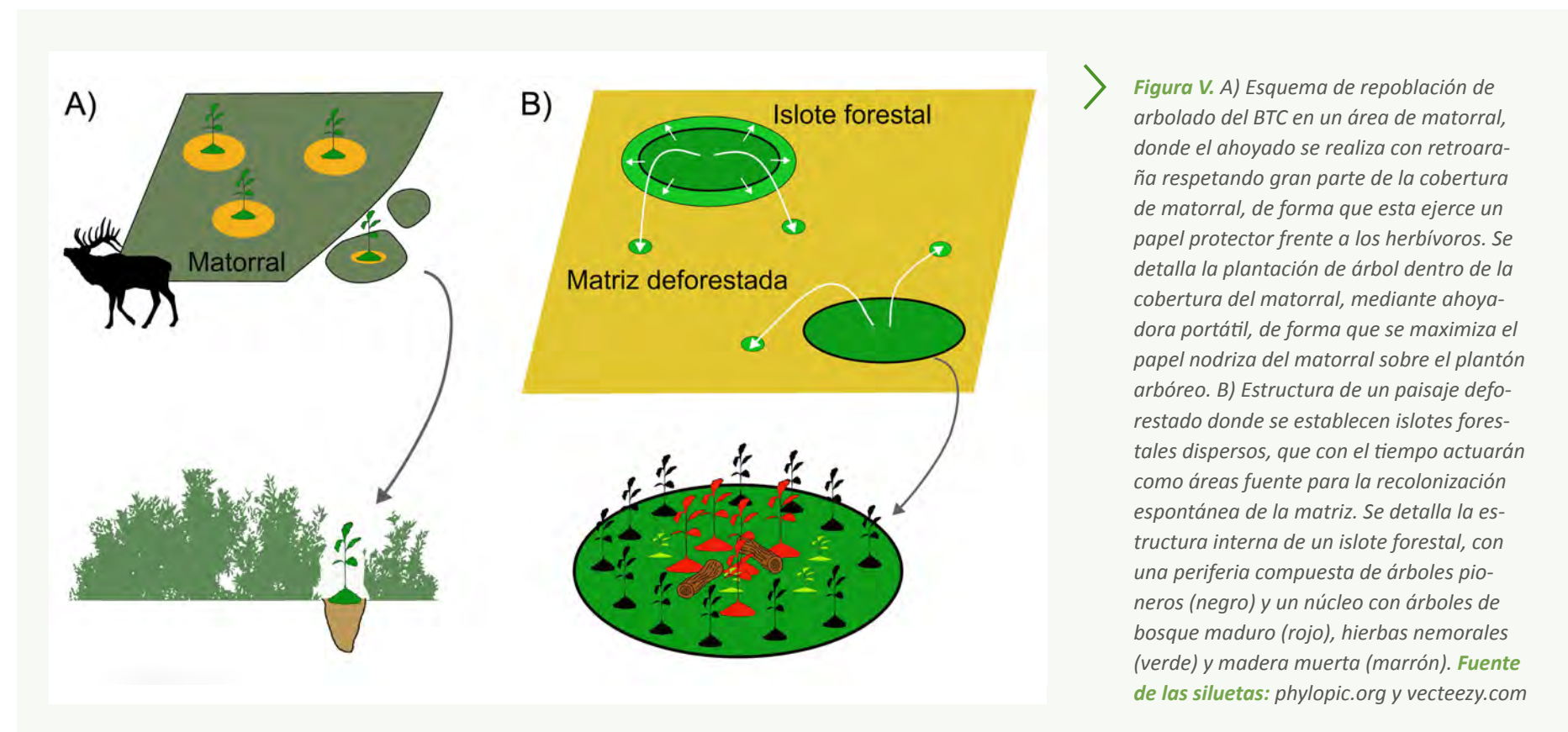
de elemento de restauración activa del bosque son los cercados para ungulados. Estos pueden ser de un tamaño reducido, pero suficiente para generar puntos de eliminación de estrés que fomenten el reclutamiento de especies arbóreas, al menos en las fases vitales más sensibles al pisoteo y al ramoneo (García y Obeso, 2003).

Además de para establecer nuevos bosques, la restauración puede orientarse a la mejora funcional de los preexistentes mediante la modificación de elementos estructurales y el aumento de la heterogeneidad interna (véase, por ejemplo, la restauración de hayedos en el proyecto [Life Aiako Harria](#), en Gipuzkoa). Así, los bosques preexistentes suelen mostrar dos fisionomías principales: bosques jóvenes y bosques trasmochos. Los bosques jóvenes, en general desarrollados por recuperación espontánea tras la tala masiva o por renaturalización tras el abandono del uso del territorio, se caracterizan por densidades altas de pies de escaso diámetro y tamaño homogéneo, doseles muy cerrados y continuos, sotobosque escaso y escasa madera muerta (**figura VI**). Los bosques trasmochos, antiguamente usados como dehesas ganaderas y para extracción de leña por poda de copa, muestran baja densidad de pies de gran diámetro basal, tamaños homogéneos y, aunque las copas están trasmochadas, doseles igualmente cerrados y continuos. En ambos casos, la intervención tiene como

objetivos principales: i) aumentar la heterogeneidad en la disponibilidad de luz en sotobosque y suelo (necesario para aumentar la diversidad de especies de sotobosque); ii) promover el aclareo para permitir el crecimiento desigual de los árboles (necesario para la generación de hábitats de especies tardías); y iii) recuperar madera muerta en pie y en suelo (necesario para la persistencia de especies saproxílicas). Las medidas recomendables son el anillamiento de árboles y la tala selectiva que permiten, en ambos casos, la generación de claros en el dosel y la aparición de madera muerta en pie y en el suelo, respectivamente.

5. Indicadores de desarrollo

La evaluación del éxito de los proyectos de restauración del BTC deberá realizarse combinando distintos criterios para la estimación de parámetros científico-técnicos a distintas escalas temporales (Ruiz-Jaén y Aide, 2005). En la **tabla I** se recoge un listado de parámetros a evaluar en distintas fases temporales, y contrastables con valores obtenibles a partir de los ecosistemas de referencia. Se recomienda un esquema de evaluación que cubra al menos 2 parámetros de todos los criterios.



		Fase temporal de evaluación		
		1-4 años	5-20 años	> 20 años
Criterios	Parámetro			
Técnicos	Éxito de establecimiento de siembra o plantación (marras)	X		
	Crecimiento de plantones y brinzales introducidos	X	X	
Taxonómicos*	Riqueza y abundancia de especies vegetales diana		X	X
	Riqueza y abundancia de especies indicadoras (aves, coleópteros, edafofauna)		X	X
	Heterogeneidad horizontal y vertical		X	X
Estructurales*	Estratos de vegetación		X	X
	Estructura y materia orgánica del suelo		X	X
	Estructura de edades de arbolado		X	X
	Presencia de madera muerta		x	X
	Presencia de claros			X
Funcionales*	Diversidad de rasgos en plantas (tipos funcionales, tamaño foliar, tamaño de semilla, etc.)		X	X
	Actividad de dispersión de semillas (zoocoria)		X	X
	Actividad de polinización entomófila		X	X
	Bancos de plantones y brinzales de regeneración espontánea		X	X
	Tasa de descomposición de hojarasca arbórea		X	X

* Valores óptimos a establecer a partir de ecosistemas de referencia.

Tabla I. Parámetros de evaluación del éxito de los proyectos de restauración del BTC, establecidos para cubrir distintos criterios y ser estimados en distintas fases temporales.

Agradecimientos

Esta contribución ha recibido apoyo de la Ayuda para Grupos de Investigación de Organismos del Principado de Asturias AYUD/2021/51261 (FICYT/FEDER).



Figura VI. Hayedo con alta densidad de arbolado joven y dosel cerrado, donde se pueden realizar acciones de aumento de la heterogeneidad interna como la generación de claros. **Autor:** Alfredo González Nicieza.

Bibliografía

Ameztegui, A. *et al.* (2021) Forest expansion in mountain protected areas: Trends and consequences for the landscape, *Landscape and Urban Planning*, 216, 104240.

Blanco-Fontao, B., Quevedo, M. y Obeso, J.R. (2011) Abandonment of traditional uses in mountain areas: typological thinking versus hard data in the Cantabrian Mountains (NW Spain), *Biodiversity and Conservation*, 20, pp. 1133-1140.

Blandino, C. *et al.* (2022) Regeneration from seed in herbaceous understorey of ancient woodlands of temperate Europe, *Annals of Botany*, 129, pp. 761-774.

Bustamante-Sánchez, M.A. y Armesto, J.J. (2012) Seed limitation during early forest succession in a rural landscape on Chiloé Island, Chile: implications for temperate forest restoration, *Journal of Applied Ecology*, 49, pp. 1103-1112.

Celaya, R. *et al.* (2022) Livestock Management for the Delivery of Ecosystem Services in Fire-Prone Shrublands of Atlantic Iberia, *Sustainability*, 14, 2775.

Corbin, J.D. y Holl, K.D. (2012) Applied nucleation as a forest restoration strategy, *Forest Ecology and Management*, 265, pp. 37-46.

Chacoff, N.P., García, D. y Obeso, J.R. (2008) Effects of pollen quality and quantity on pollen limitation in *Crataegus monogyna* (Rosaceae) in NW Spain, *Flora*, 203, pp. 499-507.

Chazdon, R.L. y Guariguata, M. R. (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges, *Biotropica*, 48, pp. 716-730.

García, D. y Obeso, J.R. (2003) Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency, *Ecography*, 26, pp. 739-750.

García, D. *et al.* (2005) Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain), *Forest Ecology and Management*, 208, pp. 29-43.

García, D. *et al.* (2013) Functional heterogeneity in a plant–frugivore assemblage enhances seed dispersal resilience to habitat loss, *Ecography*, 36, pp. 197-208.

García, D., Obeso, J.R. y Martínez, I. (2005) Rodent seed predation promotes differential recruitment among bird-dispersed trees in temperate secondary forests, *Oecologia*, 144, pp. 435-446.

García, D., Zamora, R. y Amico, G.C. (2010) Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes, *Conservation Biology*, 24, pp. 1070-1079.

Gondard, H. *et al.* (2003) Plant functional types: a promising tool for management and restoration of degraded lands, *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 223-234.

Grime, J.P. y Jeffrey, D.W. (1965) Seedling establishment in vertical gradients of sunlight, *Journal of Ecology*, 53, pp. 621-642.

Herrera, J.M. y García, D. (2009) The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad, *Biological Conservation*, 142, pp. 149-158.

IEPBN (2020) Informe sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España a 2020. Ministerio para la Transición ecológica y el reto demográfico. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-espanol-patrimonio-natural-biodiv/informe-anual/Informe_2020_IEPNB.aspx

Jiménez-Alfaro, B. *et al.* (2018) History and environment shape species pools and community diversity in European beech forests, *Nature Ecology and Evolution*, 2, pp. 483-490.

Keith, D.A. *et al.* (2020) T2.2 Deciduous temperate forests. En: Keith, D.A. *et al.* Eds. *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. Gland, Switzerland: IUCN.

Kunstler, G. *et al.* (2007) *Fagus sylvatica* L. recruitment across a fragmented Mediterranean landscape, importance of long distance effective dispersal, abiotic conditions and biotic interactions, *Diversity and Distributions*, 13, pp. 99-807.

Ladouceur, E. *et al.* (2018) Native Seed Supply and the Restoration Species Pool. *Conservation Letters*, 11, e12381.

Ladouceur, E. *et al.* (2022) An objective-based prioritization approach to support trophic complexity through ecological restoration species mixes, *Journal of Applied Ecology*, 59, pp. 394-407.

Lasanta-Martínez, T., Vicente-Serrano, S.M. y Cuadrat-Prats, J.M. (2005) Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees, *Applied Geography*, 25, pp. 47-65.

Laughlin, D.C. *et al.* (2017) The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? *Journal of Applied Ecology*, 54, pp. 1058-1069.

Lewandowski, P., Przepióra, F. y Ciach, M. (2021) Single dead trees matter: Small-scale canopy gaps increase the species richness, diversity and abundance of birds breeding in a temperate deciduous forest, *Forest Ecology and Management*, 481, 118693.

Martínez, D. y García, D. (2017) Role of avian seed dispersers in tree recruitment in woodland pastures. *Ecosystems*, 20, pp. 616-629.

Muler, A.L. *et al.* (2018) Using a functional ecology approach to assist plant selection for restoration of Mediterranean woodlands. *Forest Ecology and Management*, 424, pp. 1-10.

Navarro, L.M. y Pereira, H.M. (2012) Rewilding abandoned landscapes in Europe, *Ecosystems*, 15, pp. 900-912.

Olson, D.M. *et al.* (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity, *BioScience*, 51, pp. 933-938.

Rey-Benayas, J.M., Bullock, J.M. y Newton, A.C. (2008) Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, pp. 329-336.

Ruiz-Jaén, M.C. y Mitchell Aide, T. (2005) Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13, pp. 569-577.

Rumeu, B. *et al.* (2020) Frugivore species maintain their structural role in the trophic and spatial networks of seed dispersal interactions, *Journal of Animal Ecology*, 89, pp. 2168-2180.

Sabatini, F.M. *et al.* (2018) Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24, pp. 1426-1439.

Stanturf, J.A., Palik, B.J. y Dumroese, R.K. (2014) Contemporary forest restoration: a review emphasizing function, *Forest Ecology and Management*, 331, pp. 292-323.

Vila-Viçosa, C. *et al.* (2020) Late Quaternary range shifts of marcescent oaks unveil the dynamics of a major biogeographic transition in southern Europe, *Scientific Reports*, 10, 21598.