



**LAS FORMACIONES DE BOSQUE Y MONTE
MEDITERRÁNEO DE DOÑANA**

**VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y
RECOMENDACIONES DE GESTIÓN ADAPTATIVA
FRENTE AL CAMBIO GLOBAL**





Beneficiario Coordinador



Beneficiarios asociados



Cofinanciador



Las formaciones de bosque y monte mediterráneo de Doñana. Valoración de servicios ecosistémicos y recomendaciones de gestión adaptativa frente al cambio global.

Proyecto LIFE ADAPTAMED (LIFE14 CCA/ES000612), acción E1.

Como citar:

Santamaría, L.; Janss, G.F.E. 2024. Las formaciones de bosque y monte mediterráneo de Doñana. Valoración de servicios ecosistémicos y recomendaciones de gestión adaptativa frente al cambio global. Estación Biológica de Doñana EBD-CSIC. Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente (Junta de Andalucía). 96 pp.

Créditos fotográficos: Banco de Imágenes EBD-CSIC (Foto 8; Páginas 38; 29; 64; 85; 93-2), Carmen Díaz-Paniagua (Foto 14), Margarita Ocete (Portada), Héctor Garrido (Fotos 2; 3.3; 3.5; 3.4; 5; 7; 11; 12; Páginas 15; 76), Álvaro M Huelva (Página 93-3), Margarita Mulero (Páginas 26; 28; 75), Xosé Pardavila (Fotos 13; 16; 17; 18; Páginas 86; 93-1), Eloy Revilla (Fotos 1; 3.1; 3.2; 3.6; 4; 6.1; 6.2; 9; Páginas 48; 56; 78; 84), Rubén Rodríguez-Olivares (Página 68), Isidro Román (Páginas 16; 55), Cristina Ramo (Página 35), Carlos Ruiz (Fotos 6.2; 10; 15; Página 74), Luis Santamaría (Página 93-4).

URI: <https://digibug.ugr.es/handle/10481/102901>

D.L.: SE 3026-2024

Diseño gráfico y maquetación: Creados Visual S.L. (Granada)

Impresión: Solprint S. L. (Málaga)

**LAS FORMACIONES DE BOSQUE Y MONTE
MEDITERRÁNEO DE DOÑANA**

**VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y
RECOMENDACIONES DE GESTIÓN ADAPTATIVA
FRENTE AL CAMBIO GLOBAL**

AGRADECIMIENTOS

Este manual reúne las contribuciones, experiencia y trabajo previo de un gran número de especialistas, que han contribuido de diferentes maneras a la génesis y ejecución del proyecto Life-Adaptamed. Estos incluyen tanto a los miembros del equipo técnico del proyecto, Xosé Pardavila, Carlos Caro de la Barrera, Álvaro M. Huelva, Moisés Olivera, Jorge Monje y Guillermo García Franco, como a los miembros del Equipo de Seguimiento de Procesos Natural y de la Oficina de Anillamiento (ICTS-RBD) que prestaron su apoyo al proyecto: Ana Andreu, Francisco Carro, Rocío Fernández Zamudio, Diego López, Carlos Moreno, Sebastián Palacios, Luis Ramírez e Isidro Román. El personal de la Reserva Biológica de Doñana (ICTS-RBD) proporcionó apoyo logístico y técnico, especialmente David Paz, Antonio Laino, Jaime Robles y Álvaro Robles.

Las tareas del proyecto Life Adaptamed, que constituyen la base de este manual, también han contado con la contribución de un importante número de estudiantes en prácticas, que con su esfuerzo y entusiasmo han contribuido enormemente a la medición de resultados en su ambicioso programa de monitoreo (en algunos casos, en momentos realmente difíciles), y han capitalizado al tiempo el importante componente de formación y capacitación del proyecto. Estos incluyen varios alumnos de máster (Ángela Vidal, Julia Villegas y Álvaro Sánchez) y grado (Antoni Ruiz), varios estudiantes internacionales que participaron a través del programa Erasmus+ (Meg O'Donoghue, Oliver Dodd, Grainne O'Doherty, James O'Connell, Georgia Arnold, Alice Clarke, Florence Taylor, Tesni Gordon, Conor McGrath, Sonja Leissner, Francesco Rughi, Mark Millard y Nikolai Hoppe), así como estudiantes del ciclo formativo de técnico superior en gestión forestal y del medio natural de varios centros: el C.F.M.R. de Navalmoral de la Mata (Jesus Izquierdo y F. Javier Rodríguez Vázquez), el I.E.S. Virgen de los Reyes (Julio Ruiz) y el I.E.S. Doñana de Almonte (Antonio González, Moisés Olivera y Laura Pastor).

En este último centro, además de los estudiantes mencionados (que hicieron sus periodo de prácticas en empresa en la EBD-CSIC, en el marco del Programa de Seguimiento y de este proyecto), también se desarrolló un programa de prácticas en el que participaron todos los alumnos del primer y segundo año del ciclo formativo. La organización de estas prácticas se debe al esfuerzo continuado del jefe de estudios y los profesores del I.E.S. Almonte (principalmente, Francisco Padilla, que hizo el primer contacto, José Luis Alonso, que las coordinó los primeros años, y Rocío Ruiz que las coordinó posteriormente) y de los coordinadores y miembros del ESPN ya mencionados arriba, pero entre los que es justo destacar de nuevo la labor de Ana Andreu y Rocío Fernández Zamudio.

Este manual ha contado también con el asesoramiento de Cristina Ramo (EBD-CSIC), Esperanza Sánchez (Universidad de Córdoba) y Luis Ventura García (IRNAS-CSIC), especialmente en las secciones sobre el patógeno exótico *Phytophthora cinnamomi*. Es particularmente relevante la contribución, en todos los aspectos relacionados con la gestión del Espacio Natural de Doñana y con el diseño, tramitación e implementación de las actuaciones, del personal del Espacio Natural de Doñana, especialmente Isabel Redondo, Pedro Jiménez, Francisca Martínez, Francisco Quirós y Miguel Ángel Pineda. También ha contado, durante toda la duración del proyecto, con el asesoramiento y el apoyo de Eloy Revilla, Javier Bustamante, Xim Cerdá, Jacinto Román, Alejandro Rodríguez y Carlos Ibáñez (EBD-CSIC).

Agradecemos, finalmente, de manera especial la continuada labor de coordinación y supervisión científica y técnica, incluyendo la de este manual, realizada por el equipo coordinador del proyecto Life-Adaptamed: Javier Cano, José M. Barea, Rut Aspizua (Junta de Andalucía), Javier Cabello (Universidad de Almería) y Regino Zamora (Universidad de Granada).

ÍNDICE

Prólogo	10
<hr/>	
1. Introducción	12
<hr/>	
2. Caracterización del alcornocal y matorral de Doñana	17
2.1 Una especie clave: el alcornoque	20
2.2 Biodiversidad animal y flora característica	22
2.3 Importancia para la conservación de especies y hábitats	24
<hr/>	
3. Estructura, funcionamiento y conservación del alcornocal y matorral de Doñana	27
3.1. Problemática asociada a la conservación	29
3.2. El decaimiento y la infección por <i>Phytophthora cinnamomi</i>	32
<hr/>	
4. Provisión de servicios ecosistémicos del matorral de Doñana	39
4.1. Servicios de aprovisionamiento	40
4.2. Servicios de regulación	42
4.3. Servicios culturales	45

5. Impactos del cambio global sobre el alcornocal y matorral de Doñana	49
5.1. Cambios de usos del suelo	50
5.2. Sobreexplotación de los recursos hídricos	51
5.3. Cambio climático	52
<hr/>	
6. Actuaciones de gestión del matorral y alcornocal de Doñana dentro del proyecto LIFE-ADAPTAMED	57
6.1. Diversificación del matorral noble del P.N. de Doñana	58
6.2. Control del patógeno exótico <i>Phytophthora cinnamomi</i>	62
<hr/>	
7. Seguimiento para la evaluación de la efectividad de las actuaciones en LIFE Adaptamed	69
7.1 Seguimiento ecológico a escala de campo	71
7.2 Seguimiento ecológico a escala de paisaje	72
<hr/>	
8. Lecciones aprendidas del proyecto LIFE y recomendaciones de gestión	77
8.1. Aprendiendo del proceso: recomendaciones técnicas	78
8.2. Aprendiendo del proceso: gobernanza para una gestión proactiva y adaptativa	81
<hr/>	
9. Referencias	87

PRÓLOGO

El monte mediterráneo es una de las formaciones más relevantes de Doñana. El Parque Nacional cuenta con unas 7.000 hectáreas de bosques y matorrales mediterráneos, en las que el alcornoque, acebuche y lentisco juegan los papeles estructurales y funcionales más relevantes, que albergan cerca de 80 especies de vertebrados, entre las que destacan el águila imperial, el milano real y el lince ibérico. Doñana quizás sea más conocido por sus humedales, pero hay que recordar que sus formaciones forestales son clave para la regulación del ciclo hidrológico, la reducción de la erosión y la colmatación de la marisma, y como sumidero de CO₂. De modo particular, el alcornoque ha servido de soporte para los nidos las grandes colonias de ardeídas y otras aves zancudas durante muchas décadas, formando la famosa 'pajarera' que ha llegado a ser uno de los iconos más conocidos de este espacio protegido.

Históricamente, el alcornoque, acebuche y lentisco sostuvieron aprovechamientos muy relevantes, como fuente de energía (leña y carbón) y alimentación (a través de sus frutos y follaje), refugio para la caza y soporte para la ganadería en régimen extensivo. Por ello, estas formaciones supusieron uno de los soportes principales para las economías agrícolas y ganaderas locales. La explotación de los bosques originarios de la zona de Doñana empezó en el siglo XVII y causó, a partir de entonces, modificaciones importantes en este paisaje: desde aclareos intensivos para favorecer los pastos, hasta las extensas repoblaciones con especies de árboles ajenas a los paisajes originarios (pinos y eucaliptos) que tuvieron lugar en la segunda mitad del siglo XX.

Desde la protección de Doñana en 1964, las medidas de gestión se han enfocado a conservar las formaciones de bosques y matorral, recuperando y fomentando su regeneración natural. Gracias a estos esfuerzos de conservación, Doñana fue declarado Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO en 1994. Este manual da un paso más para reunir los conocimientos disponibles sobre buenas prácticas de gestión, a los que se añaden los nuevos aprendizajes adquiridos, durante los últimos seis años, en el marco del proyecto Life Adaptamed. Se incorporan nuevos conceptos de gestión y criterios imprescindibles para abordar el actual

escenario del cambio climático, centrados en incentivar la regeneración natural del bosque mediterráneo (utilizando técnicas de primor para generar de “islas de biodiversidad”) y limitar el impacto del oomiceto exótico *Phytophthora cinnamomi* (que afecta a varias especies autóctonas, entre ellas el alcornoque). El enfoque de co-gestión adaptativa centrada en la conservación de los servicios ecosistémicos permite darnos cuenta de la importancia que tiene la biodiversidad para nuestro bienestar.

Para terminar, hay que destacar que los resultados de este trabajo han sido posibles gracias al esfuerzo común, empleando varios enfoques y escalas de gestión (desde local hasta regional) y con el apoyo de tres entidades científicas muy vinculadas a la conservación de la flora y fauna andaluza: la Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), la Universidad de Granada y la Universidad de Almería. Los espacios naturales de Andalucía integrantes del proyecto Life Adaptamed, Doñana, Cabo de Gata y Sierra Nevada, han representado el marco ideal en el que identificar retos comunes para adaptar la gestión de los ecosistemas y recursos naturales al cambio climático y el cambio global, en un eje geográfico representativo de la enorme diversidad del territorio Andaluz. Este proyecto es, por ello, también un impulso al Observatorio del Cambio Global de Andalucía, con el fin de unificar criterios y fomentar el entendimiento entre gestores y científicos, imprescindibles para afrontar conjuntamente el desafío de gestionar exitosamente nuestro patrimonio natural en un mundo en acelerado cambio.

Isabel Redondo Morales
Conservadora del Espacio Natural de Doñana 2016-2022

INTRODUCCIÓN

La actividad humana está causando cambios cada vez más acelerados sobre la estructura y los procesos bióticos y abióticos de todo el planeta. El conjunto de todos estos cambios suele englobarse bajo el término 'cambio global'. La interacción entre los diferentes sistemas biofísicos y sociales, que amplifican o atenúan sus efectos, es una característica esencial del cambio global que dificulta la predicción de su evolución y manifestaciones concretas (Duarte et al. 2006). Por todo ello, el cambio global plantea un desafío de gran complejidad para los sistemas tradicionales de gobernanza y gestión de la naturaleza. El cambio global obliga a poner en práctica nuevas formas de gestión que faciliten la adaptación de los sistemas naturales a las nuevas condiciones, tratando de maximizar su conservación y aprovechamiento (Doblas-Miranda et al. 2015).

Uno de los elementos principales del cambio global es el cambio climático, que se refiere al efecto de la actividad humana sobre el sistema climático global. El cambio climático es consecuencia del cambio global y afecta, a su vez, a otros procesos fundamentales del funcionamiento del sistema Tierra. Muchos ecosistemas, como los ecosistemas forestales mediterráneos, que están sufriendo los impactos directos e indirectos del calentamiento climático, ven esos impactos acentuados por la interacción con otros motores del cambio global (como los cambios de uso del territorio, la contaminación y el intercambio biótico; Valladares et al. 2005; Doblas-Miranda et al. 2017; Herrero et al. 2015; Peñuelas et al. 2017). Estos impactos, que seguirán agravándose en el futuro, están repercutiendo en la funcionalidad de los sistemas naturales y en la capacidad que éstos tienen para suministrar servicios ecosistémicos (Lindner et al. 2010). La abundante evidencia científica disponible indica que el cambio climático está ya afectando a la fenología de las plantas y las interacciones entre especies, favoreciendo la expansión de especies invasoras y plagas, provocando cambios en la dominancia, estructura y composición de las comunidades, y aumentando el impacto de perturbaciones como el fuego (Valladares et al. 2005). Con el cambio climático disminuye la capacidad de secuestro de carbono atmosférico de los ecosistemas, y se producirán tanto migraciones altitudinales de especies como extinciones locales. Para mitigar estos efectos, es esencial facilitar el reajuste y la adaptación de los ecosistemas, entre los que (tanto por su importancia como por su retroalimentación con los propios factores del cambio global) los ecosistemas forestales representan una pieza clave (FAO 2018).

En muchas regiones del planeta, incluyendo la mediterránea, el incremento de temperaturas y la reducción de precipitaciones provocarán una mayor evapotranspiración de la vegetación y una reducción del agua disponible, tanto en superficie (ríos, arroyos, lagunas) como para la vegetación (Doblas-Miranda et al. 2017; IPCC 2013). Las consecuencias de este incremento en el estrés hídrico serán determinantes para el futuro de las diferentes especies y formaciones forestales - incluso aquellas mejor adaptadas a sobrevivir con altas temperaturas y escasez de agua prolongada, como el bosque y matorral mediterráneo (Costa et al. 1998). El impacto de estos cambios en el clima se le sumará, o será amplificado por, el de otros motores del cambio global como los cambios de uso del territorio (que causan la pérdida, degradación y fragmentación de hábitats), la sobreexplotación de los recursos, la contaminación y la introducción de especies exóticas (que a menudo incluyen depredadores, herbívoros, plagas y patógenos que impactan gravemente en los ecosistemas que los reciben) (Nelson et al. 2006; Roy et al. 2017).



Foto 1. “La Vera” de Doñana, el ecotono entre las marismas y el manto eólico, es una de las zonas donde se conservan formaciones de bosque y monte mediterráneo

El proyecto Life-Adaptamed tiene como objetivo mitigar el impacto del cambio climático sobre los servicios ecosistémicos que proveen ecosistemas forestales clave de tres espacios naturales: Cabo de Gata-Níjar, Doñana y Sierra Nevada. Mediante la aplicación de actuaciones de manejo diseñadas e implementadas en un marco de gestión adaptativa (Tanner-McAllister et al. 2017; Williams 2011a; Williams 2011b), el proyecto ha desarrollado modelos de actuación que promueven el aumento de la resiliencia y capacidad de adaptación de diferentes ecosistemas mediterráneos representativos (pinares de repoblación, robledales de montaña, monte mediterráneo, matorrales predesérticos), protegiendo así los servicios ecosistémicos que éstos proporcionan a los seres humanos. Para cada tipo de manejo se analiza su afección a la provisión de servicios ecosistémicos mediante evaluaciones (previas y posteriores) de procesos y funciones ecológicas clave vinculadas a estos.

En Doñana existen actualmente más de 7.000 hectáreas de alcornocal y matorral mediterráneo, que representan cerca del 34% de las 21.000 ha de ecosistemas terrestres incluidas en el Parque Nacional (ESPN 2020). Tanto por su magnitud como por su calidad son ecosistemas esenciales en la acción global climática. Son ecosistemas naturales que, actualmente, necesitan mejoras y tratamientos selvícolas para seguir proveyendo servicios ambientales en un escenario incierto y modelado por el cambio global.

Los retos son análogos a los planteados en otras masas forestales de Andalucía, como sus pinares y robledales: ¿Cómo conseguir que se adapten y puedan proporcionar servicios ambientales con menores precipitaciones, mayores temperaturas, nuevas plagas y mayores riesgos de incendio? ¿Cómo obtener formaciones más resilientes y menos vulnerables frente a estos impactos? ¿Cómo garantizar, en el futuro, la provisión sostenida de servicios ecosistémicos como la regulación del ciclo del agua, la conservación del suelo, el secuestro de carbono o el mantenimiento de la biodiversidad?

El proyecto Life-Adaptamed ha desarrollado diferentes acciones de gestión en el Espacio Natural de Doñana. En este área, la baja diversidad provocada por el déficit hídrico, el exceso de herbivoría, y el ataque por patógenos exóticos constituyen graves amenazas para la provisión futura de servicios ambientales. Las acciones se han llevado a cabo en dos situaciones. En primer lugar, sobre masas de monte blanco y negro con presencia ocasional de arbolado (principalmente, pino piñonero), buscando activar los procesos de sucesión y facilitar la regeneración de formaciones más maduras, diversas y resilientes que incluyeran la presencia de matorral noble (principalmente acebuche y lentisco, pero también otras especies como madroño, labiérnago y mirto) y alcornoques. En segundo lugar, sobre masas poco densas y pies dispersos de alcornoque, para abordar

uno de los problemas más acuciantes para su conservación: la mortalidad de individuos adultos por ataques del patógeno exótico *Phytophthora cinnamomi*.

Se ha actuado dentro de un marco conceptual de gestión adaptativa en colaboración, un proceso proactivo centrado en el aprendizaje continuo. Dentro de este marco, se identificó como elemento clave del objetivo global el aumento de la diversidad y resiliencia de los ecosistemas, considerado imprescindible para disminuir su vulnerabilidad y asegurar su capacidad de adaptación frente los impactos provocados por el cambio global.





02

CARACTERIZACIÓN DEL ALCORNOCAL Y MATORRAL DE DOÑANA

Las formaciones de matorral de Doñana se han interpretado como estadios sucesionales de formaciones maduras de alcornoque (*Quercus suber*), acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*) y/o lentisco (*Pistacia lentiscus*). En zonas más xéricas, estas formaciones dejan paso a otras dominadas por la sabina mora (*Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata*). Sea como acompañante o como elemento de sustitución de las formaciones forestales mencionadas, aparecen formaciones heterogéneas de matorral espeso dominado por cistáceas y/o ericáceas, que se suelen agrupar en dos grandes tipos, denominados localmente ‘monte blanco’ y ‘monte negro’.

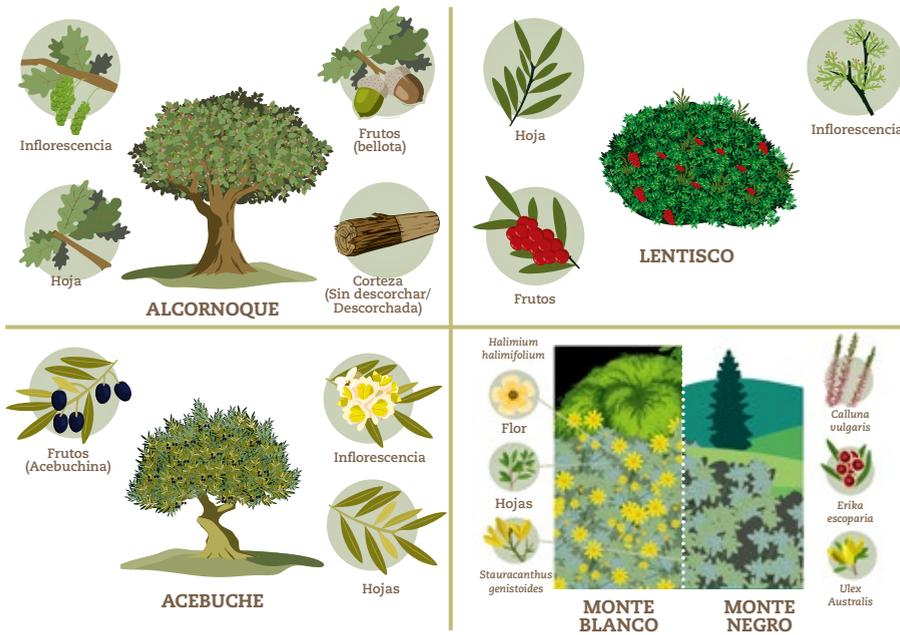


Figura 1. Características de las especies principales de las formaciones vegetales incluidas en este manual.

La formación forestal predominante es, como se ha mencionado, el alcornoque (*Q. suber*). Incluye ejemplares de gran tamaño, en los que la copa puede exceder los 20 m de diámetro, que sirven de sustrato a una gran variedad de lianas (como *Smilax aspera*, *Lonicera periclymenum*, *L. implexa*, *Vitis vinifera sylvestris* y *Clematis flammula*). El sotobosque presenta coberturas elevadas de helechos (*Pteridium aquilinum*) y matorrales de 3-4 m de altura (García-Novo 1997; Valdés et al. 2007).

Estas formaciones están acompañadas de otras especies que pueden alcanzar porte arbóreo, como el acebuche (*O. europea* var. *sylvestris*), el lentisco (*P. lentiscus*) y el madroño (*Arbutus unedo*). Estas tres especies producen copiosas cosechas de frutos carnosos que, unidas a las copiosas cosechas de bellotas producidas por el alcornoque, atraen numerosas especies de vertebrados frugívoros y granívoros como aves, roedores y ungulados, lo que favorece a su vez la formación de densos paquetes de vegetación en torno a ellos.

La degradación de estos bosques resulta en el empobrecimiento de los suelos y la matorralización. Las formaciones de matorral se organizan en un mosaico espacio-temporal con transiciones difusas, organizados principalmente en base a la disposición topográfica, que condiciona tanto el acceso a los recursos hídricos como la profundidad y riqueza de los suelos. En zonas más bajas, aparecen formaciones del llamado “monte blanco”, dominadas por un matorral de jaguarzo (*Halimium halimifolium*), tojo (*Ulex australis*) y aulaga (*Stauracanthus genistoides*), al que acompañan algunas jaras (*Cistus salvifolius*, *C. libanotis*) y escobones (*Cytisus grandiflorus*). En las áreas más secas y expuestas, situadas en las crestas, aparece una vegetación más rala y dispersa dominada por labiadas como el cantueso (*Lavandula stoechas*), romero (*Rosmarinus officinalis*) y almora-dux (*Thymus mastichina*), acompañadas de *C. libanotis*, *Halimium commutatum*, *Leucojum trichophyllum* y *Avena barbata*.

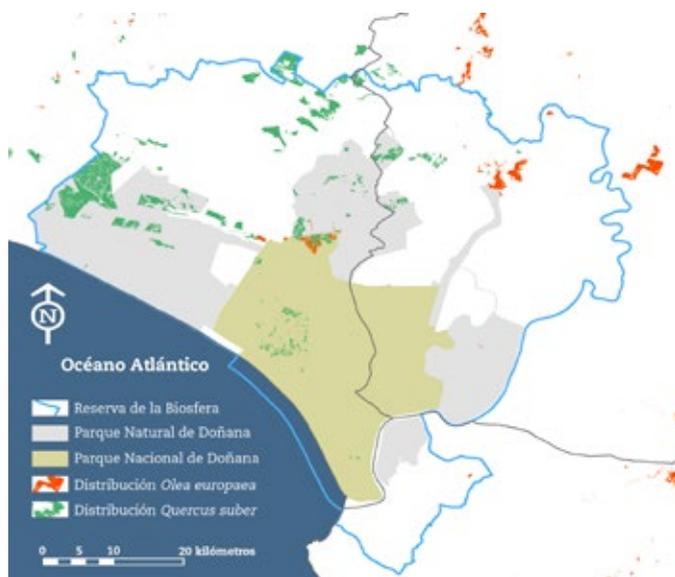


Figura 2. Distribución de los alcornoques y acebuchales en el Espacio Natural de Doñana.

En las depresiones y zonas más húmedas, donde el nivel freático se acerca a la superficie, estas formaciones son sustituidas por el llamado “monte negro”. Se trata de un matorral oscuro y denso, dominado por especies que necesitan un aporte continuado de agua en verano, pero también resisten mejor el encharcamiento invernal. Está dominado por brezos (*Calluna vulgaris*, *Erica scoparia*, *E. umbellata*, *E. ciliaris*), que se entremezclan con zarzas (*Rubus ulmifolius*), tojos (*Ulex minor*, *U. australis*), aulagas (*Genista triacanthos*) y jaras (*Cistus salvifolius*, *C. psilosepalus*). En la periferia de estas zonas, favorecidas por la mayor humedad y fertilidad del suelo, aparecen también especies de matorral de mayor porte como el mirto (*Myrtus communis*), el labiérnago (*Phillyrea angustifolia*), o las especies arbóreas mencionadas anteriormente.

2.1 UNA ESPECIE CLAVE: EL ALCORNOQUE

El alcornoque (*Quercus suber* L.) se distribuye en la cuenca mediterránea occidental (Fig. 1), abarcando una amplia variedad de sitios y nichos ecológicos (Costa et al. 1998; Costa et al. 2006; Díaz et al. 2009b). En la Península se conserva posiblemente la mejor representación mundial de esta especie, que aproximadamente representa el 10% de su extensión original (unos 50.000 km²; Díaz et al. 2009b). Ocupan el cuadrante suroccidental, entre Portugal y España, aunque existen algunas poblaciones adicionales en otras zonas, como Cataluña, Levante y Euskadi (Costa et al. 1998).

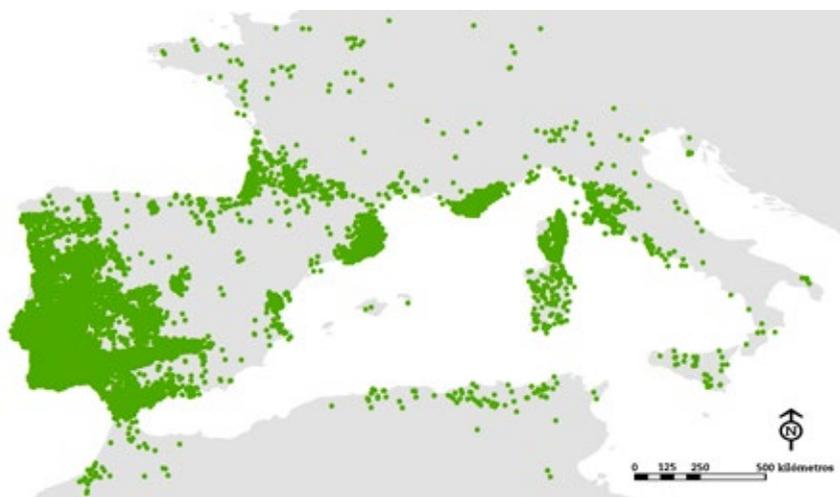


Figura 3. Distribución geográfica del alcornoque (*Quercus suber*).

El alcornoque requiere una precipitación media de 600 mm al año y una temperatura media de unos 15 °C. En Europa, su distribución está limitada por la temperatura mínima de invierno, por lo que no ocupa áreas por encima de 800 m de altitud; y por un límite inferior de precipitación de 400 mm al año, por lo que está ausente de las zonas más secas. Aunque aguanta bien los veranos secos y cálidos típicos del clima mediterráneo, está restringido a las áreas de influencia marina, donde tanto la temperatura como la sequía se moderan. Prefiere suelos ácidos de granitos o esquistos y suelos arenosos, y solo puede crecer en suelo calcáreo en zonas de elevadas precipitaciones (Duque-Lazo 2018).

El alcornoque posee un sistema radical fuerte y compacto, profundo y muy desarrollado, formado por un eje central flexible y profundo (hasta varios metros si el suelo lo permite) y por raíces secundarias oblicuas, o de morfología irregular, bastante superficiales. De esta red de raíces secundarias parten hacia la superficie, hasta tan solo unos centímetros de la misma, cabelleras de finas raíces de distribución muy irregular, más abundantes bajo la proyección de la copa y en la orientación norte y este del árbol (Metro et al. 1957). Estas raíces superficiales otorgan al árbol una buena posición competitiva radical directa frente otras especies de su sotobosque. El sistema radical del alcornoque se asocia con micorrizas diversas, pertenecientes principalmente a los géneros *Boletus*, *Russula*, *Armillaria* y *Lactarius* (Torres-Juan 1970).



Foto 2: Ejemplar de alcornoque (*Quercus suber*) situado en el Parque Nacional de Doñana.

En Doñana, los alcornoques ocupan actualmente una extensión de 1.455 ha, sobre suelos arenosos con bastante humedad, cercanos a las lagunas y los cauces de arroyos y caños, o en el ecotono entre las dunas estabilizadas y la marisma (la llamada “vera”).

2.2 BIODIVERSIDAD ANIMAL Y FLORA CARACTERÍSTICA

Las formaciones de matorral y alcornocal de Doñana albergan cerca de 80 especies de vertebrados, de los que la mitad son aves. Entre las aves destacan numerosas rapaces como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), culebrera europea (*Circaetus gallicus*), águila calzada (*Hieraetus pennatus*), busardo ratonero (*Buteo buteo*), milano negro (*Milvus migrans*), milano real (*Milvus migrans*), elanio azul (*Elanus caeruleus*) y cernícalo común (*Falco tinnunculus*). Sin embargo, los problemas de conservación derivados del impacto antrópico que sufre este área han provocado tanto el declive y extinción local de algunas especies, como el alcotán europeo (*Falco subbuteo*; Sergio et al. 2021), como la llegada y asentamiento de otras, como el búho real (*Bubo bubo*; Penteriani et al. 2012).

Otras aves sedentarias o con poblaciones reproductoras incluyen el rabilargo ibérico (*Cyanopica cooki*), chotacabras cuellirrojo (*Caprimulgus ruficollis*), alcaraván común (*Burhinus oedicephalus*), críalo (*Clamator glandarius*), abejaruco común (*Merops apiaster*), perdiz roja (*Alectoris rufa*), los alcaudones común (*Lanius senator*) y real (*L. excubitor*), o las currucas cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) y rabilarga (*S. undata*).

Este área tiene también una gran importancia para la migración e invernada de aves. Durante la migración postnupcial, en otoño, alberga más de 50 especies de aves, principalmente paseriformes, que incluyen migrantes tanto presaharianos (como el mosquitero común *Phylloscopus collybita*, el petirrojo *Erithacus rubecula*, y la curruca capirotada *Sylvia atricapilla*) como transaharianos (como el papamoscas cerrojillo *Ficedula hypoleuca*, el mosquitero musical *Phylloscopus trochilus*, el mosquitero ibérico *P. ibericus*, y la curruca zarcera *Sylvia communis*) (ESPN 2020).

Entre los mamíferos, destaca la rica comunidad de carnívoros, que incluyen al lince ibérico (*Lynx pardinus*), gato montés (*Felis silvestris silvestris*), zorro (*Vulpes vulpes*), tejón (*Meles meles*), meloncillo (*Herpestes ichneumon*), gineta (*Genetta genetta*) y turón (*Mustela putorius*). A estos se suman varias especies de ungulados nativos, como el jabalí (*Sus scrofa*) y el ciervo común (*Cervus elaphus*), e introducidos, como el gamo (*Dama dama*); otros herbívoros de menor talla, como el

conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) y la liebre ibérica (*Lepus granatensis*); roedores como ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), ratón moruno (*Mus spretus*) y lirón careto (*Eliomys quercinus*); e insectívoros como la musaraña gris (*Crocidura russula*).



Foto 3. Especies características de las formaciones de bosque y monte mediterráneo. En el orden de las agujas del reloj: conejo de monte (1-*Oryctolagus cuniculus*), chotacabras pardo (2-*Caprimulgus ruficollis*), Armeria velutina (3), carbonero común (4-*Parus mayor*), lince ibérico (5-*Lynx pardinus*), águila imperial (6-*Aquila adalberti*).

La herpetofauna de Doñana es también rica en especies, que en muchos casos ocupan las zonas de cotos (matorral y alcornocal). Éstas incluyen una especie amenazada, la tortuga mora *Testudo graeca*, y otra considerada ‘casi amenazada’ en España (Pleguezuelos et al. 2002), el camaleón (*Chamaeleo chamaeleon*). Las serpientes incluyen una víbora, la víbora hocicuda (*Vipera latastei gaditana*), y seis culebras: las culebras bastarda (*Malpolon monspessulanum*), viperina (*Natrix maura*), de collar (*N. natrix*), lisa meridional (*Coronella girondica*), de escalera (*Rhinechis scalaris*) y de cogulla (*Macropododon cucullatus*) (Valkonen et al. 2011). A estos hay que añadir varios lagartos y lagartijas, que incluyen especies relativamente abundantes como las lagartijas colirroja (*Acanthodactylus erythrurus*), colilarga (*Psammodromus algirus*) y de Carbonell (*Podarcis carbonelli*); otras más raras como la lagartija occidental ibérica (*Psammodromus occidentalis*); y el lagarto ocelado (*Timon lepidus*), una especie que ha sufrido una importante rarefacción en este área, que se atribuye a su papel como presa de sustitución del conejo tras disminuir éste por efecto de la mixomatosis y la hemorragia vírica (Andreu 2014). En estos ambientes también son comunes el eslizón ibérico (*Chalcides b. bedriagai*) y la salamanguera rosada (*Tarentola mauritanica*).

Las formaciones de alcornoque, acebuche, lentisco y matorral albergan también una rica fauna de invertebrados, mucho menos conocida y estudiada que la mencionada anteriormente. Entre ellos, cabe destacar una especie de insecto protegido por la Directiva de Hábitats, el capricornio mayor (*Cerambyx cerdo*), para el que el alcornoque representa el principal sustrato y alimento larvario en este área.

2.3 IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES Y HÁBITATS

A nivel mundial, tanto el alcornoque (*Q. suber*) como el lentisco (*P. lentiscus*) están asignados a la categoría de “preocupación menor” (LC) tanto en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN (Harvey-Brown 2017; Rhodes et al. 2016) como en Lista Roja Europea de Árboles (Rivers et al. 2019), con una tendencia poblacional decreciente para el alcornoque (Harvey-Brown 2017) y estable para el lentisco (Rhodes et al. 2016). El olivo y acebuche, englobados en la especie *Olea europea*, están incluidos en Lista Roja Europea de Árboles con la categoría “datos insuficientes” debido a las dificultades para discernir, tras miles de años de cultivo, qué poblaciones son realmente nativas, cuáles son realmente silvestres y cuál es el impacto de la hibridación sobre su diversidad genética; así como a las incertidumbres sobre el impacto de *Xylella fastidiosa*, un patógeno exótico originario de América que ha sido asociado con el síndrome del decaimiento rápido del olivo (“olive quick decline syndrome”, OQDS), observado por primera vez en olivares del sur de Italia pero que se ha extendido ya hacia el oeste, a la península Ibérica y varias islas mediterráneas (Rivers et al. 2019). Ninguna de estas tres especies está incluida en las Listas Rojas de la Flora Vasculare ni de España (Moreno 2008; Bañares et al. 2010) ni de Andalucía (Cabezudo et al. 2005).

Estas especies tienen, sin embargo, gran importancia como elementos dominantes del hábitat para muchas otras especies y desempeñan funciones determinantes de los ecosistemas. Por ello, las formaciones de alcornoque, acebuche, lentisco y matorral de Doñana están protegidas a nivel europeo por la Directiva Hábitats (92/43/CEE), a través de las siguientes categorías listadas en su Anexo I: 9330 Alcornocales de *Quercus suber* (tipo 45.22 - alcornocales de Iberia sudoccidental; Díaz et al. 2009b), 6310 Dehesas perennifolias de *Quercus spp* (Díaz et al. 2009a), 9320 Bosques de *Olea* y *Ceratonia* (subtipo 45.11 Bosques Mediterráneos de Acebuche, *Olea europaea* var. *sylvestris*; Rey et al. 2009), 5330 Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos (tipo Termomediterráneos: formaciones meridionales con *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis* y *Olea sylvestris*, relacionados con los acebuchales y al-

garrobales del tipo 9320; Manual de Hábitat de España; Cabello et al. 2009). Están incluidos por ello en numerosos espacios de la Red Natura 2000.

Aparecen además en el esquema de clasificación de hábitat EUNIS, en las siguientes categorías: G2.112 y T2-111 “Southwestern Iberian *Quercus suber* forests”, G2.4 “*Olea europaea* - *Ceratonia siliqua* woodland”, F5.12 y S5-12 “*Olea europaea* and *Pistacia lentiscus matorral*”.

Como hemos mencionado, estas formaciones albergan además en el espacio natural de Doñana numerosas especies de especial importancia para la conservación. Entre estas, encontramos varias especies de fauna endémica o amenazada, incluyendo tres especies en peligro de extinción, el águila imperial (*Aquila adalberti*), el lince ibérico (*Lynx pardinus*) y el milano real (*Milvus milvus*); y el gato montés (*Felix silvestris silvestris*) y el nóctulo grande (*Nyctalus lasiopterus*), categorizados como vulnerables. También aparecen varias especies de flora endémica o amenazada, como los endemismos locales *Linaria tursica* y *Dianthus hinoxianus*, el endemismo ibérico *Armeria velutina*, o la especie vulnerable *Corema album* (endémica de la Península Ibérica y Azores).

Las formaciones vegetales de alcornocal y matorral son también esenciales para mantener el balance hídrico y el ciclo de nutriente en la extensa red de lagunas temporales distribuida por las arenas de Doñana, en las zonas de ecotono con la marisma y en los sotos de los arroyos que desembocan a ésta. Estos ambientes albergan numerosas especies de gran importancia e interés de conservación, que incluyen plantas endémicas, relictas y amenazadas como *Micropyropsis tuberosa*, *Caropsis verticillatunundata* o *Avellara fistulosa*.

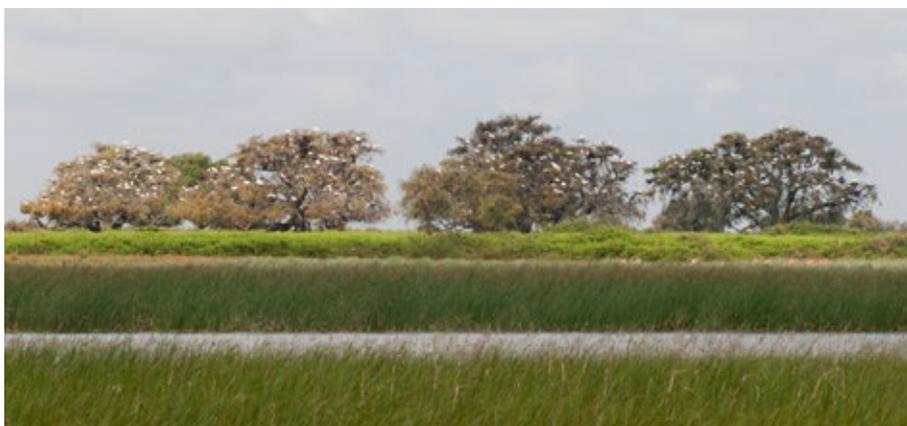


Foto 4. Los alcornoques han tenido una importante función como soporte para los nidos de aves acuáticas zancudas de Doñana





03

ESTRUCTURA, FUNCIONAMIENTO Y
CONSERVACIÓN DEL ALCORNOCAL
Y MATORRAL DE DOÑANA



El alcornoque es una de las formaciones vegetales más importantes de las arenas estabilizadas de Doñana (Ramo et al. 2009). Aunque a principios del siglo XVII dominaba esta zona un bosque mediterráneo abierto con una cobertura de alcornoques próxima al 20% (Granados 1987; López de Heredia et al. 2006), el impacto de las talas, quemas y otras actividades humanas causó una fuerte disminución de esta especie y una caída del número de individuos de gran porte, que pasaron de muchos miles a pocos centenares (Corona et al. 2010; Morenés et al. 2005).

En la actualidad, la regeneración natural del alcornoque en Doñana es prácticamente inexistente debido al impacto combinado del exceso de herbivoría (Herrera 1995; Vázquez et al. 1997) y el descenso del nivel freático, que dificulta el acceso a los recursos hídricos de los plantones y juveniles durante los meses de sequía estival (Aldaya et al. 2010). El acceso al nivel freático es vital, ya que el agua profunda resulta un elemento esencial de la estrategia del alcornoque y otras especies mediterráneas para sobrevivir a la sequía estival (Pereira et al. 2006; David et al. 2007; Aronson et al. 2012). Por ejemplo, un estudio desarrollado en Portugal mostró que el crecimiento del corcho se detiene cuando se excede un umbral de profundidad del agua subterránea de 2.5 metros durante el periodo de sequía estival (Mendes et al. 2016).

En las últimas décadas, algunas de las formaciones de alcornoque más densas de Doñana han sufrido fuertes impactos locales: en particular, la ocupación reiterada de los grandes alcornoques centenarios de la Pajarera de Fuente del Duque (en la vera de la Reserva Biológica de Doñana) por nidos de aves zancudas causó el decaimiento de muchos de sus individuos y el declive del alcornoque. Por fortuna,

el desplazamiento en los últimos años de la pajarera a la vecina alameda del Bolín (y otros lugares del espacio protegido donde la vegetación de ribera se ha recuperado recientemente, como los tarajales del caño del Guadiamar) ha eliminado prácticamente este impacto.

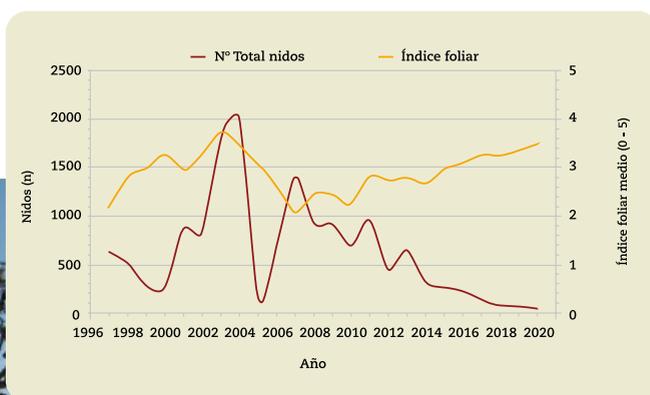
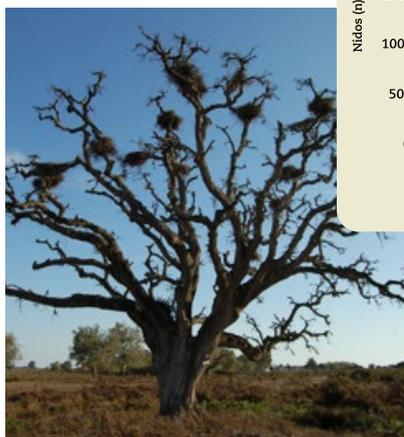


Figura 4. Ejemplar de alcornoque con nidos de varias especies de aves en el alcornocal de Fuente del Duque (Doñana) y evolución del número de nidos y estado foliar de los árboles en dicho alcornocal. Puede comprobarse como, a partir de 2007, el descenso continuado en el número de nidos ha ido acompañado de una mejora continuada en el estado foliar de los árboles. Fuente: ESPN (2020).

A estos impactos hay que sumar, además, recientemente la infección por el patógeno exótico *Phytophthora cinnamomi*. Este oomiceto, originario del sudeste asiático, fue introducido en Europa a principios del siglo XIX y se le considera una amenaza para numerosas especies de América y Europa. En Doñana fue detectado en 2008 (De Vita et al. 2012) y, desde entonces, se ha comprobado tanto su amplia prevalencia en los suelos y alcornoques de este espacio, como su grave impacto sobre éstos.

3.1. PROBLEMÁTICA ASOCIADA A LA CONSERVACIÓN

Históricamente, la degradación de las formaciones forestales y la subsiguiente matorralización se ha visto exacerbada, en muchas áreas, por el uso recurrente de cortas y fuegos prescritos para potenciar su explotación por la ganadería extensiva. Estas prácticas han potenciado la dominancia de especies de matorral

pirófilo, que actualmente dominan la vegetación de Doñana (García-Novo 1997). Posteriormente, algunos autores han propuesto que el cese de estas prácticas en el Parque Nacional podría estar relacionado con cambios en la vegetación que han desencadenado la reducción de las poblaciones de conejo, perjudicando a especies de predadores especialistas como el lince ibérico (p.ej. Moreno et al. 1995). Este punto de vista ha fomentado la aplicación de intervenciones de gestión que buscan ‘rejuvenecer’ el matorral denso creando, mediante desbroces, mosaicos de zonas abiertas y zonas con matorral. Esta estrategia, combinada con reintroducciones de conejos (más de 50.000 individuos en el periodo 2005-15), no ha conseguido reducir el declive de las poblaciones de conejos (Carro et al. 2019) y su impacto global sobre la vegetación y fauna del Espacio Protegido aún está por determinar.

La evolución del denso matorral que compone el monte blanco y negro hacia formaciones más heterogéneas, diversas y maduras, mediada por el reclutamiento y establecimiento de especies de matorral noble (mirto, lentisco, acebuche) y alcornoque está fuertemente limitada por una combinación de factores que reducen casi por completo el reclutamiento de estas especies. Estos factores afectan a las diferentes fases de dicho reclutamiento, e incluyen (1) la limitación a la dispersión, debido al descenso en la abundancia local de especies de aves y mamíferos frugívoros; (2) la elevada depredación pre- (semillas) y post-dispersiva (semillas y plántulas), asociada principalmente a la elevada abundancia de herbívoros que consumen las bellotas de alcornoque y las plántulas de todas las especies; y (3) la elevada mortalidad estival, asociada a la intensa sequía estival, pero exacerbada por el descenso del nivel del acuífero en muchas zonas de las arenas.

A estos factores hay que sumar el impacto del ataque por plagas, que incluyen tanto insectos defoliadores, granívoros y xilófagos, como diferentes patógenos. Aunque en la mayoría de los casos éstos representan componentes naturales del ecosistema, con una importante función de regulación y diversificación de la ve-



Foto 5. La utilización de Doñana para la ganadería extensiva con razas autóctonas representa un importante servicio ecosistémico, pero también un riesgo de degradación por sobreherbivoría, especialmente en años secos.

getación, que pueden tener incluso un importante valor de conservación (como ocurre con el capricornio mayor *C. cerdo*, mencionado arriba), en combinación con los factores de degradación antropogénica mencionados anteriormente pueden pasar a convertirse en elementos desestabilizadores con efectos muy negativos sobre estas masas y, por ello, sobre todo el ecosistema.

El factor más preocupante es el llamado “decaimiento”, un síndrome multicausal que afecta a varias especies del género *Quercus* y representa la mayor amenaza actual para las encinas (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*) del suroeste de la Península Ibérica. Este síndrome es consecuencia de una conjunción de factores bióticos y abióticos, que actúan de forma sinérgica, potenciándose entre sí. El elemento principal de este complejo de factores es el ataque por el oomiceto exótico *Phytophthora cinnamomi*, que provoca la podredumbre de las raíces y acaba causando la defoliación de la copa y finalmente la muerte del árbol (Brasier et al. 1994). Los efectos de este patógeno son probablemente exacerbados por las sequías severas, por lo que esta combinación de factores está causando grandes mortalidades de alcornoques y encinas en la Península Ibérica (Brasier 1992; Brasier 1996; Camilo-Alves et al. 2013; Sánchez et al. 2002). En Doñana, *P. cinnamomi* fue aislado por primera vez en 2008 (De Vita et al. 2012) y muestreos posteriores de suelos realizados en árboles sintomáticos y asintomáticos indicaron que el patógeno está ampliamente extendido en este espacio (Serrano et al. 2015).



Foto 6. El zorzal común (*Turdus philomelos*, izquierda) es un ave frugívora que inverte en grandes números en Doñana, donde dispersa gran cantidad de frutos de acebuche y otras especies de matorral de fruto carnoso. El petirrojo (*Erithacus rubecula*, derecha), por otro lado, es un predador de pulpa que reduce la dispersión de los frutos de acebuche. Su abundancia y fenología ha variado de modo importante en los últimos 40 años, probablemente debido al cambio climático y global (pérdida de hábitat, caza excesiva).

La propia gestión de las formaciones de alcornoque ha contribuido también a su degradación, acelerando procesos de pérdida de identidad genética que podrían causar el desajuste entre los genotipos presentes y las condiciones locales (esto es, la pérdida de adaptación local). La progresiva muerte de los alcornoques centenarios y la ausencia de regeneración propició que se iniciarán actuaciones de recuperación desde la década de los 80. Las principales han sido varias campañas de repoblación, con elevados porcentajes de marras y bajo éxito. Por desgracia, en lugar de utilizar exclusivamente genotipos locales, se ha recurrido frecuentemente a utilizar planta de distintas regiones de procedencia (e incluso procedencia desconocida). En un artículo que analizaba la procedencia de la planta utilizada mediante marcadores de ADN cloroplástico, análisis realizados sobre 44 alcornoques introducidos revelaron que 12 de ellos presentan un clorotipo diferente al de los individuos autóctonos, característico de los alcornocales catalanes (López de Heredia et al. 2006); además, los autores señalan que otras remesas de planta procedieron de La Almoraima, el Parque de los Alcornocales o zonas de Sierra Morena y Huelva (J. Franco, com. personal). Estas introducciones representan una estrategia mucho más arriesgada y menos robusta que la plantación de semilla de origen local, combinada con la regeneración in situ mediante la defensa de las plántulas y juveniles frente a la herbivoría.

3.2. EL DECAIMIENTO Y LA INFECCIÓN POR *PHYTOPHTHORA CINNAMOMI*

Como ya hemos mencionado, el decaimiento es un síndrome multicausal que afecta a árboles del género *Quercus*, causado por la confluencia de varios factores, tanto bióticos como abióticos, que se agravan al ocurrir de manera simultánea, creando sinergias que aceleran el proceso del decaimiento. El elemento más importante es la infección por el oomiceto exótico *P. cinnamomi* (Brasier et al. 1994). Al tratarse de una especie exótica, estas dos especies de árboles carecen de defensas naturales contra el ataque de éste patógeno (Roy et al. 2017). Actualmente, la combinación de sequías severas e infecciones de *P. cinnamomi* es la principal causa de la gran mortalidad de alcornoques y encinas en la Península Ibérica (Brasier 1992; Brasier 1996; Camilo-Alves et al. 2013; Sánchez et al. 2002).

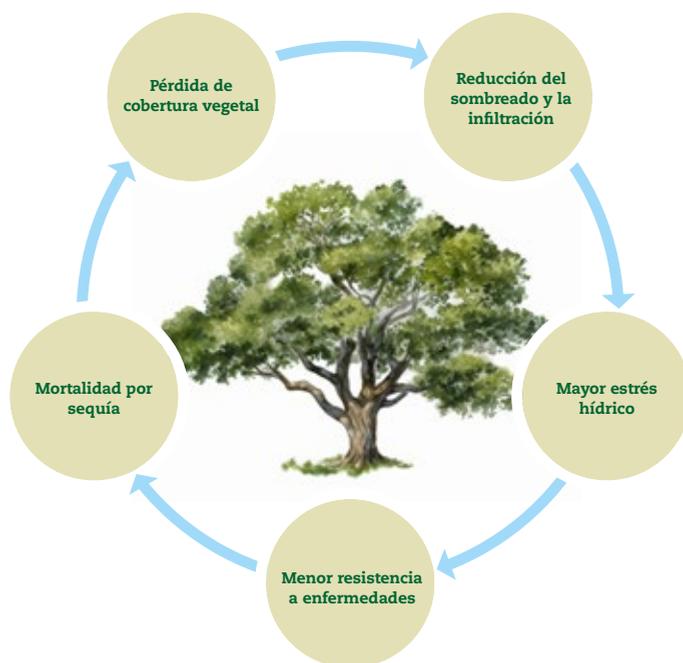


Figura 5. Factores que contribuyen al decaimiento del alcornoque y la encina.

El fenómeno del “decaimiento forestal” fue descrito inicialmente en los años 70 y 80, relacionado con la lluvia ácida (Camarero et al. 2004). Los síntomas observados eran la defoliación o decoloración de las copas, crecimiento reducido o anormal, muerte de raíces, envejecimiento acelerado y en general una mayor mortalidad. Recientemente, se han detectado casos de decaimiento asociados a patógenos, al cambio climático o a la interacción entre ambos factores. El factor climático más importante es la incidencia de sequías extremas, combinadas con factores de predisposición como el tipo de sustrato (p.ej., sustratos de menor profundidad) y el “reviejado” del monte bajo (cambios en la estructura y crecimiento por abandono del uso tradicional). Estos factores se combinan, a escala local, con otro factor clave: el ataque por patógenos.

La presencia del oomiceto *P. cinnamomi*, un oomiceto introducido en Europa a principios del siglo XIX, no se detectó como posible causante del decaimiento del alcornoque y la encina hasta los años 90 (Brasier 1992). Desde entonces se han ido detectando y describiendo nuevos brotes de infección en España y Andalucía (Brasier 1992). Esta especie fue responsable de la epidemia masiva que afectó a los castaños del sureste de Estados Unidos a principios del siglo XX, y a los castaños del sur de

Europa cuatro décadas más tarde (Brasier 1996). Está incluida entre las 100 especies exóticas invasoras más problemáticas del mundo (Lowe et al. 2000). Procedente de Taiwan, Vietnam o Papúa Nueva Guinea (Shakya et al. 2021, Jung et al. 2017; Brasier et al. 1992), ha expandido su distribución hasta convertirse en prácticamente cosmopolita debido a la acción humana. Por ello, constituye una amenaza para la industria de plantas ornamentales, árboles frutales y especies forestales de todo el mundo.

El género *Phytophthora* sp. engloba numerosas especies. *P. cinnamomi* es un patógeno generalista que vive en los suelos y se alimenta de raíces. Afecta al menos a 3.000 especies de plantas leñosas, incluyendo cultivos (p.ej. aguacate), arbustos (p.ej. algunos brezos, *Erica* spp.) y árboles (p. ej. algunos eucaliptos, pinos y robles) (GISD 2014; Sena et al. 2018). Tiene su actividad óptima en climas cálidos (>30°C) y en suelos húmedos, por lo que la disponibilidad de temperaturas y humedad moderadamente elevadas es el factor principal que delimita su área de distribución. Se dispersa mediante clamidosporas transportadas en el suelo y agua, posiblemente también a través del viento. El transporte antrópico se relaciona con el transporte de plantas, tierras vegetales y cepellones y, a nivel local, con el uso herramientas infectadas (Camilo-Alves et al. 2013) y con las repoblaciones efectuadas con plantones procedentes de viveros infectados (Jung et al. 2015). A menudo se encuentra en el suelo en forma de esporas de supervivencia (clamidosporas) que son resistentes a la sequía y a las temperaturas extremas. Estas esporas germinan cuando hay agua libre en el suelo y su temperatura es relativamente alta (alrededor de 25°C), produciendo esporangios que a su vez producen las esporas infectivas (zoosporas móviles). Las zoosporas son capaces de nadar, siendo atraídas químicamente por los exudados radicales del alcornoque.



Foto 7. El decaimiento es un síndrome multicausal que afecta a árboles del género *Quercus*, causado por la confluencia de varios factores, tanto bióticos como abióticos, siendo la infección por el oomiceto exótico *Phytophthora cinnamomi* uno de los principales.

La infección se produce en la zona de elongación de las raicillas o a través de heridas en las mismas. El micelio crece en las células corticales de la raíz, floema y xilema, reduciendo la capacidad del árbol para absorber agua y nutrientes, lo que termina debilitando al árbol hospedador. Ocasiona síntomas aéreos parecidos a los de la sequía: amarillez y marchitez foliar, defoliación y puntisecado de ramas (Sánchez et al. 2014). Su efecto virulento se manifiesta en mayor medida en árboles ya debilitados por otros factores bióticos (otras enfermedades) o abióticos (sequías) (Sánchez et al. 2002; Jung et al. 2017; Sena et al. 2018). Los síntomas pueden aparecer a las pocas semanas tras la infección, si ésta va seguida de un período de sequía (muerte súbita), o pueden tardar varios meses o años en desarrollarse (síndrome de muerte lenta), cuando las condiciones ambientales tras la infección son frescas y húmedas. (Sánchez et al. 2014). Gracias a sus esporas resistentes, *P. cinnamomi* puede aguantar largos períodos en condiciones ambientales adversas (Camilo-Alves et al 2013; Hardham 2005). Indirectamente favorece también la presencia de otras plagas, ya que muchas aparecen sólo en individuos debilitados.



Figura 6. Evolución de un alcornoque afectado por decaimiento en el Parque Nacional de Doñana, durante cuatro años consecutivos (2008-2011).

En Australia, donde este patógeno está amenazando a numerosas especies nativas de sus bosques (GISD 2014), se han ensayado distintos métodos para su erradicación. Estos métodos han incluido tratamientos tan drásticos como la destrucción de árboles sanos en las zonas limítrofes a los focos de enfermedad, la destrucción total de las plantas (creando zonas de barbecho), la aplicación de riego subterráneo y superficial con fungicidas selectivos, o la aplicación de inyecciones al suelo con fumigantes químicos (Dunstan et al. 2008). Ninguno de estos métodos ha impedido que, a largo plazo, volviera a aparecer el patógeno. Teniendo en cuenta esta experiencia, Zamora et al. (2014) concluyeron, que si bien no es posible su total erradicación donde ya se ha instalado, se deben aplicar medidas para evitar su dispersión y para disminuir su población en las zonas afectadas. Estos autores proponen una serie de medidas para prevenir y controlar este patógeno en las dehesas que (aunque muchas no son aplicables a un espacio natural protegido) incluyen las siguientes:

MEDIDAS PREVENTIVAS PARA EVITAR LA DISPERSIÓN:

- Evitar el laboreo del suelo en zonas con presencia de la enfermedad, y el acopio de tierra desde zonas infectadas a zonas libres de la enfermedad.
- Asegurar un buen drenaje del suelo y evitar cargas ganaderas altas.
- Evitar el tránsito de personas, vehículos, maquinaria y animales desde zonas donde exista *P. cinnamomi* en el suelo a otras áreas. Si no es posible evitar este tránsito es recomendable la limpieza (desinfestación) de calzado, aperos, y ruedas de vehículos y maquinaria. Para ello basta con utilizar lejía comercial diluida en agua al 10-20%.
- Evitar el cultivo, plantaciones y reforestaciones de plantas hospedantes del patógeno. Utilizar planta forestal libre de patógenos en caso de reforestación.

MEDIDAS DE CONTROL PARA DISMINUIR LA INFECTIVIDAD DEL PATÓGENO EN EL SUELO:

- **Fertilización cálcica.** Confiere tolerancia a la enfermedad e inhibe la producción y germinación de esporangios.
- **Fosfonatos.** Su aplicación mediante inyección al tronco de los árboles sanos tiene efectos preventivos, y aplicado a los árboles infectados que todavía no muestran los síntomas aéreos de la enfermedad radical, tiene efecto curativo.

- **Biofumigación.** Es una técnica biológica que consiste en la incorporación en el suelo de materia orgánica fresca junto con la aportación del agua para producir un efecto desinfectante del suelo. Actualmente está en investigación.

El control de *P. cinnamomi* es complicado debido a la longevidad de sus esporas de resistencia en el suelo y a que densidades de inóculo bajas en el suelo (>61 ufc/g) son suficientes para producir infecciones que desencadenan los síntomas de la enfermedad cuando las condiciones ambientales son adecuadas (Serrano et al 2015). Desde la prohibición del fosfito potásico en 2013 en España, que ha sido utilizado previamente para el tratamiento contra la *P. cinnamomi*, se han realizado ensayos con Fosetil-Aluminio inyectado en el tronco, que han dado resultados positivos como una medida alternativa para reducir la defoliación de árboles infectados por este patógeno (González et al. 2020). Este tratamiento no impide una posible infección de las raíces, aunque hay indicios de que puede reducir la incidencia en la rizosfera. El Fosetil-Aluminio parece funcionar directamente como inhibidor de crecimiento del patógeno, y al mismo tiempo también sirve para aumentar los mecanismos naturales de defensa del árbol. Al no eliminar el patógeno, es importante que paralelamente se tomen medidas para prevenir la propagación del patógeno a otros ejemplares y su dispersión por el suelo a través del agua.



Foto 8. Tratamiento de un alcornoque en Doñana con Fosetil-Aluminio inyectado en el tronco para reducir los efectos dañinos de la infección por *P. cinnamomi*.



04

PROVISIÓN DE SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS DEL MATORRAL
DE DOÑANA

El término “servicios ecosistémicos” se refiere a las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano. Estos servicios suelen agruparse en tres grandes tipos (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2011):

- Servicios de aprovisionamiento: Contribuciones directas al bienestar humano provenientes de la estructura biótica y geótica de los ecosistemas.
- Servicios de regulación: Contribuciones indirectas al bienestar humano provenientes del funcionamiento de los ecosistemas.
- Servicios culturales: Contribuciones intangibles que la población obtiene a través de su experiencia directa con los ecosistemas y su biodiversidad.

Los ecosistemas que ocupan las arenas de Doñana, y en particular aquellos que albergan formaciones de alcornoque, acebuche, lentisco y matorral contribuyen a una amplia variedad de servicios ecosistémicos, que han sufrido un deterioro entre moderado y considerable causado por las aceleradas transformaciones que sufrió éste área durante el último siglo (Gómez-Baggethun et al. 2011). A continuación, presentamos un breve resumen de los más importantes.

4.1. SERVICIOS DE APROVISIONAMIENTO

Las formaciones forestales de alcornoque, acebuche, lentisco, así como el matorral noble asociado, e incluso el matorral que lo sustituye en condiciones de estrés o degradación, representan una importante fuente de recursos que ha sido explotada tradicionalmente por las poblaciones locales. Además, tanto su explotación como su gestión representaban una fuente importante de empleo a sus habitantes. El bien comercial principal de los alcornocales es el corcho, un producto exclusivo, de alta calidad y alto valor (Costa et al. 2006). A este hay que añadir los bienes derivados de la explotación de la bellota y de los pastos que crecen bajo estas formaciones, bien a través de la ganadería extensiva (entre la que destaca principalmente las explotaciones de cerdo ibérico) o a través de las explotaciones cinegéticas (jabalí, cérvidos). Tradicionalmente, los frutos del acebuche y del lentisco también se utilizaban para la alimentación del ganado (como gallinas y cerdos).



Foto 9. Antes de su protección, la caza era uno de los principales servicios de aprovisionamiento proporcionado por los ecosistemas de Doñana

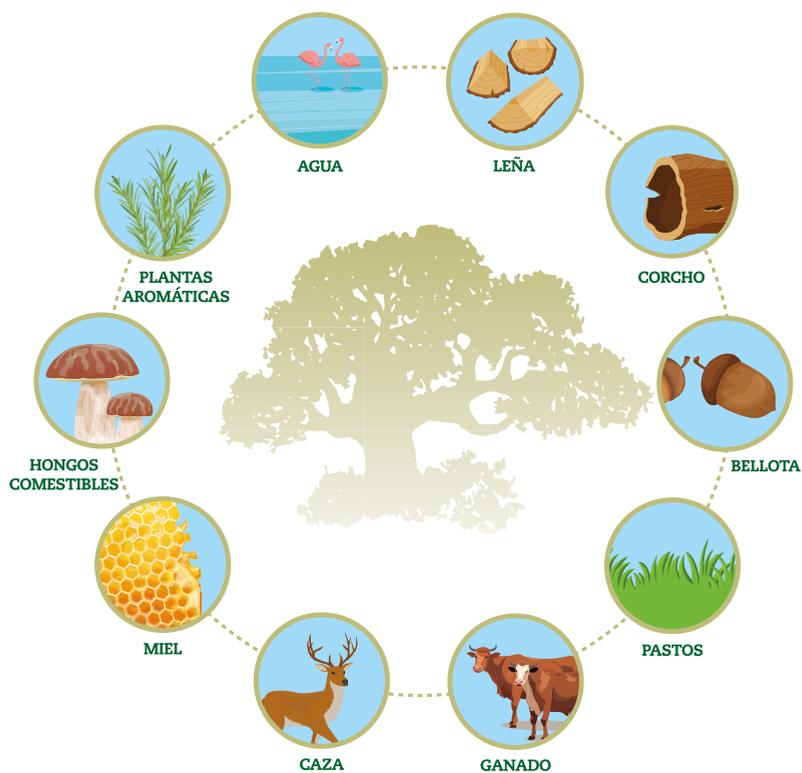


Figura 7. Principales servicios de aprovisionamiento en alcornocales, acebuchares, lentiscares y matorral mediterráneo.

Las formaciones de alcornoque, acebuche y lentisco han contribuido además decisivamente al abastecimiento de madera y combustible, derivados principalmente de las podas del alcornoque (leñas, taramas y chasca) - bien directamente o mediante la fabricación de carbón vegetal y, modernamente, de pellets. En Extremadura y Andalucía Occidental, las taramas procedentes de la poda de encina y alcornoque representan el principal residuo forestal disperso y una de las fuentes principales de biomasa forestal (Pérez et al. 2011; Guzmán-Álvarez et al. 2012), y su uso se encuentra en continuo ascenso ante el aumento de la demanda de energías renovables.

Además de estos productos, existen otros productos no maderables que pueden suponer una fuente de ingresos tan importante como los primeros. Este es el caso de las colmenas (producción de miel), las plantas aromáticas o medicinales, y los hongos silvestres comestibles.

4.2. SERVICIOS DE REGULACIÓN

Las formaciones de alcornocal, acebuchal, lentiscar y matorral representan una considerable proporción de la superficie vegetal de Doñana. Esto, unido a su considerable productividad, a su resiliencia ante los eventos de sequía y a su elevada proporción de estructuras leñosas o de descomposición lenta, hace que su papel en la fijación de carbono sea muy importante. Por todo ello, la preservación y recuperación de alcornocales de edad avanzada representa una opción más beneficiosa, en términos de fijación de carbono, que la reforestación de nuevas áreas con esta especie (Ovando et al. 2009).

En España, Montero et al. (2005) estimaron que las formaciones de alcornoque acumularían, en 2012, una cantidad de carbono equivalente a 57 millones de toneladas de CO₂ fijado. Las estimas para 2004 indicaron que un 46% (22.6 de 48.7 millones) correspondieron a formaciones situadas en Andalucía. De igual manera, las formaciones de acebuche (*O. europaea* var. *sylvestris*) acumularían, en 2012, una cantidad de carbono equivalente a 16.2 millones de toneladas de CO₂ fijado, de los que la gran mayoría (13.9 millones en 2004) correspondieron a formaciones situadas en Andalucía.

Esta importante función no se limita a las formaciones arboladas. Aunque carecemos de datos específicos para Andalucía, estudios recientes indican que, a nivel nacional, la biomasa total acumulada por las formaciones de matorral representa cerca del 10% de la acumulada por las masas forestales arboladas (Montero et al. 2020). Sin embargo, el porcentaje de biomasa fotosintética y el

desfronde anual de hojarasca son mayores en el matorral que en los bosques, por lo que el incremento anual de biomasa en los matorrales es el 37% de lo incrementado por las masas forestales arbóreas. Esto es así porque los matorrales son más dinámicos que las formaciones arboladas y reponen anualmente una mayor cantidad de biomasa en relación a la biomasa total existente. Partiendo de las emisiones medias de los cinco últimos años en España (328.825 millones de tm. de CO₂ equivalente), Montero et al. (2020) dedujeron también que los bosques españoles fijan anualmente el 28,6% del total de emisiones nacionales y los matorrales un 6,8% de las mismas, por lo que juntos llegan a fijar el equivalente al 35,4% del total. Una importante proporción de esta cantidad de carbono se acumula en el suelo: conforme a sus estimas, el horizonte orgánico superficial de los suelos acumula el 21% del CO₂ acumulado en la parte aérea del arbolado y matorral que los cubre.



Foto 10. El lentisco (*Pistacia lentiscus*) es una pieza clave en el bosque mediterráneo: protege de la cubierta edáfica, capta CO₂, produce frutos y funciona como refugio para la fauna.

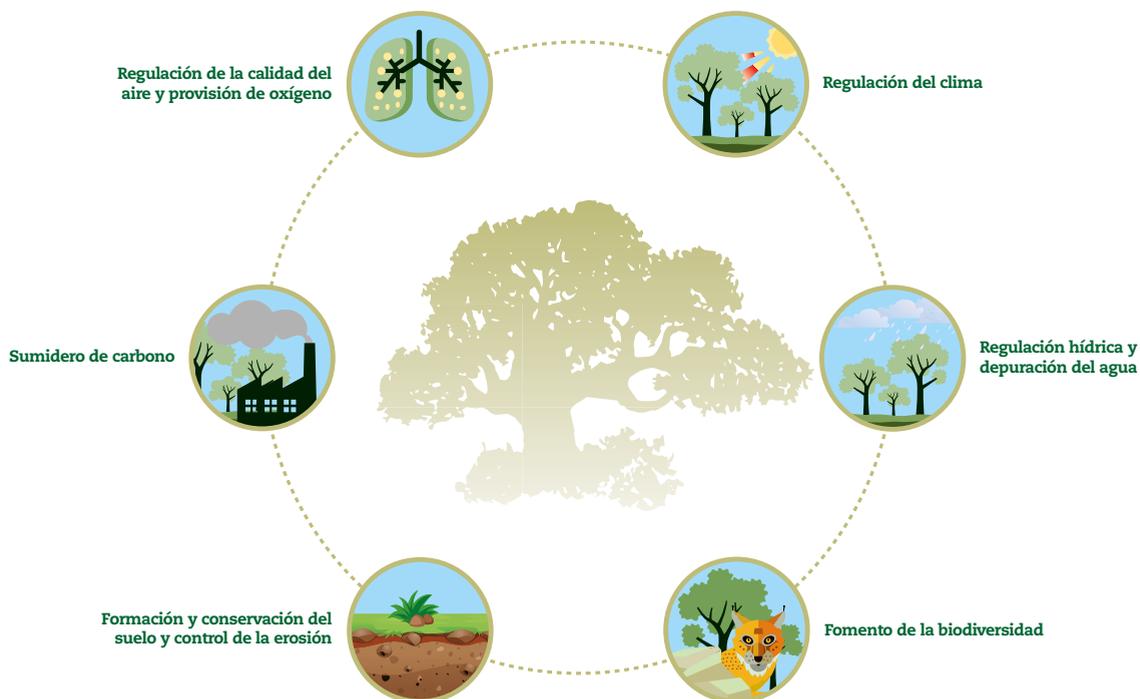


Figura 8. Principales servicios de regulación en alcornocales, acebuchares, lentiscares y matorral mediterráneo.

Estas formaciones proveen además un importante servicio de formación y conservación del suelo. Su papel en la protección de la cubierta edáfica y minimización de la erosión es particularmente destacable, dado lo irregular de las precipitaciones (con ciclos de sequía y precipitaciones torrenciales) y el importante efecto de la erosión eólica en los hábitats costeros, que potencian la acelerada pérdida de suelo en ausencia de cobertura vegetal densa. Cabe destacar, además, que las formaciones de matorral, aunque representan en muchos casos un estadio de degradación de los alcornocales, acebuchales y lentiscares, cumplen una función esencial en la preservación de la fertilidad del suelo y la potenciación de la sucesión vegetal hacia formaciones más ricas y complejas.

A estos servicios hay que añadir la regulación del ciclo hidrológico y la purificación del agua. La cubierta forestal favorece la infiltración, evitando la escorrentía, disminuyendo la evaporación de la superficie del suelo y facilitando tanto

la recarga de los acuíferos y humedales como la calidad de sus aguas. La regulación del ciclo hidrológico y la provisión de agua están estrechamente ligadas a la protección del suelo, ya que la escasez de agua y la degradación del suelo están íntimamente relacionados y se retroalimentan entre sí.

Las formaciones de arbolado y matorral proveen además un importante servicio de regulación climática y microclimática. Bajo el dosel arbóreo (y, en menor medida, bajo el matorral) se desarrolla un microclima más tamponado, con condiciones más suaves de humedad y temperatura, que favorecen la supervivencia de las especies de plantas y animales que crecen y se refugian allí - un efecto especialmente importante durante el exigente período estival. La cubierta forestal también influye en la regulación climática a mayor escala, al estar relacionada con las precipitaciones (debido a los procesos de condensación y evaporación).

Finalmente, y como ya se ha destacado anteriormente, las formaciones de alcornocal, acebuchal, lentiscar y matorral albergan comunidades de elevada biodiversidad y singularidad, especialmente ricas en endemismos y especies amenazadas. Es particularmente destacable el papel de mantenimiento de las poblaciones de herbívoros silvestres y de las poblaciones de aves frugívoras y granívoras durante la migración e invernada. El mantenimiento de dicha biodiversidad tiene además un efecto de retroalimentación, ya que muchas de las especies involucradas son instrumentales en el mantenimiento y evolución de la propia vegetación, a través de procesos como la polinización, la dispersión de semillas y la (regulación de la) herbivoría. Al mismo tiempo, la presencia de dicha biodiversidad es clave para la provisión de servicios de aprovisionamiento (ver sección previa) y culturales (ver sección siguiente).

4.3. SERVICIOS CULTURALES

Las formaciones forestales mediterráneas proporcionan además servicios inmateriales, que pueden ser culturales, paisajísticos, de bienestar, educativos, científicos e incluso espirituales. Entre los más destacados estarían el uso recreativo y de ocio, especialmente importante para una población cada vez más ligada a las grandes urbes, y que actualmente generan además un importante retorno económico proveniente de la explotación del turismo cultural y de naturaleza.

En el área de Doñana, además, el servicio espiritual es particularmente importante, en especial el ligado a la religión católica - que incluye la famosa peregrinación a la Ermita del Rocío, durante la que miles de personas cruzan el Parque

Nacional y decenas de miles cruzan el resto del espacio protegido. Además, las particularidades socio-culturales hacen que el servicio de herencia cultural y 'sentido de pertenencia' haya ido ganando importancia durante las últimas décadas, ligado en ocasiones al uso tradicional de los recursos naturales de éste área (como la ganadería extensiva, asociada a la celebración anual de la Saca de las Yeguas).



Foto 11. La peregrinación a la Ermita del Rocío es uno de los usos culturales y espirituales destacado en el Espacio Natural de Doñana

También son muy destacables los usos relacionados con las actividades científicas y educativas. Los ecosistemas de Doñana son un recurso esencial para la realización de numerosas actividades educativas de todos los niveles formativos (educación primaria, secundaria, terciaria y no reglada), complementadas con gran cantidad de actividades experienciales y de voluntariado realizadas por todo tipo de usuarios: organismos públicos, organizaciones sin ánimo de lucro, empresas privadas y ciudadanos particulares. De igual manera, estos ecosistemas representan un recurso único para una inmensa cantidad de investigación científica, realizada por instituciones e investigadores locales, nacionales e internacionales. Doñana, como espacio protegido, ha estado vinculado siempre al Consejo Superior de Investigaciones Científicas, a través de la Estación Biológica de Doñana, contemplando desde un principio la investigación científica como uno de sus principales objetivos (Ferrer 2016). De tal forma que actualmente es una de las Instalaciones Científicas y Tecnológicas Singulares (ICTS) de España en la que se ejecutan unos 80 proyectos de investigación al año, que generan a su vez más de 60 artículos científicos anuales.

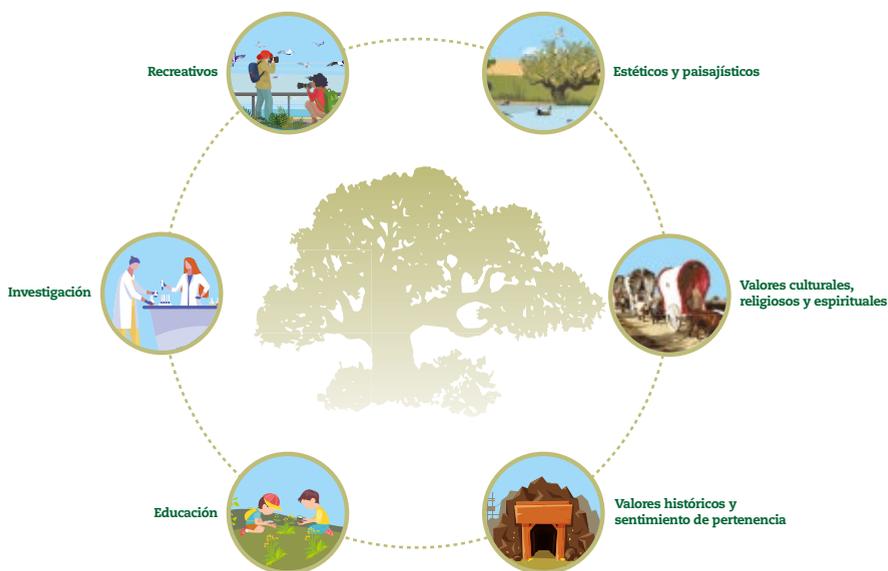


Figura 9. Principales servicios culturales en alcornoques, acebuchales, lentiscares y matorral mediterráneo.



Foto 12. La Reserva Biológica de Doñana fue adquirida por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) para promover la protección de Doñana y la investigación científica en este espacio natural.



05

IMPACTOS DEL CAMBIO GLOBAL
SOBRE EL ALCORNOCAL Y
MATORRAL DE DOÑANA

5.1. CAMBIOS DE USOS DEL SUELO

En Doñana, el efecto del cambio global sobre los ecosistemas forestales ha sido precedido por procesos históricos que han tenido un impacto enorme sobre ellas, especialmente las formaciones de alcornoques y acebuches (Doblas-Miranda et al. 2017). El manejo de los bosques de alcornoques y acebuchales ha sido tan intensivo a lo largo de la historia que existe hasta controversia sobre cuál sería su estado natural puro (Costa et al. 1998). La situación actual de la zona forestal de Doñana es el resultado de su explotación intensiva (talas, quemas, pastoreo) desde el siglo XVII, en combinación con la situación extrema del clima de este siglo que causó una importante pérdida de suelo. Granados et al. (1988), datan los mayores cambios entre 1636 y 1682, cuando fueron introducidos cerdos y vacas en Doñana, se empezó a explotar intensivamente el bosque para obtener leña y corcho, y se generalizó el uso de quemas prescritas para generar pastos se convirtió en una práctica habitual. En ese siglo, la población de alcornoques decreció muy rápidamente, de forma que a principios del siglo XVII se habían perdido más del 90% de los efectivos poblacionales. Según estos autores, además, la fuerte sequía que tuvo lugar en torno al año 1700 habría provocado una erosión muy importante sobre el suelo arenoso, causando la baja capacidad de regeneración de la vegetación natural original más allá del matorral que se ha mantenido desde entonces. A partir del año 1737, se iniciaron las primeras plantaciones de pino piñonero (*Pinus pinea*) y, ya en los años 50 del siglo XX, las de eucaliptos, lo que causó el descenso de los niveles del acuífero y una degradación aún mayor de los ecosistemas. Éstas últimas afectaron sobre todo a las zonas del actual Parque Natural (unos 20 mil hectáreas), pero también a algunas del actual Parque Nacional (unos 1.800 hectáreas) (Román 2009).

Estos cambios se superponen y amplifican con los provocados por la intensificación del uso agrícola, ganadero, residencial y turístico, tanto dentro del espacio protegido como en su entorno directo. Además de su impacto directo, esta intensificación de usos del territorio ha conllevado el desarrollo de infraestructuras de apoyo - principalmente de transporte (carreteras, autovías), pero también de otro tipo (suministro de aguas, depuradoras). Probablemente, el factor que mayor impacto directo tiene sobre el bosque y matorral mediterráneo es la intensificación del uso ganadero. El aumento del uso ganadero y su extensión a la mayoría de las fincas del espacio protegido tiene un fuerte impacto sobre su vegetación que, unido a los problemas poblacionales mencionados en el párrafo previo (caída del reclutamiento por pérdida de ejemplares reproductores y envejecimiento de los pocos que persisten), bloquea la recuperación de la vegetación de sus estadíos más degradados (matorral xerófilo) hacia los más



Foto 13. La situación actual de la zona forestal (arbolado disperso) de Doñana es el resultado de su explotación intensiva (talas, quemadas, pastoreo) desde el siglo XVII.

maduros (formaciones mixtas de alcornoque, acebuche y lentisco con heterogeneidad espacial y estructural). Este impacto, que se produce por depredación directa de las plántulas y juveniles de estas especies, se suma al del consumo directo de la producción de semilla (principalmente, la bellota de alcornoque) por unos ungulados silvestres (principalmente, el jabalí) cuya abundancia, libre del control de que ejercen los grandes depredadores, es también muy elevada.

5.2. SOBREEXPLOTACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Más importante aún para las especies que dependen de la cercanía del agua subterránea a la superficie es, sin embargo, el crecimiento descontrolado de la agricultura intensiva (principalmente, los cultivos bajo plástico) en el entorno directo del espacio protegido. Ya en los años 90 del siglo XX, varios estudios concluían que estos habían causado tanto caídas de varios metros como el aumento en las fluctuaciones estacionales en los niveles del acuífero (Susó et al. 1993). El aumento posterior del regadío, en buena parte a través del asentamiento de cultivos y pozos ilegales, ha tenido períodos de fuerte aceleración que se apoyaban en la inacción de las autoridades y agencias encargadas de controlarlos. El último de ellos tuvo lugar durante la prolongada crisis económica que desen-

cadeno la crisis financiera de 2008, y elevó el área de regadíos ilegales a más de 1900 ha. El aumento de las extracciones de agua subterránea ha incrementado la sobreexplotación del acuífero, con el consecuente descenso en sus niveles. El umbral de degradación es tan avanzado que la CHG declaró la sobreexplotación del acuífero La Rocina-Almonte-Marismas y la contaminación del acuífero de La Rocina en 2019 (BOE #225, de 19/9/2019, pp. 50258 a 50259). El descenso en los niveles del acuífero, especialmente graves en las zonas de descarga y en años secos, se ha reflejado también desde hace años en la presencia de agua superficial, con un descenso del periodo de inundación y un aumento de la dependencia de las precipitaciones en las lagunas situadas en las áreas de descarga, que coinciden con las áreas de mayor nivel de conservación (Gómez-Rodríguez et al. 2010), y una reducción de las descargas a los arroyos que desaguan en la marisma. A la sobreexplotación del acuífero por las extracciones agrícolas se suma, en ciertas localidades, la causada por las extracciones para el suministro de agua a las zonas residenciales y turísticas de la playa de Matalascañas (Dimitriou et al. 2017).

El descenso en los niveles del acuífero provoca cambios en la vegetación, como el desplazamiento de las comunidades más higrófitas (orlas de humedales, monte negro) por otras más xerófitas (monte blanco; Muñoz-Reinoso 2001; Aldaya et al. 2010). Además, limita el acceso al agua profunda en las especies que dependen de ésta para sobrevivir al periodo de sequía estival, como el alcornoque, reduciendo la supervivencia de los individuos adultos y limitando severamente el asentamiento de juveniles y plántulas, que no llegan por tanto a alcanzar la edad adulta. Esto hace que el reclutamiento en algunos de los nichos espaciales más típicos de esta especie en Doñana, como las orlas de lagunas, criptohumedales y depresiones del terreno cercanas al freático, hayan dejado de ser adecuados para el reclutamiento de esta especie, y alberguen reproductores cada vez más envejecidos que, debido a su prolongada longevidad, representan una 'deuda de extinción' que se manifestará progresivamente.

5.3. CAMBIO CLIMÁTICO

Uno de los efectos más importante del cambio climático, que estamos observando ya, es la variación en los patrones (valor medio, rango de variación y distribución temporal) de la temperatura y la precipitación. En España, tanto las predicciones como los datos de las últimas décadas indican una tendencia general al aumento de las temperaturas y el descenso de las precipitaciones,

aunque estas últimas presentan patrones de variación espacial y estacional más complejos (González-Díaz et al. 2020). El cambio climático también está aumentando la frecuencia y severidad de los fenómenos extremos, como las sequías, las olas de calor o las anomalías en temperaturas. Estos cambios tienen un impacto considerable en los ecosistemas forestales, causando el desajuste de su fenología, mayores mortalidades por sequías y otras perturbaciones, y afectando de modo general a su producción y dinámica poblacional. El aumento en la competencia entre las especies e individuos por los recursos hídricos



Foto 14. Laguna temporal en Doñana. La sobreexplotación de los recursos hídricos está poniendo en peligro su conservación (Hábitat prioritario de la Red Natura 2000) y con ello la vegetación asociada (monte negro).

causa cambios en cascada en las dinámicas poblacionales de las diferentes especies y en la estructura de las comunidades forestales (González-Díaz et al. 2020). Estas situaciones de estrés implican a su vez que los individuos sean más susceptibles a enfermedades y plagas (Hodar et al. 2004). La aridificación causada por el aumento de las temperaturas y la reducción de las precipitaciones afectará además al reciclaje de nutrientes en el suelo, reduciendo la concentración de nutrientes esenciales para la producción vegetal, e incrementará las emisiones de gases invernadero (p.ej., Southern 2019). Estos efectos se verán exacerbados por el aumento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales (Moriondo et al. 2006).

Además de estos impactos directos, que operan a escalas más locales y de manera más rápida, el cambio climático tendrá otros efectos que operan a mayor escala espacial y temporal. El más importante de éstos está relacionado con las condiciones climáticas que determinan la distribución geográfica de las diferentes especies (Benito-Garzón et al. 2008). El cambio en las condiciones climáticas, y en particular en los regímenes térmico e hídrico, causará que zonas (en muchos casos, amplias) de la distribución actual de muchas especies dejen de ser aptas para su reclutamiento y supervivencia, mientras que otras zonas (a menudo, distantes) pueden pasar a ser adecuadas. Estos cambios causarán la extinción local de muchas especies, que podrá estar acompañada, si su capacidad de dispersión y colonización lo permite, de la fundación de nuevas poblaciones que ocuparían las nuevas áreas disponibles, causando el desplazamiento del rango geográfico (Matías 2012). Dicho desplazamiento estará, sin embargo, limitado por la (falta de) continuidad de los hábitats y por la capacidad de dispersión de las diferentes especies. Por ello, el aumento de la conectividad, la capacidad reproductiva, la capacidad de dispersión a larga distancia y la resiliencia local de las diferentes especies, sobre todo de aquellas que tienen un papel de clave como estructuradoras del hábitat, como las que componen la cubierta forestal, será esencial para posibilitar la adaptación de los ecosistemas al cambio climático.

Simulaciones basadas en escenarios de cambio climático indican que los alcornocales andaluces y catalanes serán los más afectados de la península (Fernández-Cancio et al., 2012). En Andalucía quedarían relegados a zonas de Sierra Morena, Sierra de Aracena, Parque Natural de los Alcornocales y puntos con suelos ácidos de la provincia de Málaga, con un rango altitudinal más favorable a los 400-800 m. Sin embargo, su persistencia local en zonas subóptimas podría verse favorecida mediante la mitigación de otros factores de estrés, como el estrés hídrico, el ataque por plagas y/o patógenos, el envejecimiento de las poblaciones (causado por las limitaciones al reclutamiento) y las actividades de aprovechamiento (descorche y poda). De forma similar, las simulaciones basadas en modelos de distribución de especies del acebuche (*O. europaea* var. *sylvestris*) en Andalucía prevén una fuerte disminución de su distribución, con pérdidas de hábitat adecuado del 45%, 41% y 72% en 2040, 2070 y 2100, respectivamente (Arenas-Castro et al. 2020). Ésta se debe principalmente al aumento de la evapotranspiración y el descenso en las precipitaciones estacionales, en particular las condiciones más secas durante el otoño (que contribuyen a un mayor déficit de agua durante la sequía estival, hasta exceder los límites de tolerancia del acebuche).

Los efectos del cambio climático están intensificando, además, la severidad de los impactos del cambio global descritos en las secciones previas. Por ejemplo, el cambio climático está causando una reducción de recursos hídricos tanto subterráneos (con reducciones del 14 al 57% de la recarga y descensos del nivel freático de hasta 17 m previstos para 2080) como superficiales (con reducciones del 25 al 68% de las descargas del acuífero a las cuencas de La Rocina y Marismas), que agravará los impactos que la sobreexplotación de estos tiene ya sobre los ecosistemas forestales de Doñana (Guardiola-Albert et al. 2011).

De igual manera, el cambio climático también puede incrementar la incidencia e impacto de las plagas (como se ha estimado para la mosca del olivo, *Bactrocera oleae*, que afecta a las variedades cultivadas de la especie; Ashraf et al. 2021) y la de especies invasoras (como el oomiceto *P. cinnamomi*). Por ejemplo, *P. cinnamomi* podrá aumentar su área de distribución y su prevalencia aprovechando los aumentos de temperaturas (Duque-Lazo 2018). Al mismo tiempo, los daños que causa sobre los árboles afectados podrían aumentar, al encontrarse con una mayor proporción de árboles en situaciones subóptimas de salud por los efectos descritos anteriormente (Brasier et al. 1994). Efectos similares tendrán lugar sobre la incidencia e impacto de otras plagas, favorecidas por la mayor prevalencia de individuos debilitados. Dado que muchas de estas plagas se favorecen entre sí (como ocurre con el ataque por capricornios del género *Cerambyx*, cuyas heridas y galerías facilitan el ataque posterior por patógenos), estos efectos serán probablemente sinérgicos, multiplicando la vulnerabilidad de las formaciones forestales actuales.







06

ACTUACIONES DE GESTIÓN DEL
MATORRAL Y ALCORNOCAL DE
DOÑANA DENTRO DEL PROYECTO
LIFE-ADAPTAMED

Como describimos en las secciones anteriores, los bosques y matorrales mediterráneos de Doñana han perdido la capacidad de asegurar su regeneración sostenida y, por tanto, mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (como aquellos ligados a la retención de agua y suelo), debido a las modificaciones drásticas que han sufrido históricamente. Entre ellas, destacan las talas, cambios de usos de suelo, reforestaciones, sobreherbivoría, incendios y la introducción de especies exóticas (que incluyen plagas y patógenos). Por todo ello, el proyecto Life-Adaptamed propuso una serie de acciones en Doñana que se centraban en recuperar la regeneración de varias especies clave de estos ecosistemas, aumentando su diversidad biológica y funcional. Para conseguirlo, se han realizado tratamientos que buscan favorecer el reclutamiento (reducción de la herbivoría y reclutamiento asistido en ‘islas de fertilidad’) de varias especies forestales, como el alcornoque, lentisco y acebuche. Además, se han realizado tratamientos para controlar la infección de una especie clave, el alcornoque, por el hongo patógeno invasor *Phytophthora cinnamomi*. Con estas acciones, se busca desencadenar efectos en cascada sobre todo el ecosistema (fauna, flora y microbiota) que favorezcan tanto la provisión de servicios como su resiliencia ante las perturbaciones y el cambio climático.

6.1. DIVERSIFICACIÓN DEL MATORRAL NOBLE DEL P.N. DE DOÑANA

Las actuaciones centradas en fomentar la diversificación estructural y funcional del matorral mediterráneo realizaron una combinación de tratamientos de reducción de la herbivoría y reclutamiento asistido en ‘islas de fertilidad’. Los tratamientos de reducción de la herbivoría combinaron tres estrategias: la exclusión de grandes herbívoros mediante cercados de 2 ha, la creación de ‘refugios nodriza’ mediante la protección de las siembras con entaramados contruidos con subproductos de la gestión forestal en pinares reforestados (acción C1), y la siembra de semilla y plantación de brinzales en plantaciones de primor. Estos tratamientos se combinaron factorialmente para evaluar la eficacia relativa de cada una de estas técnicas.

El uso de plantaciones de primor, consistente en la siembra y plantación con densidades altas de semillas y brinzales en áreas de pequeño tamaño, se consideró una opción adecuada para el reclutamiento en condiciones adversas (elevada herbivoría, déficit hídrico) al permitir dedicar un cuidado mucho más intensivo en dichas áreas y fomentar, a largo plazo, la heterogeneidad espacial y estructural de la cubierta forestal resultante. El objetivo es conseguir la for-

mación de bosquetes heterogéneos con dominancia de especies caracterizadas por su elevada producción de frutos dispersados por zoocoria (bellotas de alcornoque, frutos de lentisco y acebuche), que desencadenen posteriormente la colonización de las áreas circundantes. La creación de plantaciones de primor



Foto 15. Parcela experimental en la Finca “Matasgordas” (Parque Nacional de Doñana). El vallado evite el pastoreo de grandes herbívoros y los entaramados (zona central izquierda de la foto) imita el efecto “nodriza” protegiendo las plantaciones y siembras.

de pequeño tamaño permite tanto la creación de refugios y zonas de microclima favorable (bajo los entaramados) como el apoyo a la supervivencia de las plántulas y brinzales durante su primera sequía estival (mediante riegos).

Estas acciones se realizaron en 9 parcelas de 4 ha, situadas en 3 zonas del parque Nacional de Doñana (3 parcelas por zona), que recogen un gradiente de fertilidad del suelo, xericidad y presión de herbivoría (ver Figura 11). Cada una de ellas se subdividió en 4 parcelas de 1 ha, de las que dos fueron protegidas de la herbivoría por grandes ungulados mediante el establecimiento de un cercado perimetral común de 600 m lineales. Tanto dentro como fuera de este cercado, se establecieron ocho islas de fertilidad (cuatro dentro de la exclusión y cuatro fuera de ella) en las que se sembraron y plantaron un total de 1280 semillas y 88 brinzales de alcornoque, acebuche y lentisco - esto es, 160 semillas y 11 brinzales por isla. La mitad de estas islas de fertilidad (dos por parcela, ver Figura 11) fueron protegidas mediante entaramados. Las semillas se plantaron en otoño,

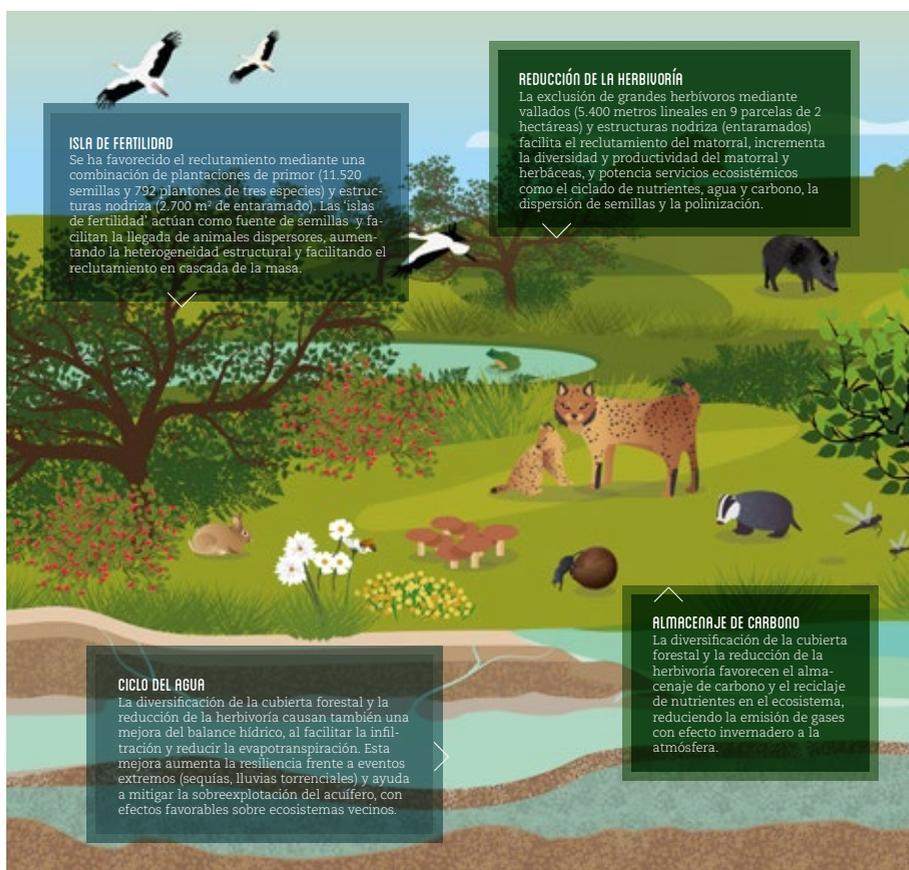


Figura 10. Resumen de las actuaciones realizadas para fomentar la regeneración del matorral noble de Doñana en el proyecto Life-Adaptamed.

y recibieron tres riesgos durante el periodo estival. También se dejó una subparcela de 1 ha, tanto dentro como fuera de la exclusión, para evaluar el grado de reclutamiento natural y el funcionamiento de los servicios ecosistémicos (fijación de carbono, ciclaje de agua y nutrientes, biodiversidad) en presencia y ausencia de herbivoría por grandes ungulados.

En el limitado periodo de seguimiento posterior, los diferentes tratamientos de reducción de la herbivoría y efecto nodriza demostraron tener un importante efecto, revelador de lo severo de las condiciones de sobreherbivoría y déficit hídrico que afrontan las plántulas y brinzales de las especies focales en estas

zonas. A los seis meses de su siembra o plantación, y previamente a la época de sequía estival, la supervivencia de las plántulas y brinzales era muy reducida en las áreas control (sin vallado), tanto si estaban en campo abierto como si contaban con la protección de los entaramados. Aunque la exclusión de grandes herbívoros aumentó esa supervivencia, los valores óptimos se obtienen combinando ésta con la protección de los entaramados. El efecto es particularmente extremo en Matas Gordas, la zona más abierta y con menos matorral, donde la supervivencia de plántulas y brinzales fue prácticamente nula en ausencia del vallado de exclusión de herbívoros.

Siembra en hileras, cubierta o no de entaramado.

Especies: alcornoque (*Quercus Suber*), acebuche (*Olea europaea var. sylvestris*) y lentisco (*Pistacia lentiscus*).

12 parcelas (48 subparcelas): 48 ha

3 zonas de actuación
3 parcelas de 4 ha por zona
4 tratamientos de 1 ha por parcela
En cada una de ellas se aplica el siguiente diseño:



OBJETIVO

Gestión de alcornocal y matorral noble de Doñana, para favorecer una estructura y funcionalidad con mayor capacidad para prestar servicios ecosistémicos y mayor resiliencia frente al cambio global.

Figura 11. Diseño de las actuaciones realizadas para fomentar la regeneración del matorral noble de Doñana en el proyecto Life-Adaptamed.

Es importante destacar el carácter demostrativo y el importante componente de aprendizaje de estas acciones. La utilización de exclusiones no pretende, por ejemplo, ser escalada como herramienta de gestión a áreas cada vez mayores del espacio; sino indicar, de resultar exitosa, la necesidad de aplicar medidas de gestión que alcancen el mismo objetivo (reducción de la presión de herbivoría, mediante diferentes técnicas como la reducción del número de individuos o la modificación/flexibilización de su distribución espacial). De igual manera, la utilización de entaramado podría ajustarse a la disponibilidad de materiales, pero también sustituirse por el uso de otras estructuras nodriza - incluyendo

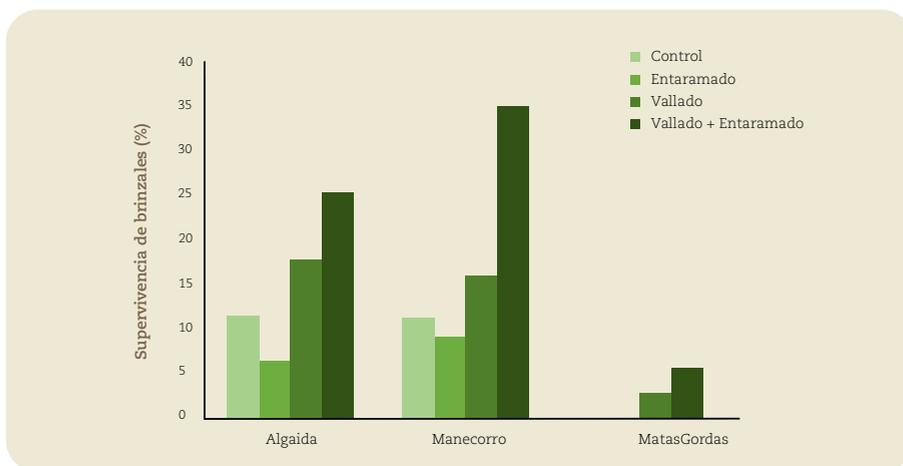


Figura 12. Efecto de los diferentes tratamientos de reducción de la herbivoría y efecto nodriza sobre la supervivencia de los brinsales a los 6 meses de su plantación.

algunas especies del matorral. Finalmente, tanto el análisis espacial del éxito de las reforestaciones como la utilización reiterada de estas técnicas en años consecutivos (incluyendo aquellos del período de post-Life), combinada con las grandes diferencias en el régimen de precipitaciones que caracterizan a este espacio, podrían permitir identificar las condiciones que conducen a una regeneración exitosa, y utilizarlos para diseños futuros.

6.2. CONTROL DEL PATÓGENO EXÓTICO *PHYTOPHTHORA CINNAMOMI*

Desde la protección de Doñana en el año 1964, se lleva realizando un seguimiento de unos 400 alcornoques centenarios en la Reserva Biológica de Doñana (RBD), primera finca de este espacio protegido. La edad estimada que tienen estos alcornoques es superior a los 250 años (Cadenas et al. 1992). A raíz de un estudio sobre el efecto de la nidificación de aves zancudas en algunos de estos alcornoques centenarios (Ramo et al 2009), *P. cinnamomi* fue aislado por primera vez en 2008 dentro de Doñana (De Vita et al 2012). Los resultados de varios muestreos posteriores de suelos, realizados bajo árboles tanto sintomáticos como asintomáticos (2008-2014), indicaron que el patógeno *P. cinnamomi* está ampliamente extendido en el Espacio Natural de Doñana, aunque todavía no ha llegado a un grupo aislado de alcornoques localizados en el sur

del Parque Nacional (junto al Lucio del Membrillo) (Ramo et al. 2015). Del total de 118 muestras de suelo recolectado bajo alcornoques analizadas en 2008, el 96% mostró presencia del patógeno. Además, el 45% de las muestras de suelo analizadas superaron el valor de 61 ufc/g de clamidosporas, considerado el umbral mínimo necesario para desencadenar los síntomas de la enfermedad (Serrano et al 2015).

Dado que la mayoría de las medidas propuestas para el control de la infección de los alcornoque por *P. cinnamomi* (fertilización cálcica, aplicación de fosfatos y biofumigación; ver Sección 3.2.) no eran aplicables al Espacio Natural de Doñana, el proyecto Life-Adaptamed decidió centrarse en el tratamiento, mediante inyecciones al tronco, con inductores de resistencia (fosetyl aluminio, que se degrada en la planta a ácido fosfónico) que potencian la respuesta del árbol contra el patógeno (Sánchez et al. 2014; Ramo et al. 2015). Cabe recordar que este tratamiento no es curativo, por lo que los árboles gravemente afectados ya no pueden ser tratados (Gentile et al. 2009).

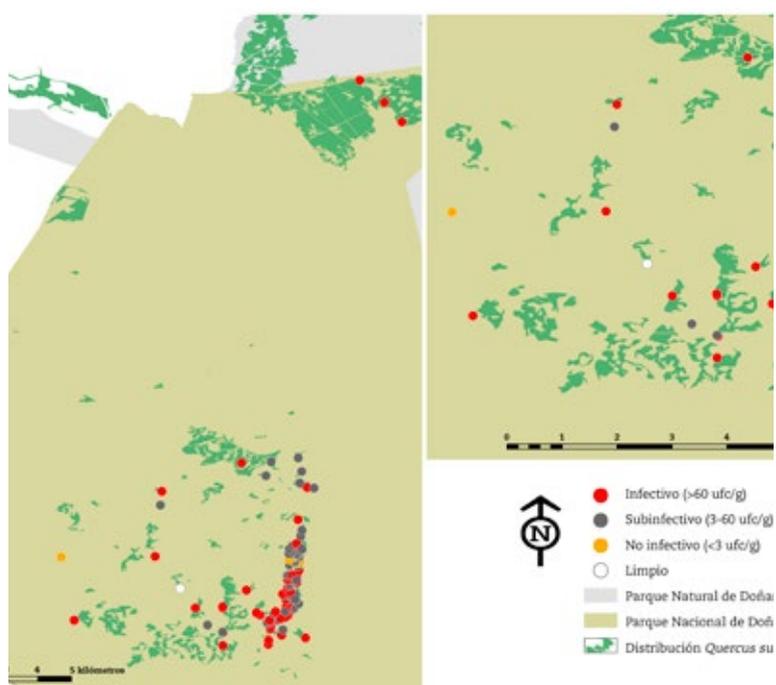


Figura 13. Distribución del patógeno exótico *P. cinnamomi* en la Reserva Biológica de Doñana. Se indican también otras localizaciones prospectadas dentro del Espacio Natural de Doñana. Datos previos a las actuaciones del proyecto Life-Adaptamed (Serrano et al. 2015).

Las actuaciones incluían la prospección previa de 300 alcornoques, distribuidos por todo el Espacio natural de Doñana, para determinar su potencial grado de afectación y seleccionar aquellos sobre los que se iba a actuar. Tras esta, se realizó (1) un muestreo previo de los individuos de alcornoque seleccionados para el ensayo (tratamiento y control), para cuantificar el grado previo de afectación en suelo y raíces; (2) el tratamiento con inyecciones de Fosetil-Aluminio; y (3) un nuevo muestreo de los individuos tratados y control, un año después, para evaluar la eficacia del tratamiento.

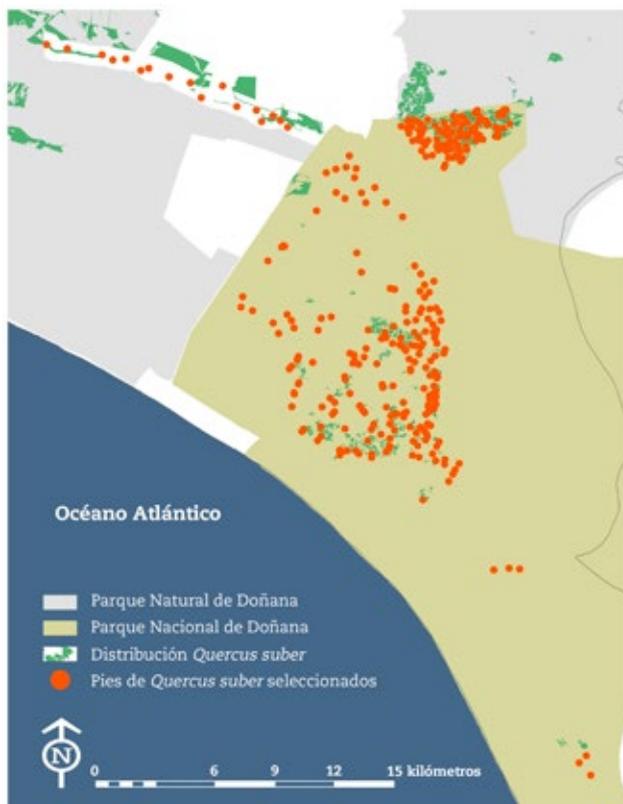
Es importante resaltar que el uso de este producto, en el momento del ensayo, sólo estaba permitido por empresas oficiales de ensayos fitosanitarios (EOR) o por instituciones científicas con fines de investigación. Esta restricción limitó las actuaciones inicialmente programadas dentro del proyecto y obligó a una tramitación mucho más prolongada de los permisos necesarios. Por este motivo, sin embargo, los ensayos tuvieron un importante valor añadido, ya que los resultados obtenidos forman parte del conjunto de información necesaria que requiere la Administración para evaluar su posible autorización comercial en un futuro.



Figura 14. prospección y tratamiento de alcornoques afectados por *P. cinnamomi*. En el orden de las agujas del reloj: (1) Prospección de raíces y suelo bajo alcornoques. (2) Tratamientos de inyección de fosetil-aluminio en el tronco. (3) Placas de aislamiento a partir de muestras de raíces finas en medio de cultivo selectivo. (4) Esporangios de *P. cinnamomi*.

Conforme a lo descrito, tras algunos ajustes necesarios por exigencias de las autoridades ambientales, se realizó la prospección previa, en la que se tomaron muestras de raíces y suelo de 60 alcornoques, con las que se cuantificó la incidencia (prevalencia y concentración) de *P. cinnamomi*. Posteriormente se realizaron, en noviembre de 2019, tratamientos de inyección de Fosetil-Aluminio al tronco en 30 de ellos, entremezclados con los 30 individuos control. En enero de 2021, se repitió la prospección para medir la incidencia de *P. cinnamomi* en los mismos árboles. Para garantizar la comparabilidad de los resultados, la metodología de toma y análisis de las muestras se ajustó a los protocolos del proyecto Life-Biodehesa (LIFE11/BIO/ES/000726).

Figura 15. Alcornoques incluidos en la prospección inicial del estado foliar



En la prospección previa a los tratamientos de control, la proporción de árboles que presentaron suelos infectados por *P. cinnamomi* fue ligeramente mayor en los individuos seleccionados para tratar con fosetil (80%) que en los testigos (63%) (Orrico Marín, 2021). Sin embargo, la concentración de inóculos en suelo

(unidades formadoras de colonias por gramo, UFC/gr) fue ligeramente menor para los primeros (3.6 ± 0.6 versus 7.3 ± 1.5 UFC/gr). La concentración de clamidosporas en la que se considera indicadora del umbral de infección sintomática (61 UFC/gr; Serrano et al. 2015) no fue excedida en ningún caso. Su índice foliar, un indicador del impacto de la afección en la copa, también fue comparable (3.4 ± 0.13 vs. 3.1 ± 0.16).

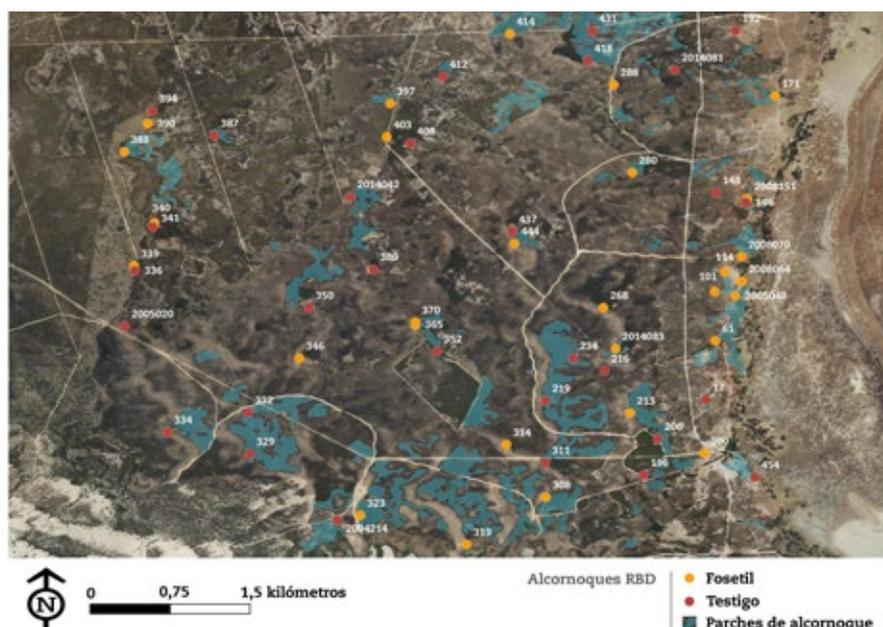


Figura 16. Diseño espacial del ensayo de control de *P. cinnamomi* con fosetil-aluminio. Los individuos testigo no recibieron ningún tratamiento.

En la prospección posterior a los tratamientos de control, la proporción de árboles que presentaron densidades detectables de inóculos en el suelo (esto es, unidades formadoras de colonias en el ensayo de laboratorio) solo había descendido ligeramente para los árboles tratados con fosetil (de 24 a 22 árboles, esto es, del 80% inicial al 73%) y para los testigos (de 19 a 18 árboles, esto es, del 63% al 60%). Sin embargo, la concentración de inóculos en suelo fue mucho menor para los individuos tratados (12.5 ± 6.1 vs 24.9 ± 7.9). Esta diferencia se incrementa si tenemos en cuenta sólo los individuos con presencia de *P. cinnamomi* en el suelo (17.0 ± 8.1 versus 41.5 ± 11.7).

La proporción de árboles con raíces infectadas por *P. cinnamomi* fue mucho menor que la tasa de infección en suelos, y similar en individuos tratados y testigos: un 23%, esto es, casi uno de cada cuatro individuos prospectados. Esta proporción es comparable a la de árboles en cuyo suelo se detectan concentraciones de clamidosporas conducentes a infecciones sintomáticas (20%) para los árboles testigo, pero la excede ampliamente para los tratados con fosetil (7%).

La reducción de la cantidad de inóculos en suelo no estuvo acompañada de una mejora significativa en el estado foliar de los árboles, ya que el índice foliar se mantuvo en valores similares a los del 2019 (3.5 ± 0.12 en tratados y 3.1 ± 0.16 en testigos). Esto es consistente con el hecho de que la proporción de árboles con infección en las raíces se mantuvo similar. Los resultados sugieren, por tanto, que el tratamiento puntual con fosetil-aluminio tiene un efecto positivo sobre el control del riesgo de infección por *P. cinnamomi* (cantidad de propágulos en el suelo), pero no es suficiente para limitar ésta o mejorar la salud de los árboles ya infectados. Estas conclusiones están, sin embargo, limitadas por la duración del período de seguimiento - y es posible que la realización de prospecciones complementarias durante el periodo de post-Life permitan detectar efectos positivos. Mientras tanto, recomendamos complementar este ensayo con otros que incluyan la repetición de varios tratamientos en el tiempo y/o la combinación con otros métodos de control (por ejemplo, el uso de enmiendas orgánicas) para evaluar su eficacia y la viabilidad de su uso en especies silvestres y/o en espacios protegidos.

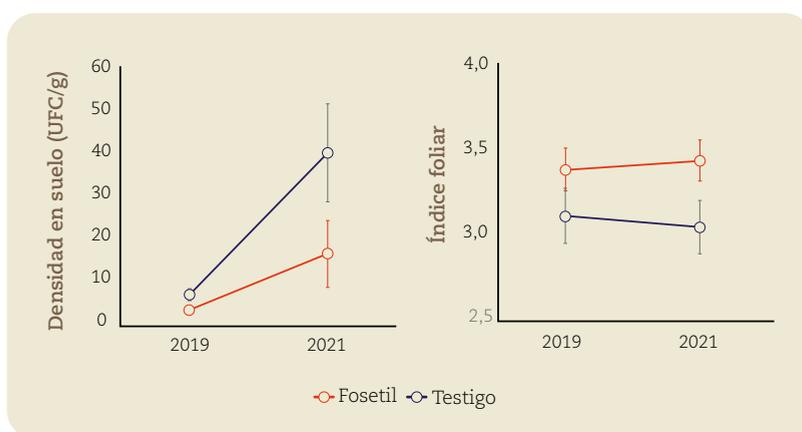


Figura 17. Efecto del control tratamiento con inyecciones de fosetil-aluminio sobre el grado de infección (densidad de inóculos por gramo de muestra, en individuos en los que se detecta presencia de inóculos en suelo) y el índice foliar de 60 individuos de alcornoque de la Reserva Biológica de Doñana. Los individuos testigo no recibieron ningún tratamiento.



07

SEGUIMIENTO PARA LA EVALUACIÓN
DE LA EFECTIVIDAD DE LAS
ACTUACIONES EN LIFE-ADAPTAMED

Con el objetivo de evaluar la efectividad de las diferentes actuaciones piloto llevadas a cabo sobre las formaciones de alcornoque, acebuche, lentisco y matorral del Espacio Natural de Doñana, se han combinado dos tipos complementarios de seguimiento: el seguimiento a escala de campo, realizado sobre el terreno, y el seguimiento a escala de paisaje, implementado mediante el análisis de imágenes tomadas por sensores satelitales. Ambos se han iniciado varios años antes de implementarse las actuaciones, para caracterizar la situación de partida, y se han mantenido después de las mismas, para valorar el efecto de éstas sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y los servicios proporcionados por éstos.



Foto 16. Durante el proyecto Life Adaptamed se han cuantificado varios indicadores y procesos ecológicos que describen las funciones y servicios ecosistémicos, con el objetivo de medir el efecto de las actuaciones piloto sobre éstos.

7.1 SEGUIMIENTO ECOLÓGICO A ESCALA DE CAMPO

El seguimiento a escala de campo realizado en el alcornocal y matorral de Doñana se centró en cuantificar varios indicadores que describen las funciones y servicios más importantes de estos ecosistemas, así como los elementos que las sustentan (principalmente, su biodiversidad). Con el fin de evaluar el efecto de las actuaciones descritas anteriormente, este seguimiento se realizó tanto en las parcelas tratadas como en las parcelas control. La utilización de diseños y métodos comparables a los utilizados por el Programa de Seguimiento de Procesos Naturales de la EBD-CSIC en este mismo área permitirá, además, comparar los valores observados con una línea de referencia (baseline) establecida en los 15 años previos (ESPN, 2021).

Este seguimiento incluyó, principalmente, los siguientes elementos, procesos y funciones:

- Germinación, supervivencia y crecimiento de las semillas sembradas y los brinzales plantados en los diferentes tratamientos.
- Capacidad de almacenamiento de carbono, evaluada a partir de estimas de la biomasa de vegetación arbustiva y herbácea, y del almacenaje de carbono en el suelo.
- Cobertura, composición, diversidad y estructura de la vegetación (matorral y herbáceas).
- Diversidad, abundancia y tasas de visita por grandes y pequeños herbívoros, que informan sobre la eficiencia de los tratamientos de exclusión y sobre las tasas de consumo de vegetación (y, por tanto, de remoción y reciclaje de carbono).
- Composición y abundancia de las comunidades de aves paseriformes (invernales y reproductoras) y mamíferos carnívoros, que informan acerca del control de plagas (aves insectívoras) y de la dispersión de semillas (aves frugívoras y mamíferos carnívoros que incluyen frutos en su dieta).
- Composición de la fauna edáfica, centrándonos en dos grupos clave: los coleópteros edáficos y las hormigas. Esta fauna sirve como indicador de la actividad y madurez edáfica, y su papel en el ciclo de agua, nutrientes y carbono. Además, algunos de los componentes de estas comunidades juegan un importante papel como depredadores y/o dispersores de semillas.
- Abundancia, diversidad funcional y actividad de los polinizadores, centrándonos en aquellos que polinizan especies de matorral.

- Abundancia y diversidad de micromamíferos, que tienen una importante función como depredadores y/o dispersores de semillas.
- Abundancia y diversidad de murciélagos, que informan acerca del control de plagas.

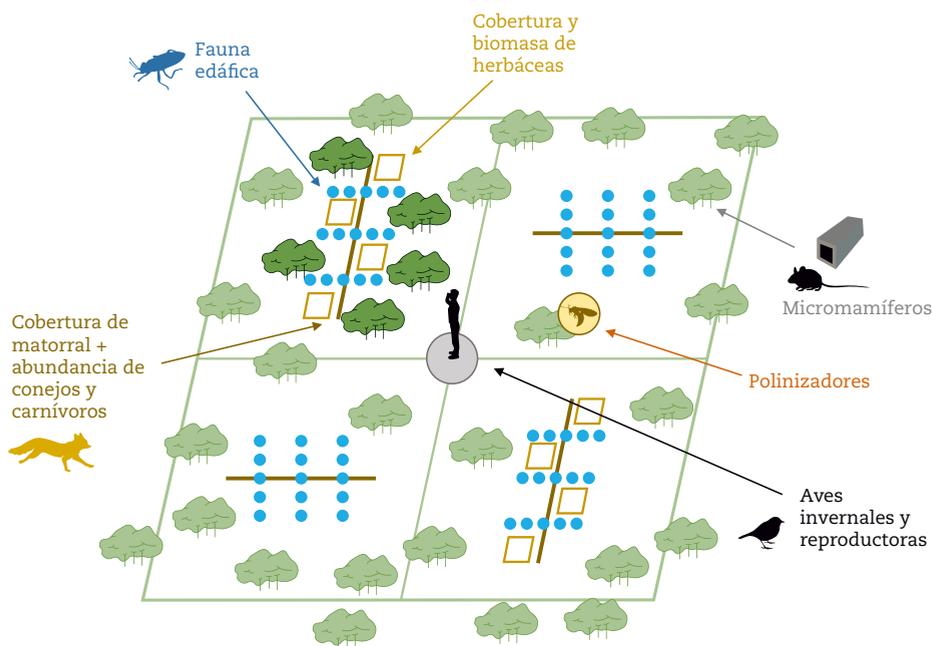


Figura 18. Esquema del seguimiento ecológico a escala de campo realizado en Doñana

7.2 SEGUIMIENTO ECOLÓGICO A ESCALA DE PAISAJE

El seguimiento a escala de campo se complementó con seguimiento a escala de paisaje, apoyado principalmente en sensores automáticos y técnicas de teledetección. Estas últimas permiten, empleando índices espectrales relacionados con el intercambio de materia y energía entre la biota y la atmósfera, derivar medidas integradas del funcionamiento de los ecosistemas. En Life-Adaptamed,

utilizamos una serie de indicadores centrados en evaluar funciones y servicios ecosistémicos clave, como los cambios en las ganancias de carbono, el ciclo hidrológico, y el balance energético. Como en el caso anterior, la toma de datos comparados en las zonas donde se realizaron las intervenciones y otras zonas control permitirá evaluar el efecto de éstas sobre dichas funciones y servicios.

Además, la utilización de diseños y métodos comparables a los utilizados por el Programa de Seguimiento de Procesos Naturales de la EBD-CSIC en este mismo área permitirá comparar los valores observados con la línea de referencia previa (ESPN, 2020). Un ejemplo de estos últimos es la red de cámaras de registro fenológico automático (“phenocams”) situadas en la Reserva Biológica de Doñana: tres de ellas, situadas sobre formaciones de monte negro, monte blanco y alcornocal, proporcionan una valiosa información comparativa sobre la amplitud y tendencias en la fenología y productividad primaria de estas formaciones.

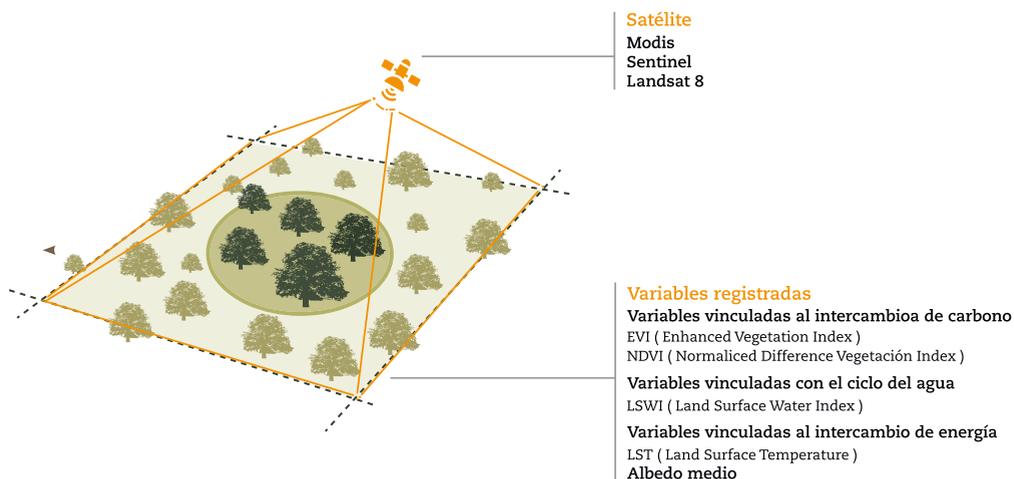


Figura 19. Esquema del seguimiento ecológico a escala de paisaje

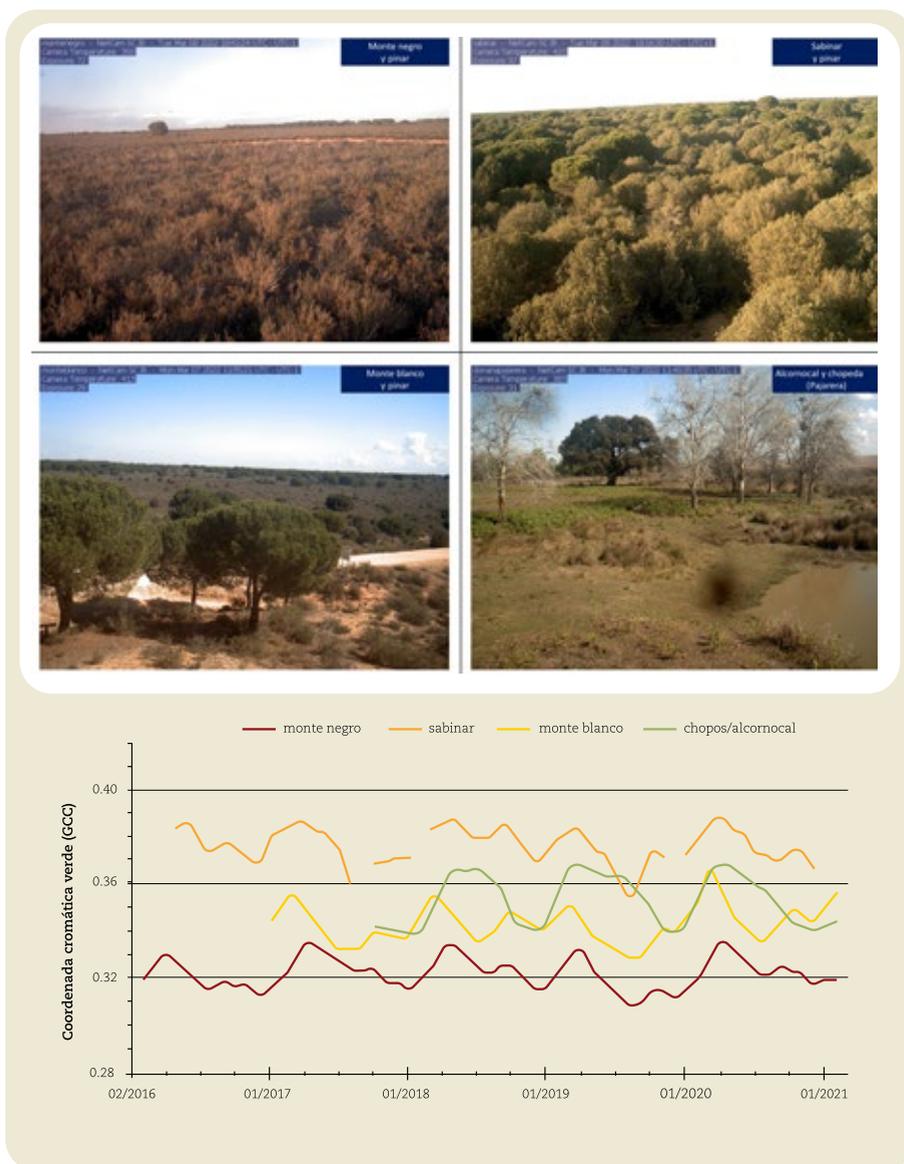


Figura 20: Índice de verdor (CCG) de cuatro formaciones forestales, adquirido mediante cámaras de registro fenológico automático (“phenocams”) situadas en la Reserva Biológica de Doñana. Tres de ellas (monte negro, monte blanco y chopos/alcornocal) se corresponden con las formaciones que aborda este manual.





08

LECCIONES APRENDIDAS
DEL PROYECTO LIFE Y
RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

8.1. APRENDIENDO DEL PROCESO: RECOMENDACIONES TÉCNICAS

En este manual proponemos unas pautas de manejo del alcornocal y matorral mediterráneo que ayuden, progresivamente, a favorecer la adaptación de estos ecosistemas forestales en un escenario de cambio global, buscando tres objetivos, que representan una línea vertebradora de todo el proyecto:

1. Garantizar su funcionalidad
2. Incrementar su resiliencia
3. Garantizar la provisión de bienes y servicios

Actualmente, el bosque mediterráneo se enfrenta, y tendrá que adaptarse a, escenarios nuevos sin análogos previos, que combinan el acelerado cambio climático con otros factores de cambio global, como la destrucción y fragmentación del hábitat, la defaunación asociada, o la introducción de especies invasoras. Todo ello, en un contexto histórico particularmente desfavorable, en el que siglos de sobreexplotación han llevado a una reducción drástica de la extensión, densidad y calidad (por ejemplo, en términos de reclutamiento) de la masa forestal, que a su vez ha causado el empobrecimiento del suelo, la reducción de los recursos hídricos y la pérdida de funciones del ecosistema como la dispersión de semillas y el control de herbívoros y plagas).



Para favorecer la adaptación de estos ecosistemas forestales al cambio climático y revertir al tiempo otros procesos de degradación relacionados con el cambio global, proponemos una gestión selvícola y ecosistémica enfocada en el incremento de la heterogeneidad y la diversidad tanto de los elementos forestales (formaciones heterogéneas de alcornoque, acebuche y lentisco entremezcladas con diferentes tipos de matorral) como de la fauna y flora asociada, que dependen de ellos y a la vez los sustentan. Esta gestión es clave para conseguir los objetivos buscados.

Las formaciones de alcornoque, acebuche y lentisco de este área son sistemas diversos y complejos, con una alta capacidad de autoorganizarse que genera una elevada resiliencia. Una selvicultura abierta y próxima a la naturaleza, que fomente los procesos naturales, evite grandes obras y las sustituya por actuaciones de primor, menos impactantes y con mayor capacidad de adaptación a condiciones desfavorables, favorece esta potencialidad intrínseca y posibilita respuestas adaptativas esenciales para que estos ecosistemas forestales sean menos vulnerables.

La heterogeneidad forestal mencionada debe ser entendida en sentido amplio para aplicar una selvicultura eficaz. En el bosque mediterráneo, esta heterogeneidad implica una diversificación de las edades, estructuras y tipos de reproducción; así como el fomento de la diversidad de especies y microhabitats, asociada a un abanico mayor de usos estructurados en torno a la provisión sostenible de los múltiples servicios ecosistémicos que ofrecen estos montes. Esto exige, por un lado, renunciar al uso de criterios de la selvicultura clásica enfocados a favorecer masas homogéneas en su distribución espacial, estructura, tamaño y composición de edades (Calama, 2017); y, por otro, reconsiderar de forma crítica algunos aprovechamientos tradicionales (como la ganadería y apicultura, en el caso del Parque Nacional de Doñana), midiendo sus efectos y ajustando su intensidad y diseño a las necesidades de los ecosistemas, en términos de resiliencia y capacidad de adaptación (Giralt et al. 2021).

Para todo ello proponemos un manejo forestal enfocado en asegurar el reclutamiento y rejuvenecimiento del estrato arbóreo, potenciando (mientras éste se consolida) la longevidad de los reproductores aún presentes; y la generación de heterogeneidad en el estrato arbustivo, para facilitar tanto la creación de nichos de reclutamiento forestal como la diversificación del resto de componentes del ecosistema. Para ello, es imprescindible reducir la presión de herbivoría, mediante una combinación de medidas locales de corta duración (exclusiones para favorecer la creación de ‘puntos calientes’ de reclutamiento e ‘islas de diversidad’, utilizando plantaciones de primor) y otras de mayor duración y escala (reducción y/o rotación de la presión ganadera, combinada con una

gestión proactiva de las poblaciones de ungulados silvestres basada en modelos demográficos y de dinámica planta-herbívoro). En este contexto, la presión de herbivoría puede utilizarse como una herramienta de gestión, fomentando su variabilidad espacial para así fomentar una mayor heterogeneidad estructural que, con la intensidad adecuada, posibilite la transformación parcial a monte alto mediante la creación de nichos de regeneración en los que las plántulas y brinzales de las especies de matorral noble tengan mayores opciones de progreso. El desarrollo de técnicas más detalladas para las plantaciones de primor, que incorporen la identificación de microhábitats y periodos propicios para el reclutamiento (p.ej., en zonas y años en que el nivel freático se aproxime a la superficie) e identifiquen diseños adecuados de estructuras y/o plantas nodriza, representan también un elemento metodológico muy prometedor.



Foto 17. Lirón careto (*Eliomys quercinus*) y murciélago de borde claro (*Pipistrellus kuhlii*) en una caja refugio en Doñana. Los refugios artificiales pueden mitigar temporalmente la ausencia de estos componentes en ecosistemas forestales degradados.

Asimismo, y dado que la estructura y el funcionamiento de la zonas forestales está condicionado por el impacto antrópico al que han estado sometidos (Granados et al. 1988), sugerimos utilizar la información histórica disponible para orientar las actuaciones de gestión. Esta estrategia incluye la selección y reserva de los mejores individuos para la producción de fruto (ver por ejemplo Castilla et al 2019). En zonas particularmente empobrecidas por el historial de impacto antrópico, tanto por la degradación de la cubierta forestal como por la defaunación asociada, puede ser recomendable ofrecer refugios artificiales (cajas nidos para aves, murciélagos y pequeños mamíferos) y otros tipos de microhábitats (restos de talas y podas, que actúan como refugio y área de campeo de pequeños mamíferos y reptiles) para potenciar las funciones suministradas por estos componentes del ecosistema, mientras la masa forestal alcanza la heterogeneidad, diversidad y madurez necesarios para suministrarlos por sí misma.

Las actuaciones selvícolas deben promover la creación de islotes de vegetación arbórea en aquellas zonas donde el acebuchal, alcornocal y matorral noble hayan desaparecido por completo, favoreciendo una disposición de manchas o bosquetes que facilite la creación de condiciones microclimáticas favorables (mayor humedad y fertilidad del suelo) y funcione como fuentes semilleras para la regeneración de futuras masas. Además, este tipo de mosaicos forestales proporcionan una eficaz función protectora frente a los grandes herbívoros, incrementan los índices de diversidad y facilitan otros usos pastorales.

De igual manera, sería recomendable potenciar la formación de masas mixtas donde las condiciones lo permitan. Según las condiciones de suelo y humedad, los bosques mediterráneos de alcornoque, acebuche o lentisco se pueden entremezclar con pino piñero (*Pinus pinea*) o con vegetación de ribera. En definitiva, las actuaciones de manejo deben promover el desarrollo de montes más complejos estructuralmente y más diversos en composición específica, capaces de proveer un abanico más amplio de bienes y servicios, que al ser menos vulnerables tengan mayor capacidad de adaptarse a un futuro impredecible e incierto.

8.2. APRENDIENDO DEL PROCESO: SOBRE GOBERNANZA PARA UNA GESTIÓN PROACTIVA Y ADAPTATIVA

La gestión adaptativa en colaboración (co-gestión adaptativa) establece un marco de actuación que acepta las incertidumbres inherentes a la toma de decisiones en la gestión de los recursos y procesos naturales. Estas incertidumbres son consustanciales tanto a la dinámica de estos sistemas (dinámicas de no-equilibrio, impredecibilidad de las perturbaciones, efectos históricos que generan dependencia de la trayectoria) como a la propia toma de decisiones (conocimiento imperfecto, conflictos de intereses y competencias, discordancias espacio-temporales). Por todo ello, se reconozca o no de forma explícita, cualquier intervención de gestión debe ser concebida como un experimento que trata de alcanzar determinados objetivos pero que, a menudo, puede tener efectos impredecibles o contraintuitivos. Para abordar este problema de forma efectiva, la co-gestión adaptativa enmarca explícitamente sus decisiones en un marco de aprendizaje compartido basado en la continua evaluación y modificación del conocimiento, para la que son imprescindibles tres aspectos:

1. Diseñar las actuaciones para evitar efectos sin retorno y para resolver las incertidumbres actuales.

2. Establecer objetivos claros y temporalizar su revisión en base a los resultados obtenidos.

3. Monitorizar de forma efectiva los efectos de las actuaciones.

Se trata, en resumen, de establecer una dinámica de gestión en continua actualización que permita evaluar las alternativas más robustas, evitando ejecutar intervenciones que puedan desencadenar efectos sin retorno, y buscando explícitamente combinar la acción eficiente con el aprendizaje efectivo.



Foto 18. Reunión de campo en Doñana. La gestión adaptativa implica introducir procedimientos que faciliten el aprendizaje, el entendimiento y una colaboración constructiva entre todos los actores implicados en la gestión.

Establecer un proceso de gestión adaptativa implica introducir procedimientos que faciliten el aprendizaje, el entendimiento y una colaboración constructiva de y entre todos los actores implicados en la gestión ('stakeholders'). Los procesos de decisión deben ser, por ello, participativos y deben apoyarse en procedimientos que aseguren la transparencia y el acceso equitativo de todos los actores a todo el conocimiento y los datos disponibles, combinándolos de forma accesible mediante técnicas de síntesis de conocimiento. El objetivo es formalizar ciclos iterativos de acción-aprendizaje en colaboración.

Este tipo de actuación entronca directamente con una cultura de gobernanza adaptativa, considerada de forma cada vez más generalizada como un elemento clave para asegurar la adaptabilidad y la resiliencia de nuestras sociedades y ecosistemas a las impredecibles dinámicas que está desencadenando el cambio global. Por ello, uno de los objetivos de Life Adaptamed ha sido contribuir a mejorar la toma de decisiones en los espacios naturales protegidos integrados en el proyecto, propiciando un marco de participación y responsabilidad compartida entre la población local y los políticos, científicos y gestores, generando espacios de innovación y aprendizaje compartido entre todos ellos. Establecer una cultura de la gobernanza que asegure la equidad y la responsabilidad compartida en la toma de decisiones y su implementación posterior es clave para impulsar la dinamización social e identificar actividades socioeconómicas sostenibles con una capacidad de adaptación continua a los cambios.

El proyecto Life Adaptamed también ha demostrado, mediante actuaciones en tres espacios protegidos icónicos de Andalucía, que estos espacios constituyen enclaves ideales para implementar, impulsar y mejorar estas dinámicas de trabajo. La confluencia de intereses muy diversos, muchos de ellos ligados al desarrollo, en torno a la exigencia social y legal de conservación de los procesos y valores naturales, hace que emerjan de forma explícita los diferentes conflictos asociados al desarrollo; pero representa, por ese mismo motivo, un área ideal de interacción, aprendizaje y negociación para la resolución de dichos conflictos. Los mecanismos existentes, como los espacios de participación de los diferentes espacios protegidos, ofrecen un primer espacio de intercambio sobre el que construir activamente estas dinámicas; aunque es necesario expandir estas, de forma proactiva, más allá de éstos para evitar verse limitado por el estrecho corsé administrativo que imponen. El proyecto Life Adaptamed ha tratado de aprovechar al máximo los elementos de innovación técnica y social asociados a las diferentes actuaciones desarrolladas para iniciar un cambio de dinámica que permita consolidar nuevos modelos de gestión en el futuro inmediato.

También resulta imprescindible mencionar tres importantes barreras para la dinámica de co-diseño y co-gestión participativa que involucra este marco de gestión. En primer lugar, los procedimientos de solicitud, adjudicación e implementación de proyectos finalistas con financiación pública exigen rutinariamente la descripción detallada y temporalizada de todas las actuaciones desde el primer momento. Este procedimiento no deja prácticamente ningún margen para el co-diseño participativo con los diferentes stakeholders, lo que a menudo crea una considerable barrera de desconfianza que lastra el desarrollo de todo el proceso. En segundo lugar, la tramitación, adjudicación e implementación de las actuaciones concretas a través de la administración pública impone



barreras burocráticas adicionales, que comprometen la flexibilidad necesaria tanto para poder co-diseñar las actuaciones con los usuarios, como para poder reajustar y adaptar estas en base al conocimiento generado tanto durante la fase de participación como durante las fases de preparación y monitoreo. Finalmente, la limitada cultura técnica y tecnológica del sector empresarial respecto a la realización de actuaciones flexibles y complejas, ajustadas a las condiciones locales, que priorizan la reducción del impacto en el ecosistema sobre la homogeneización y la eficiencia técnico-económica, y que deben respetar los ciclos ecológicos por encima de los técnicos o administrativos, dificultan enormemente la ejecución de dichas intervenciones. Resulta por ello esencial crear marcos de intercambio de conocimientos, técnicas e ideas entre los sectores científico-técnicos involucrados, y sobre todo desarrollar experiencias modestas pero exitosas que puedan servir de ejemplo para el escalado de este marco de gestión a intervenciones y políticas cada vez más ambiciosas. El proyecto Life Adaptamed ha sido, en este sentido, un primer paso en esta dirección.







09

REFERENCIAS

- Aldaya, M.M., Novo, F.G., Llamas, R. 2010. Incorporating the water footprint and environmental water requirements into policy: Reflections from the Doñana region (Spain). Fundación Marcelino Botín.
- Andreu, A.C. 2014. Seguimiento de anfibios y reptiles en Doñana. Boletín de la Asociación Herpetológica Española, 25(2), 65-75.
- Arenas-Castro, S., Gonçalves, J.F., Moreno, M., Villar, R. 2020. Projected climate changes are expected to decrease the suitability and production of olive varieties in southern Spain. Science of The Total Environment, 709, 136161.
- Aronson, J., Pereira, J.S., Pausas, J.G. (Eds.). 2012. Cork oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration. Island Press.
- Ashraf, U., Chaudhry, M.N., Peterson, A.T. 2021. Ecological niche models of biotic interactions predict increasing pest risk to olive cultivars with changing climate. Ecosphere, 12(8), e03714.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (Eds.). 2010. Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2010. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino) - Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid, 170 pp.
- Benito-Garzón M., de Dios R.S., Ollero H.S. 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. Applied Vegetation Science 11, 169-178.
- Brasier, C.M. 1992. Oak tree mortality in Iberia. Nature 360, 539.
- Brasier, C.M. 1996. Phytophthora cinnamomi and oak decline in southern Europe. Environmental constraints including climate change. Ann Sci Forest 53, 347-358.
- Brasier, C.M., Scott, J.K. 1994. European oak declines and global warming: a theoretical assessment with special reference to the activity of Phytophthora cinnamomi. EPPO Bulletin 24(1), 221-232.
- Brasier, C.M., Hansen, E.M. 1992. Evolutionary biology of Phytophthora. 2. Phylogeny, speciation, and population-structure. Annual Review of Phytopathology 30, 173-200.
- Cabello, J., Morata Toledo, D., Otto, R., Fernández-Palacios, J. M. 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.
- Cabezudo, B., Talavera, S., Blanca, G., Salazar, C., Cueto, M., Valdés, B., Hernández Bermejo, J.E., Herrera, C.M., Rodríguez Hiraldo, C., Navas, D. 2005. Lista roja de la flora vascular de Andalucía. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 126 pp. https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/servicios_generales/doc_tecnicos/2012/libro_rojo_flora_vascular/lista_roja_flora_vascular_andalucia.pdf
- Cadenas, R., Solis, J.C. 1992. Restauración de los alcornoques de la Pajarera del Parque Nacional de Doñana En Jiménez, E. y Marco, P. Recopilación de trabajos del Simposium Mediterráneo sobre regeneración del monte alcornocal. Instituto promoción del corcho.
- Calama, R. 2017. La gestión forestal como herramienta para la adaptación al cambio climático: ¿realidad o ficción científica? Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 43, 59-90. DOI 10.31167/csef.v0i43.17527
- Camarero J.J., Lloret, F., Corcuera, L., Peñuelas, J., Gil-Pelegrín, E. 2004. Cambio global y decaimiento del bosque. En: Valladares, F. (Ed.) Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid, España. Pp. 397-423.
- Camilo-Alves, C., da Clara, M.I.E., de Almeida Ribeiro, N.M.C. 2013. Decline of Mediterranean oak trees and its association with Phytophthora cinnamomi: a review. Eur J Forest Res 132, 411-432.
- Carro, F., Ortega, M., Soriguer, R.C. 2019. Is restocking a useful tool for increasing rabbit densities?. Global Ecology and Conservation, 17, e00560.
- Castilla, A.R., Garrote, P.J., ywicz, M., Calvo, G., Suárez-Esteban, A., Delibes, M., Godoy, J.A., Picó, F.X., Fedriani, J.M. 2019. Genetic rescue by distant trees mitigates qualitative pollen limitation imposed by fine-scale spatial genetic structure. Molecular Ecology 28(19), 4363-4374. Doi 10.1111/mec.15233
- Corona, M. G., Vicente, A. M., Novo, F. G. 1988. Long-term vegetation changes on the stabilized dunes of Doñana National Park (SW Spain). Vegetation, 75(1), 73-80.

- Costa, J.C., Martín, A., Fernández, R., Estirado, M., Morla, C., Sainz, H. (Eds.) 2006. Dehesas de Andalucía. Caracterización ambiental. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, Spain. https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/servicios/centro_de_documentacion_y_biblioteca/fondo_editorial_digital/documentos_tecnicos/dehesas_andaluzas/dehesas_andaluzas.pdf
- Costa, M., Morla, C., Sainz, H. (Eds.) 1998. Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica. Planeta, Barcelona.
- David, T.S., Henriques, M.O., Kurz-Besson, C., Nunes, J., Valente, F., Vaz, M., David, J.S. 2007. Water-use strategies in two co-occurring Mediterranean evergreen oaks: surviving the summer drought. *Tree physiology*, 27(6), 793-803.
- De Vita, P., Serrano, M.S., Callier, P., Ramo, C., García, L.V., Sánchez, M.E. 2012. Phytophthora root disease: a new threat for cork oaks at Doñana National Park (south-western Spain). *Integrated Protection in Oak Forest IOBC/wprs Bulletin* 76, 93-96
- Díaz, M., Pulido, F.J. 2009a. Dehesas perennifolias de *Quercus* spp 6310. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España, 69.
- Díaz, M. Pulido, F.J., Pausas, J.D. 2009b. Alcornocales de *Quercus Suber* 9330. En: VV.AA. 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. Pp 1-58 p.
- Dimitriou, E., Moussoulis, E., Díaz-Paniagua, C., Serrano, L. 2017. Hydrodynamic numerical modelling of the water level decline in four temporary ponds of the Doñana National Park (SW Spain). *Journal of arid environments*, 147, 90-102.
- Doblas-Miranda, E., Alonso, R., Arnan, X., Bermejo, V., Brotons, L., et al. 2017. A review of the combination among global change factors in forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects. *Global and Planetary Change* 148, 42-54.
- Doblas-Miranda, E., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Álvarez, A., Ávila, A., et al. 2015 Reassessing global change research priorities in Mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here?: Global change research in MTEs. *Global Ecology and Biogeography* 24, 25-43.
- Duarte, C.M., Alonso, S., Benito, G., Dachs, J., Montes, C., Pardo Buendía, M., Ríos, A.F., Simó, R., Valladares, F. 2006. Cambio Global. Impacto de la Actividad Humana sobre el Sistema Tierra. CSIC. Consejo superior de investigaciones científicas, Colección divulgación, 3. 167 pp.
- Dunstan, W.A., Rudman, T., Shearer, B.L., Moore, N.A., Paap, T., Calver, M.C., Armistead, R., Dobrowolski, M.P., Morrison, B., Howard, K., O'Gara, E., Crane, C., Dell, B., O'Brien, P., McComb, J.A., Hardy, G.E.S.J. 2008. Research into natural and induced resistance in Australian native vegetation of *Phytophthora cinnamomi* and innovative methods to contain and/or eradicate within localised incursions in areas of high biodiversity in Australia. Eradication of *Phytophthora cinnamomi* from spot infections in native plant communities in Western Australia and Tasmania. Prepared by the Centre for *Phytophthora* Science and Management for the Australian Government Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts. <http://www.environment.gov.au/system/files/resources/5d46df98-0def-40a8-8485-193de0c7fb75/files/p-cinnamomi-research-eradication.pdf>
- Duque-Lazo, J. 2018. Application of spatial analysis techniques to conservation and restoration of mediterranean quercus under future climate change scenarios. PhD Thesis. Universidad de Córdoba.
- ESPN. 2020. Programa de Seguimiento de Procesos y Recursos Naturales en el Espacio Natural de Doñana. Memoria 2020. ICTS-RBD/EBD-CSIC <http://icts.ebd.csic.es/es/fondo-documental-donana>
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. 2011. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- FAO; Plan Bleu. 2018. State of Mediterranean forests. Food and agriculture organization of the United Nations and Plan Bleu. <https://www.fao.org/3/CA2081EN/ca2081en.PDF>
- Fernández-Cancio, A., Sánchez-Salguero, R., Gil, P.M., Manrique Menéndez, E., Fernández Fernández, R., Navarro-Cerrillo, R.M. 2012. Efectos del cambio climático sobre la distribución de los alcornocales españoles. Una aproximación fitoclimática para la futura gestión. *Ecosistemas* 21(3), 50-62.
- Ferrer, M. (Ed). Doñana. 50 años de investigaciones científicas. Colección Anejos Arbor. Nº 11. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. Madrid 223 pp.

- García Novo, F. 1997. The ecosystems of Doñana National Park. En García Novo (Ed.) The ecology and conservation of European dunes. Pp 97-116.
- Gentile, S., Valentino, D., Tamietti, G. 2009. Control of ink disease by trunk injection of potassium phosphite. *Journal of Plant Pathology* 91, 565-571.
- Giralt-Rueda, J.M., Santamaria, L. 2021. Complementary Differences in Primary Production and Phenology among Vegetation Types Increase Ecosystem Resilience to Climate Change and Grazing Pressure in an Iconic Mediterranean Ecosystem. *Remote Sensing*, 13(19), 3920.
- GISD Global Invasive Species Database. 2014. Countries (or multi-country features) with distribution records for *Phytophthora cinnamomi* in the Global Invasive Species Database. <http://issg.org/database/species/distribution.asp?si=143&fr=1&sts=sss&lang=EN>
- Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Lomas, P., Zorrilla, P., Montes, C. 2011. Evolution of ecosystem services in a Mediterranean cultural landscape: Doñana case study, Spain (1956-2006). En Sofó, A. (Ed) *Biodiversity. InTech*. Pp 27-46.
- Gómez-Rodríguez, C., Bustamante, J., Díaz-Paniagua, C. 2010. Evidence of hydroperiod shortening in a preserved system of temporary ponds. *Remote Sensing*, 2(6), 1439-1462.
- González-Díaz, P., Ruiz Benito, P., Astigarraga Urcelay, J., Cruz Alonso, V., Moreno Fernández, D., Herrero Méndez, A., Gosálbez Ruiz, J., de Zavala Gironés, M.A. 2020. Los bosques españoles como soluciones naturales frente al cambio climático: herramientas de análisis y modelización. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.
- González, M., Romero, M.Á., Serrano, M.S., Sánchez, M.E. 2020. Fosetyl-aluminium injection controls root rot disease affecting *Quercus suber* in southern Spain. *European Journal of Plant Pathology* 156(1), 101-109.
- Granados, M. 1987. Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. 485 pp. Sevilla.
- Granados, M., Martín, A., García Novo, F. 1988. Long-term vegetation changes on the stabilized dunes of Doñana National Park (SW Spain). *Vegetation* 75, 73-80.
- Guardiola-Albert, C., Jackson, C.R. 2011. Potential impacts of climate change on groundwater supplies to the Doñana wetland, Spain. *Wetlands*, 31(5), 907-920.
- Guzmán-Álvarez, J.R., Venegas-Troncoso, J., Seseña-Rengel, A., Sillero-Almazán, M.L., Rodríguez-Álvarez, J.A. 2012. Biomasa forestal en Andalucía, Modelo de existencias, crecimiento y producción. Coníferas. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía (Spain). https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/web/temas_ambientales/montes/usuarios_y_aprov/jornadas_biomasa/Publicaciones/Biomasa%201%20Capitulos/12_aprovechamiento_biomasa1.pdf
- Hardham, A.R. 2005. *Phytophthora cinnamomi*. *Molecular Plant Pathology* 6, 589-604.
- Harvey-Brown, Y. 2017. *Quercus suber*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T194237A81719816.
- Herrera, J. 1995. Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *For. Ecol. Manag.* 76, 197-201.
- Herrero, A., Zavala, M.A. (Eds.) 2015. Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/biodiversidad.aspx>
- Hodar, J.A., Zamora, R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13, 493-500.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 1535 Cambridge University Press. Doi: 10.1017/CBO9781107415324.
- Jung, T., Orlikowski, L., Henricot, B., Abad-Campos, P., Aday, A.G., et al. 2016. Widespread *Phytophthora* infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of *Phytophthora* diseases. *Forest Pathology*. DOI: 10.1111/efp.12239.

- Jung, T., Chang, T.T., Bakonyi, J., Seress, D., Perez-Sierra, A., Yang, X., Hong, C., Scanu, B., Fu, C.H., Hsueh, K.L., Maia, C., Abad-Campos, P., Leon, M., Jung, M.H. 2017. Diversity of Phytophthora species in natural ecosystems of Taiwan and association with disease symptoms. *Plant Pathology* 66, 194-211.
- Lindner, M. Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbat, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J., Marchetti, M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, 698-709.
- López de Heredia, U., Gil, L. 2006. La diversidad en las especies forestales: un cambio de escala. El ejemplo del alcornoque. *Ecosistemas*, 15(2), 24-33.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., de Poorter, M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist group (ISSC), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), University of Auckland, New Zealand.
- Matías, L. 2012. Cambios en los límites de distribución de especies arbóreas como consecuencia de las variaciones climáticas. *Ecosistemas* 21(3), 91-96. Doi: 10.7818/ECOS.2012.21-3.12
- Mendes, M.P., Ribeiro, L., David, T.S., Costa, A. 2016. How dependent are cork oak (*Quercus suber* L.) woodlands on groundwater? A case study in southwestern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 378, 122-130.
- Metro, A., Sauvage, C. 1957. Observations sur l'enracinement du chêne-liège en Maâmora. *Ann. Rech. For. Maroc.* 5, 3-25.
- Montero, G., López-Leiva, C.L., Ruiz-Peinado, R., Senespleda, E.L., Onrubia, R., Pasolodos, M. 2020. Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica. https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/publicaciones/publicaciones-de-desarrollo-rural/librobiomasadigital_tcm30-538563.pdf
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. INIA-Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Morenés, Y., Mariátegui, C. 2005. Historia del Coto de Doñana (1865-1985). Fundación Patrimonio Natural. Madrid. 431 pp.
- Moreno, G. 2008. Response of understorey forage to multiple tree effects in Iberian dehesas Agriculture, *Ecosystems and Environment* 123(1-3), 239-244.
- Moreno, J.C. (Ed.) 2008. Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas), Madrid, 86 pp. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/listaroflora08_tcm30-99750.pdf
- Moreno, S., Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 72, 81-85.
- Moriondo, M., Good, P., Durao, R., Bindi, M., Giannakopoulos, C., Corte-Real, J. 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate research*, 31(1), 85-95.
- Munoz-Reinoso, J.C. 2001. Vegetation changes and groundwater abstraction in SW Donana, Spain. *Journal of Hydrology*, 242(3-4), 197-209.
- Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, A.A., Cassman, K., DeFries, R., Dietz, T., Dobermann, A., Dobson, A., Janetos, A., Levy, M., Marco, D., Nakićenovic, N. 2006. Anthropogenic drivers of ecosystem change: An overview. *Ecology and Society*, 11, 29.
- Orrico Marín, A. 2021. Determinar la idoneidad de un tratamiento anterior contra *Phytophthora cinnamomi* realizado con la molécula Fosetil Aluminio en alcornoques adultos del Espacio Natural Doñana. Informe final SI21FF001 del ensayo SI21FF001GR01 de la empresa SICOP s.l. Informe interno proyecto Life-Adaptamed.
- Ovando, P., Campos, P., Oviedo, J. L., Montero, G. 2009. Cost-benefit analysis of cork oak woodland afforestation and facilitated natural regeneration in Spain. Cork oak woodlands on the edge. Ecology, adaptive management, and restoration, 1st edn. Society for Ecological Restoration International, Island Press, Washington DC. Pp. 177-188.

- Penteriani, V., Lourenço, R., Delgado, M.M. 2012. Eagle Owls in Doñana: a conservation dilemma or not? *British Birds*, 105, 88-95.
- Peñuelas, J., Sardans, J., Filella, I., Estiarte, M., Llusià, J., Ogaya, R., Carnicer, J., Bartrons, M., Rivas-Ubach, A., Grau, O., Peguero, G., Margalef, O. 2017. Impacts of global change on Mediterranean forests and their services. *Forests* 8, 463.
- Pereira, J.S., Chaves, M.M., Caldeira, M.C., Correia, A.V. 2006. Water availability and productivity. In J. I. L. Morison, M.D. Morecroft (Eds). *Plant Growth and Climate Change*. Blackwell, London, UK. Pp. 118-145.
- Pérez, C., López, F., Ruiz, A., Cuadros, F. 2011. Cuantificación de la biomasa forestal mediante sig y aplicación para usos energéticos. Resultados para Badajoz. In *Proceedings from the International Congress on Project Management and Engineering*. Comunicaciones presentadas al XII Congreso Internacional de Dirección e Ingeniería de Proyectos, celebrado en Huesca del 6 al 8 de Julio de 2011 (p. 106). Asociación española de ingeniería de proyectos (AEIPRO). http://dspace.aeiopro.com/xmlui/bitstream/handle/123456789/1447/CIIP11_1383_1400.pdf?sequence=1
- Pleguezuelos J.M., Márquez, R., Lizana, Y.M. (Eds.) 2002. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid, 587 pp.
- Ramo, C., García Fernández, L.V., Díaz Delgado, R., Marañón, T., Siljeström, P., Rodríguez Olivares, R., Garrido, H., Urdiales, C., Laffite, R., Ibáñez, F., Calderón, J. 2009. El declive del alcornocal en la Vera del Parque Nacional de Doñana: el papel de las colonias de aves nidificantes. 5º Congreso Forestal Español.
- Ramo, C., Paz, D., López, D., Ramírez, L. 2015. Recopilación del conocimiento disponible para la correcta implementación de los tratamientos contra el patógeno *Phytophthora cinnamomi* en el alcornocal del Parque Nacional de Doñana. Informe interno proyecto Life-Adaptamed.
- Rey, P.J., Alcántara, J.M., Fernández-Palacios, J. M. 2009. Bosques de Olea y Ceratonia 9320. Bases Ecológicas Preliminares Para la Conservación de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario en España.
- Rhodes, L., Maxted, N. 2016. *Pistacia lentiscus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T202960A47600695. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T202960A47600695>.
- Rivers, M.C., Beech, E., Bazos, I., Boguni, F., Buirra, A., et al. 2019. European Red List of Trees. Cambridge, UK and Brussels, Belgium. IUCN.
- Román, J. 2009. La gestión forestal en Doñana. Eucaliptos, pinos y monte mediterráneo. *Quercus* 283, 36-41
- Roy, H.E., Hesketh, H., Purse, B.V., Eilenberg, J., Santini, A., et al. 2017. Alien Pathogens on the Horizon: Opportunities for Predicting their Threat to Wildlife. *Conservation Letters* 10(4), 476-483. Doi: 10.1111/conl.12297.
- Sánchez, M.E., Caetano, P., Ferraz, J., Trapero, A. 2002. *Phytophthora* disease of *Quercus ilex* in south-western Spain. *Forest Pathology* 32, 5-18.
- Sánchez, M.E., Vega, J.M., Páez, J.I. 2014. Tratamientos de encinas y alcornoques contra la podredumbre radical causada por *Phytophthora cinnamomi* mediante inyecciones al tronco. En: *Ecosistemas de dehesa: Desarrollo de políticas y herramientas para la gestión y conservación de la biodiversidad*. Anexo A.1. IX. LIFE/BIO/ES/000726
- Sena, K., Crocker, E., Vincelli, P., Barton, C. 2018. *Phytophthora cinnamomi* as a driver of forest change: Implications for conservation and management. *Forest Ecology and Management* 409, 799-807.
- Sergio, F., Blas, J., Tanferna, A., Hiraldo, F. 2021. Protected areas enter a new era of uncertain challenges: extinction of a non-exigent falcon in Doñana National Park. *Animal Conservation*. DOI 10.1111/acv.12752 (early online).
- Serrano, M.S., Ríos, P., González, M., Sánchez, M.E. 2015. Experimental minimum threshold for *Phytophthora cinnamomi* root disease expression on *Quercus suber*. *Phytopathologia Mediterranea*: temp 13-16. Doi: 10.14601/Phytopathol_Mediterr-15128.
- Shakya, S. K., Grünwald, N. J., Fieland, V. J., Knaus, B. J., Weiland, J. E., Maia, C., ... & Jung, T. (2021). Phylogeography of the wide-host range panglobal plant pathogen *Phytophthora cinnamomi*. *Molecular Ecology* 30, 5164-5178.

- Southern, I.J.M. 2019. Climate change effects on N and P cycling and greenhouse gas fluxes in cork oak forests of southern Spain. Tesis Doctoral, Universidade de Coimbra. <https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/88105/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20de%20%20India%20Southern%2C.pdf>
- Suso, J, Llamas, M.R. 1993. Influence of groundwater development on the Doñana National Park ecosystems (Spain). *Journal of Hydrology*, 141(1-4), 239-269.
- Tanner-McAllister S.L., Rhodes, J., Hockings, M. 2017. Managing for climate change on protected areas: An adaptive management decision making framework. *Journal of Environmental Management* 204, 510-518.
- Torres Juan, J. 1970. Los hongos del alcornoque en España. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid
- Valdés, B., Girón, V., Sánchez Gullón, E., Carmona, I. 2007. Catálogo florístico del espacio natural de Doñana (SO de España). *Plantas vasculares. Lagascalía*, 27(1), 73-362.
- Valkonen, J., Niskanen, M., Björklund, M., & Mappes, J. 2011. Disruption or aposematism? Significance of dorsal zigzag pattern of European vipers. *Evolutionary Ecology*, 25(5), 1047-1063.
- Valladares, F., Peñuelas, J., de Luis Calabuig, E. 2005. Impactos sobre los ecosistemas terrestres. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Proyecto ECCE Informe Final: 65-112. <https://digital.csic.es/handle/10261/97556>
- Vázquez, F.M., Suárez, M.A., Torres, E. 1997. Limitaciones a la regeneración natural de los alcornoques en el Parque Nacional de Doñana (Huelva, España). En: Puertas, F., RIVAS, M. (Eds.). *Actas II Congreso Forestal Español*, 547-552. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pamplona.
- Williams, B.K. 2011a. Adaptive management of natural resources—framework and issues. *Journal of Environmental Management* 92, 1346-1353.
- Williams, B.K. 2011b. Passive and active adaptive management: Approaches and an example. *Journal of Environmental Management* 92, 1371-1378.
- Zamora, E., Andicoberry, S, Sánchez, M.E. 2014. El decaimiento y la podredumbre radical en las dehesas andaluzas. Ecosistemas de dehesa: Desarrollo de políticas y herramientas para la gestión y conservación de la biodiversidad. Anexo A.1. IV. LIFE/BIO/ES/000726. https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/411146/decaimiento_podredumbre_radical_dehesa.pdf/e825c48f-2113-9fef-d56a-d9fc03e-5be35?t=1520358242000







Beneficiario Coordinador



Beneficiarios asociados



Cofinanciador

