

DIAGNÓSTICO DE LA TRAYECTORIA Y EVOLUCIÓN POTENCIAL DE LAS FORMACIONES VEGETALES DE RIBERA A LO LARGO DE LAS DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS ESPAÑOLAS



Juan Antonio Calleja

Ricardo Garillete

Francisco Lara

**DIAGNÓSTICO DE LA TRAYECTORIA Y EVOLUCIÓN POTENCIAL DE LAS FORMACIONES VEGETALES DE RIBERA
A LO LARGO DE LAS DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS ESPAÑOLAS**

Autores de los textos:

Juan Antonio Calleja Alarcón^{1,2}

Ricardo Garillete Álvarez³

Francisco Lara García^{1,2}

Autor de los modelos:

Rubén G. Mateo^{1,2}

Filiaciones de los autores:

1. Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología (Botánica).
2. Universidad Autónoma de Madrid, Centro de Investigación en Biodiversidad y Cambio Global (CIBC-UAM).
3. Universidad de Valencia, Facultad de Farmacia, Departamento de Botánica y Geología.

El presente documento fue realizado en el marco del contrato FUAM – Tragsatec: *Asistencia técnica para la elaboración de un informe de “Diagnóstico de la trayectoria y evolución potencial de las formaciones vegetales de ribera a lo largo de las demarcaciones hidrográficas españolas”, de cara a la actualización de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos.*

Fotografías de la portada (izquierda a derecha y arriba a abajo): Saucedas canarias con invasoras, Barranco Cernícalos, Gran Canaria. Mimbrera calcófila, Añisclo, Huesca. Adelfares en orillas y lechos, río Guadalhorce, Málaga. (Autor: JA Calleja)

DIAGNÓSTICO DE LA TRAYECTORIA Y EVOLUCIÓN POTENCIAL DE LAS FORMACIONES VEGETALES DE RIBERA A LO LARGO DE LAS DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS ESPAÑOLAS

TABLA DE CONTENIDOS

| | |
|--|-----------|
| 1. CARACTERÍSTICAS FUNDAMENTALES DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA. IMPORTANCIA DE SU CONSERVACIÓN | 1 |
| 1.1. INTRODUCCIÓN A LOS BOSQUES DE RIBERAS..... | 1 |
| 1.2. DINAMISMO DE LOS SISTEMAS FLUVIALES..... | 4 |
| 1.3. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ASOCIADOS E IMPORTANCIA DE SU CONSERVACIÓN..... | 5 |
| 1.4. SENSIBILIDAD DE LAS FORMACIONES DE RIBERA Y NECESIDAD DE SU INCORPORACIÓN COMO ELEMENTO PRIMORDIAL EN LA MONITORIZACIÓN DEL ECOSISTEMA FLUVIAL..... | 7 |
| 1.5. LOS BOSQUES Y MATORRALES DE RIBERA EN ESPAÑA: DIVERSIDAD, SINGULARIDAD Y SIGNIFICACIÓN EN EL MARCO EUROPEO..... | 9 |
| 1.6. ESTADO DEL ARTE CON RESPECTO A LA ESTRATEGIA NACIONAL DE RESTAURACIÓN DE RÍOS VIGENTE. PRINCIPALES PUNTOS FUERTES Y DEBILIDADES O CARENCIAS..... | 11 |
| 2. PRESIONES Y AMENAZAS GENÉRICAS SOBRE LA VEGETACIÓN RIPARIA | 14 |
| 2.1. CONSIDERACIONES GENERALES..... | 14 |
| 2.1.1. <i>Presiones y amenazas más comunes</i> | 17 |
| 2.2. CAMBIO CLIMÁTICO..... | 21 |
| 2.3. CAMBIOS INDUCIDOS EN LAS CONDICIONES HIDRÁULICAS NATURALES..... | 24 |
| 2.4. AGRICULTURA, GANADERÍA Y SILVICULTURA..... | 29 |
| 2.4.1. <i>Agricultura y Ganadería</i> | 29 |
| 2.4.2. <i>Silvicultura</i> | 31 |
| 2.5. PASTOREO..... | 33 |
| 2.6. ESPECIES INVASORAS..... | 35 |
| 2.7. OTRAS PRESIONES..... | 38 |
| 2.7.1. <i>Urbanización</i> | 41 |
| 2.7.2. <i>Transportes y redes de comunicación</i> | 42 |
| 2.7.3. <i>Actividad minera y extractiva</i> | 44 |
| 2.7.4. <i>Intrusión humana</i> | 47 |
| 2.7.5. <i>Incendios y extinción de incendios</i> | 47 |
| 2.7.6. <i>Contaminación de las aguas y los suelos</i> | 48 |
| 3. ANÁLISIS DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN RIPARIA MÁS AMENAZADOS O DE ESPECIAL RELEVANCIA | 50 |
| 3.1. SELECCIÓN DE LAS FORMACIONES TRATADAS..... | 50 |
| 3.2. BOSQUES Y MATORRALES RIPARIOS DE LIMITADA EXTENSIÓN TERRITORIAL..... | 50 |
| 3.2.1. <i>Alisedas con loros y loreras</i> | 51 |
| 3.2.2. <i>Ojaranzales</i> | 56 |
| 3.2.3. <i>Fresnedas y saucedas negras pantanosas</i> | 61 |
| 3.2.4. <i>Saucedas de Salix daphnoides</i> | 66 |
| 3.3. FORMACIONES MÁS EXTENDIDAS CON GRAVES PROBLEMAS EN LA ACTUALIDAD..... | 70 |
| 3.3.1. <i>Alisedas</i> | 70 |

| | |
|---|------------|
| 3.3.2. <i>Bosques de vega</i> | 77 |
| 3.4. OTROS TIPOS DE VEGETACIÓN PARA LOS QUE ES NECESARIA ESPECIAL ATENCIÓN | 80 |
| 3.4.1. <i>Saucedas</i> | 80 |
| 3.4.2. <i>Formaciones de rambla</i> | 86 |
| 4. EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LA VEGETACIÓN DE RIBERA, DIFERENCIADOS POR TERRITORIOS..... | 90 |
| 4.1. METODOLOGÍA..... | 90 |
| 4.1.1. <i>Datos de presencia</i> | 90 |
| 4.1.2. <i>Variables climáticas y ambientales adicionales</i> | 90 |
| 4.1.3. <i>Modelos ecológicos</i> | 91 |
| 4.2. RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN AMBIENTAL DE COMUNIDADES SELECCIONADAS..... | 92 |
| 5. DIRECTRICES GENERALES Y MEDIDAS CONCRETAS PARA LA GESTIÓN, CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE LOS BOSQUES Y MATORRALES DE RIBERA..... | 118 |
| 5.1. RECOMENDACIONES GENERALES PARA LA MEJORA DE LA SITUACIÓN ACTUAL EN EL CONJUNTO DE LA RED HIDROGRÁFICA ESPAÑOLA | 118 |
| 5.1.1. <i>Recomendaciones generales ante cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales</i> | 120 |
| 5.1.2. <i>Recomendaciones generales ante presiones por agricultura, ganadería y silvicultura</i> | 121 |
| 5.1.3. <i>Recomendaciones generales ante presiones por pastoreo</i> | 122 |
| 5.1.4. <i>Recomendaciones generales ante presiones por especies invasoras</i> | 122 |
| 5.1.5. <i>Recomendaciones generales ante presiones por urbanización</i> | 123 |
| 5.1.6. <i>Recomendaciones generales ante presiones por transportes y redes de comunicación</i> | 124 |
| 5.1.7. <i>Recomendaciones generales ante presiones por actividad minera y extractiva</i> | 124 |
| 5.1.8. <i>Recomendaciones generales ante presiones por intrusión humana</i> | 124 |
| 5.1.9. <i>Recomendaciones generales ante presiones por incendios y extinción de incendios</i> | 125 |
| 5.1.10. <i>Recomendaciones generales ante presiones por contaminación de las aguas y los suelos</i> | 125 |
| 5.2. ACCIONES PARTICULARES EN TIPOS CONCRETOS DE VEGETACIÓN RIPARIA SEGÚN DEMARCACIONES HIDROGRÁFICAS..... | 125 |
| 6. REFERENCIAS | 131 |

1. CARACTERÍSTICAS FUNDAMENTALES DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA. IMPORTANCIA DE SU CONSERVACIÓN

1.1. Introducción a los bosques de riberas

En el paisaje vegetal podemos distinguir distintos tipos de comunidades vegetales en función de diversos criterios. Uno básico y fundamental es la relación de dependencia de la vegetación con el medio físico, principalmente con el clima y el suelo, que permite discriminar entre vegetación climatófila o zonal y vegetación edafófila o azonal (Walter, H. 1985). Así, se definen como comunidades climatófilas aquellas formaciones vegetales cuya presencia en un territorio está principalmente determinada por el clima regional y local. Paralelamente, las comunidades edafófilas son aquellas cuya existencia en un determinado enclave se explica en primera instancia por características específicas del suelo de manera que el clima juega un papel secundario (Sieben 2019).

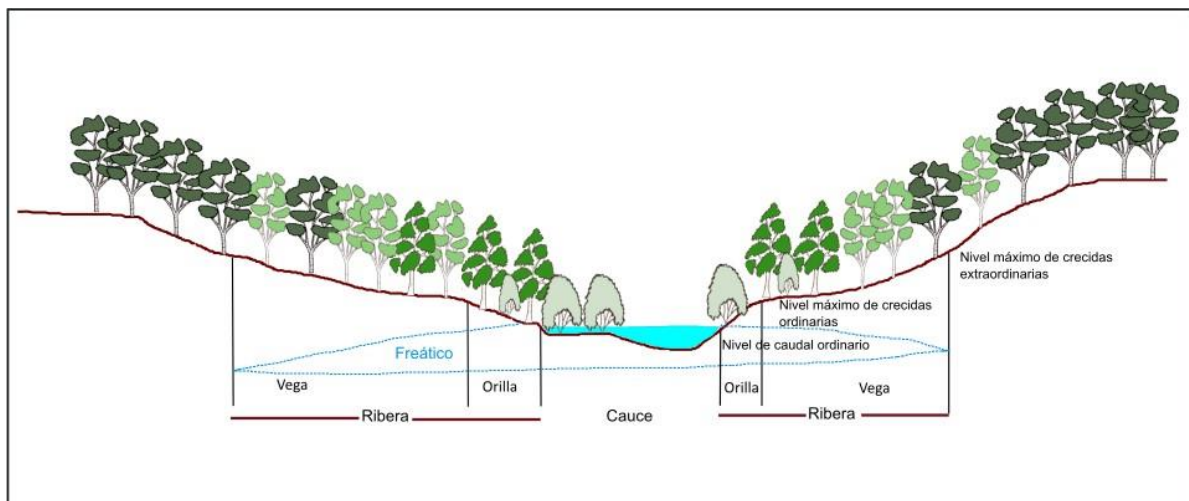


Figura 1. Zonificación de ambiente fluvial

La vegetación de ribera, también conocida como riparia o ribereña, es un tipo de vegetación edafófila por cuanto su desarrollo depende de la presencia de agua o de una elevada humedad edáfica (Figura 1). Técnicamente se define como el conjunto de comunidades vegetales que colonizan los terrenos comprendidos entre el nivel mínimo del caudal y el máximo que alcanzan las crecidas de los caudales fluviales (Costa-Tenorio *et al.* 1997). La realidad es que esta definición basada en términos estrictamente hidrológicos es insuficiente por lo que es preciso tener en cuenta criterios geomorfológicos, dinámicos e históricos (Ollero & Elso 2007). En la práctica, se trata de la vegetación que coloniza los ambientes fluviales (Naiman *et al.* 2005), poblando tanto las orillas y vegas (o terrazas) de ríos y arroyos como los lechos (o canales bajos) de arroyos, ramblas e incluso de ríos con amplios lechos con caudal temporal o con cursos trenzados (Figura 1). En todos estos microhábitats la

vegetación riparia depende del agua aportada por el caudal temporal o efímero y del freático asociado (Naiman & Décamps 1997).

Los requerimientos hídricos, tanto edáficos como atmosféricos, así como la dependencia o tolerancia al encharcamiento, a la recurrencia de inundaciones, a la movilidad de las aguas o a la estabilidad de las orillas difieren cuando analizamos las distintas plantas y comunidades que integran la flora y vegetación riparia (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). Así, se distingue la flora y vegetación riparia hidrófilas (p. ej. *Alnus glutinosa*, *Salix salviifolia*, *Carex reuteriana*, *Galium broterianum*, alisedas, saucedas), que demandan una elevada humedad y crece preferentemente en los enclaves bañados por corrientes permanentes tolerando la inundación recurrente, la inestabilidad de las orillas y, en menor medida, los estiajes siempre que sean breves. Por su parte, la flora y vegetación higrófilas precisan igualmente una elevada humedad edáfica pero también atmosférica (por ej. *Blechnum spicant*, *Prunus lusitanica*, loreras). Numerosas plantas higrófilas se desarrollan exclusivamente en el interior de bosques cerrados –suelen ser a la par plantas amantes de la sombra o nemorales– en áreas en las que las condiciones topográficas y/o climáticas permiten una alta humedad ambiental incluso en verano. Así mismo, se consideran comunidades higrófilas aquellas que son intolerantes a prolongados periodos con una baja humedad relativa atmosférica. Es el caso, entre otras, de las alisedas, que siendo comunidades típicamente hidrófilas son igualmente higrófilas pues fracasan cuando prevalecen condiciones de sequedad ambiental estival extremas, como sucede, por ejemplo, en buena parte del centro peninsular o de las cordilleras béticas. Por el contrario, se reconocen como especies y comunidades mesófilas o xerófilas las que soportan largos periodos de sequedad edáfica y/o atmosférica (por ej. *Fraxinus angustifolia*, *Tamarix*, fresnedas mediterráneas, tarayales). Esta flora y formaciones requieren, eso sí, acceso al freático subterráneo vinculado a los sistemas fluviales y por ello pueden reconocerse como freatófitos. Se adaptan bien a los suelos más estables, menos afectados por las crecidas y por los encharcamientos (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). Finalmente, es necesario tener en cuenta que el carácter hidrófilo o mesófilo de las especies y comunidades riparias puede variar según las condiciones ambientales y especialmente climáticas. Así, una misma especie o comunidad (p. ej. *Fraxinus angustifolia*, fresnedas mediterráneas) puede actuar como mesófila en enclaves y regiones húmedas y, en cambio, comportarse como hidrófila en territorios áridos (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012).

Los diferentes requerimientos hídricos de las comunidades vegetales son en gran medida responsables de la heterogeneidad estructural y florística de la vegetación riparia a escala local, en los diversos microhábitats del espacio fluvial: lechos, orillas y vegas (Sterling 1992; Lite *et al.* 2005). Dicha heterogeneidad no es azarosa, sino que suele mostrar patrones espaciales que se manifiestan, especialmente a lo largo del eje virtual perpendicular al curso fluvial, en forma de bandas de vegetación concéntricas, con características estructurales y florísticas distintivas (Lite *et al.* 2005). Así, las comunidades hidrófilas se desarrollan en las orillas y las comunidades mesófilas y xerófilas medran en las áreas progresivamente más alejadas de la orilla y especialmente en las vegas. Así mismo, los tipos de vegetación mesófila y xerófila medran en los lechos y orillas de cursos de caudal efímero como sucede en

innumerables ríos, arroyos y ramblas del ámbito mediterráneo (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012).

La vegetación riparia viene condicionada, además de por el importante factor hídrico, por el pH de las aguas y de los sustratos de los lechos, orillas y vegas, y por las texturas o granulometrías de los suelos. La naturaleza química del terreno y el agua –en muchos casos determinada por la litología y suelos aguas arriba– y los sólidos transportados, ejercen una influencia permanente en la composición florística de las comunidades vegetales instaladas en los sistemas fluviales (Salinas *et al.* 2000; Lara *et al.* 2007; Sharpe & Baldwin 2009; Garilleti *et al.* 2012). Ciertamente es que su efecto disminuye a lo largo del eje virtual perpendicular al curso fluvial, de manera que el distanciamiento respecto del cauce conlleva un mayor efecto químico de la roca madre. Así mismo, hay que considerar que los cursos fluviales son sistemas continuos en los que la composición iónica de sus aguas cambia al recorrer y drenar distintos territorios, variando igualmente los sedimentos transportados y depositados. Por ello, las características edáficas de las orillas y las de las aguas que las bañan están relacionadas tanto con la química de los sustratos del entorno inmediato como con la litología (siempre aguas arriba) de la cuenca hidrográfica en la que están inmersas. En consecuencia, es frecuente que la flora de las comunidades vegetales pueda reflejar aparentes discordancias con la composición química de los suelos del entorno inmediato.

La composición florística de una comunidad refleja la química del suelo y de las aguas del tramo de río en que se desarrolla. De hecho, se pueden distinguir tipos de comunidades o variantes en función de la carga de nutrientes, carbonatos y silicatos del medio en el que se desarrollan (Lara *et al.* 2007, 2019a; Garilleti *et al.* 2012). Empleamos el calificativo de oligótrofo o silícicola para distinguir aquellas comunidades desarrolladas sobre suelos muy pobres en nutrientes, generalmente ricos en silicatos y, a la par, afectados por aguas pobres en carbonatos. Estas comunidades están definidas por especies silícícolas (o acidófilas) que rehúyen suelos ricos en bases (por ej. *Salix salviifolia*, *Alnus glutinosa*). En sentido contrario, las comunidades eútrofas o calcícolas son aquellas que medran sobre sustratos carbonatados (calizas, dolomías, margas, yesos, etc.) en riberas bañadas por aguas ricas en carbonatos. También son llamadas formaciones calcícolas (o basófilas) y están dominadas e integradas principalmente por especies que se desarrollan exclusiva o preferentemente sobre sustratos de pH básico (por ej. *Salix eleagnos*). Finalmente, reconocemos como comunidades mesótrofas aquellas establecidas en enclaves con suelos y aguas de características químicas intermedias. Aparecen sobre sustratos carbonatados, silíceos o de naturaleza mixta (por ej. areniscas con cemento calizo), en cursos de aguas con arrastres de carbonatos y sedimentos silíceos. Pueden predominar las especies preferentemente calcícolas o silícícolas e incluso compartir protagonismo ambos tipos de elementos ecológicos. Por ejemplo, las alisedas, que son formaciones típicamente oligótrofas, en determinados territorios se enriquecen con sauces blancos (*Salix alba*, *S. fragilis*, *S. x rubens*) y mimbres rojos (*Salix purpurea*), plantas de marcadas preferencias calcícolas, por lo que tal variante es tipificada como mesótrofa. Igualmente, en los bosques y matorrales dominados por plantas de apetencias calcícolas (por

ej., alamedas de *Populus alba*), la mesotrofia se puede deducir de la abundancia de sauces salvifolios (*Salix salviifolia*) (Lara *et al.* 1996, 2007; Garilletei *et al.* 2012).

Paralelamente, la naturaleza física del sustrato también condiciona la flora y vegetación riparias. El predominio de rocas, cantos, gravas, arenas, arcillas o limos influyen en la permeabilidad del terreno, tanto al agua como al aire, y en la cantidad de suelo que se forma o acumula en los lechos, orillas y vegas (Nilsson *et al.* 1989, 1994; Lara *et al.* 2007; Garilletei *et al.* 2012).

1.2. Dinamismo de los sistemas fluviales

La amplitud del sistema fluvial y por tanto el área ocupada por la vegetación riparia están determinados por múltiples factores, en especial la entidad del curso fluvial, el régimen hidrológico y la geomorfología local (Gregory *et al.* 1991b; Hupp & Rinaldi 2007; Bendix & Stella 2013). Estos tres factores varían a lo largo de la cuenca, pero también cambian a escala local con notable frecuencia. En consecuencia, los sistemas fluviales son muy heterogéneos y dinámicos, y en ellos se producen constantemente cambios en las condiciones locales. Especialmente en los ambientes mediterráneos, son muy frecuentes las variaciones hídricas estacionales e interanuales en las precipitaciones y regímenes hídricos (estiaje, crecidas) en un mismo curso que se traducen en diferentes disponibilidades de agua. Paralelamente y de manera estrechamente relacionada al heterogéneo hidrodinamismo, se producen cambios geomorfológicos que afectan a la estabilidad de las orillas y el depósito de sedimentos. Estos cambios redibujan el espacio fluvial configurando o remodelando el circuito de los cauces, formación de islas o/y brazos de río activos o abandonados (Naiman & Décamps 1997; Naiman *et al.* 2005). En consecuencia, los sistemas fluviales exhiben diversos microhábitats que, además, van cambiando a lo largo del tiempo (Regato 1988; Ollero & Elso 2007). Algunos pueden ser más duraderos, como es el caso de las lagunas que se forman en brazos de río abandonados y que devienen en el establecimiento de comunidades de mayor duración. Otros son más efímeros, como los asociados a los movimientos laterales del cauce y la desaparición de orillas, que rejuvenecen el ecosistema de modo más o menos frecuente. En una situación natural, esta variabilidad se traduciría en la instalación de un mosaico de diferentes comunidades, con un aumento general de la riqueza específica asociado a ellas (Naiman *et al.* 2005). Esto ocurre en toda la amplitud ocupada por vegetación riparia, llegando hasta las vegas, aunque es más intensa cuanto más próximo esté el cauce, pues estos cambios en las condiciones locales están originados por la propia dinámica del río (Gregory *et al.* 1991a).

Así mismo, en el estudio y gestión de los sistemas fluviales, es vital comprender que la vegetación riparia también influye la geomorfología del medio físico. En efecto, las comunidades vegetales riparias condicionan decisivamente el circuito de los caudales, la intensidad de la corriente, la deposición y estabilización de sedimentos y, en definitiva, la evolución geomorfológica del espacio fluvial a escalas temporales y espaciales muy variables (Corenblit *et al.* 2007; Gurnell *et al.* 2012). Por tanto, la vegetación riparia y el dominio fluvial que ocupa están estrecha y recíprocamente relacionados (Corenblit *et al.* 2008, 2011;

González del Tánago *et al.* 2021). A su vez, la riqueza y composición florística de las comunidades riparias responden a factores ambientales (climáticos, edáficos, hídricos) e históricos que operan tanto a escala local como regional, incluyendo el acervo florístico de cada territorio (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012; Leo *et al.* 2019).

1.3. Servicios ecosistémicos asociados e importancia de su conservación

Las comunidades vegetales de los sistemas fluviales tienen un valor intrínseco incalculable pero además son un componente clave en la biodiversidad local y regional de cualquier territorio y desempeñan múltiples funciones ambientales con repercusiones sustanciales en la salud y economía del ser humano (Naiman *et al.* 1993; Naiman & Décamps 1997; Pollock *et al.* 1998; Burton *et al.* 2005; Osawa *et al.* 2010; Gundersen *et al.* 2010; Stella *et al.* 2013).

En relación con la biodiversidad, las comunidades vegetales de ríos, arroyos y ramblas aportan una elevada variedad de especies y formas biológicas, tanto de plantas vasculares como de briófitos, pero también de animales y otros organismos, como hongos, algas, etc. (Lite *et al.* 2005; Renöfält *et al.* 2005; Sabo *et al.* 2005). Son muchos los seres vivos que cumplen parcial o totalmente su ciclo biológico en el seno de las comunidades vegetales riparias (Triquet *et al.* 1990; Meave *et al.* 1991; Sterling 1992; Naiman *et al.* 1993, 2005). Tal biodiversidad, tanto en su componente vegetal como en el animal, contrasta notablemente respecto de los sistemas circundantes, especialmente la región Mediterránea (Renöfält *et al.* 2005; Sabo *et al.* 2005; Osawa *et al.* 2010; Bendix & Stella 2013). No obstante, el contraste puede ser gradual, por ejemplo en las vegas, donde la biodiversidad se incrementa por la coexistencia de especies propias de ribera y de las típicas de las laderas (Lite *et al.* 2005; Sabo *et al.* 2005). Ahora bien, de manera generalizada nuestras vegas están muy alteradas, por lo que pierden la funcionalidad ecológica como ecotono y la biodiversidad que podrían exhibir ha quedado diezmada.

Con esta perspectiva, inevitablemente antropocéntrica, y con el objetivo de destacar el valor de la vegetación riparia, resumimos a continuación sus funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos más destacados que prestan:

- i) **Conectividad, corredor ecológico.** Es la función más destacada y una de las más estudiadas de los sistemas fluviales. La naturaleza lineal y gran extensión longitudinal de los sistemas fluviales facilita y promueve la conexión entre distintos territorios o sistemas naturales, lo cual es especialmente valioso en paisajes fragmentados por la acción humana (Ward *et al.* 1999; Mouw & Alaback 2003; Naiman *et al.* 2005; Magdaleno & Fernández-Yuste 2013; Carrara *et al.* 2014; Johnson *et al.* 2016; Fuller & Death 2018).
- ii) **Disminución del impacto de las riadas.** La vegetación riparia, especialmente cuando está bien desarrollada –es decir, cuando se respeta su desarrollo no solo en las orillas sino también en las vegas–, tiene un efecto amortiguador de las crecidas, reduciendo su poder destructor y mitigando los daños en los ecosistemas adyacentes, las explotaciones agrarias y las zonas habitadas (Järvelä 2002; Naiman *et al.* 2005; Johnson

- et al.* 2016). Su efecto protector es mayor frente a las pequeñas y medianas crecidas, que son las más recurrentes (Darby 1999; Anderson *et al.* 2006).
- iii) **Reducción de la pérdida de suelo, estabilización de las orillas y retención de sedimentos.** Estas funciones son de nuevo más eficientes cuando los bosques de ribera están bien conservados y ocupan todo el espacio fluvial, esto es orillas y vegas (Sparovek *et al.* 2002; Naiman *et al.* 2005). La orillas y vegas están generalmente constituidas por materiales sedimentarios muy poco o nada consolidados, de manera que la cobertura de la vegetación riparia y el denso entramado de su rizosfera actúan como eficientes estabilizadores de las orillas a la vez que captan sedimentos transportados por el agua (Sparovek *et al.* 2002; Naiman *et al.* 2005). Esta función estabilizadora es más relevante en los paisajes agrarios, especialmente en los intensivos, donde la pérdida de suelo y su eutroficación son problemas constantes y de primera magnitud (Flanagan *et al.* 1989; Ahtiainen & Huttunen 1999).
- iv) **Modificación del microclima.** La humedad aportada por el caudal (permanente o temporal) y el freático asociado al mismo promueven un microclima húmedo y fresco en los sistemas fluviales, que pueden diferir notablemente respecto de las condiciones ambientales del medio circundante (Naiman *et al.* 2005). El sombreado de la corriente de agua, la generación de vapor de agua por evotranspiración, así como el bombeo de agua a la superficie (Caldwell *et al.* 1998), favorecen microclimas excepcionalmente húmedos que incrementan la biodiversidad a escala local y regional (Naiman *et al.* 2005). Este fenómeno es especialmente marcado en ambientes mediterráneos (Sterling 1996; Dan Moore *et al.* 2005).
- v) **Filtros verdes.** La capacidad de retener y acumular el exceso de nutrientes e incluso sustancias tóxicas por parte de la vegetación riparia se ha puesto de manifiesto en múltiples estudios (Sabater *et al.* 2000; Schultz *et al.* 2004; Dosskey *et al.* 2010). Esta función es muy relevante en las redes fluviales inmersas en matrices agroganaderas donde, sin embargo, es habitual que tanto la extensión como la estructura y composición de la vegetación riparia estén muy desvirtuadas, lo que reduce o anula esta vital función. Así mismo, su eficiencia es muy variable dependiendo de la amplitud y el estado sucesional de la vegetación riparia y de los biotipos dominantes en ella (Schultz *et al.* 2004; Hefting *et al.* 2005; Naiman *et al.* 2005).
- vi) **Geoquímica, materia orgánica, secuestro de carbono.** La actividad física y química de las raíces, así como el aporte de materia –hojas, ramas, cortezas, semillas, frutos– de la vegetación riparia resulta vital para los ciclos biogeoquímicos de los sistemas fluviales (Minshall & Ruginski 2007). De hecho, el aporte de materia orgánica de las plantas riparias a los cursos fluviales es clave en los tramos altos o en zonas de topografía abrupta, donde está muy limitado el desarrollo de organismos fotosintetizadores acuáticos (Naiman *et al.* 2005). Paralelamente, los bosques de ribera contribuyen de manera significativa al secuestro de carbono con las consecuencias positivas que derivan de ello en el actual escenario de calentamiento climático (Sutfin *et al.* 2016).
- vii) **Propagación de incendios.** Son pocas las publicaciones que avalan lo que empíricamente se conoce, el papel de mitigador en la propagación de las llamas que

ejercen las formaciones de ribera cuando nuestros bosques y matorrales se queman. La humedad propia de los sistemas fluviales, potenciada por la de su vegetación, es un eficaz cortafuegos (Pettit & Naiman 2007).

viii) **Beneficios sociales, recreo y salud.** Esta es una prestación de la vegetación de los sistemas fluviales que solo se está reconociendo recientemente. Históricamente los ríos han sido vertederos –y lo siguen siendo muchas veces– y la vegetación riparia una “maleza” molesta que es preciso “limpiar”. Afortunadamente esta visión está cambiando, pero es preciso ponerla en evidencia y conseguir revertirla completamente (Hauck *et al.* 2012; Riis *et al.* 2020).

1.4. Sensibilidad de las formaciones de ribera y necesidad de su incorporación como elemento primordial en la monitorización del ecosistema fluvial

Las alteraciones en la extensión, fisonomía, estructura y composición florística de la vegetación riparia son trascendentes para la biodiversidad que atesora y en las funciones ecológicas y servicios ecosistémicos que desempeña y aporta. Por ello, resulta vital tener variables indicadoras y criterios necesarios para valorar y monitorizar el estado de conservación y la funcionalidad de los bosques de ribera. La adecuada evaluación aportará valiosa información sobre la calidad del conjunto del sistema fluvial en el que se integran la vegetación de ribera.

Para la evolución de la vegetación de ribera hay variables fácilmente medibles como el área ocupada por la vegetación riparia del sistema fluvial. Son sencillas y su cartografiado es posible a escalas muy amplias. Sin embargo, pese a su relevancia, es preciso hacer trabajo de campo, al menos en enclaves o estaciones concretas, para evaluar cuestiones tan fundamentales como las especies que otorgan identidad a las comunidades riparias y la discriminación de taxones exóticos incluyendo los invasores. No es posible, por teledetección, distinguir si un río está cubierto por bosques autóctonos (por ej. alisedas) o manifestaciones naturalizadas (por ej. choperas de *Populus x canadensis*).

Es importante también destacar que, frente a los indicadores químicos o incluso faunísticos, la flora y vegetación de los medios fluviales aportan una información más robusta y fiable. No se trata de descartar los primeros, sino de destacar el gran potencial indicador de la flora y la vegetación riparias. El carácter sésil de las plantas conlleva su permanente exposición a las presiones que puedan estar afectando al sistema fluvial. La composición de la flora ribereña o la estructura de la comunidad reflejan los efectos perniciosos de procesos recurrentes, pero también pueden poner de manifiesto eventos nocivos puntuales, como vertidos de aguas contaminadas, que pueden pasar desapercibidos si la monitorización de los medios lóticos se realiza a través de medidas químicas muy localizadas en el tiempo o usando indicadores animales que son móviles o estacionales. Ciertamente es que numerosas plantas se manifiestan y se identifican solamente en determinadas épocas. No obstante, el contingente florístico es tan amplio que siempre hay especies (autóctonas, exóticas e invasoras) y biotipos o grupos de plantas (p. ej. recubrimientos de musgos, helechos) fáciles de reconocer.

Dada la importancia de la vegetación riparia, las herramientas para evaluar el estado de conservación y funcionalidad de los sistemas fluviales debe incluir siempre su consideración. En especial, del grado de ocupación de la vegetación ribereña tanto en el eje longitudinal como en el eje horizontal del medio fluvial y la riqueza y cobertura de especies sensibles a las presiones humanas o favorecidas por estas (exóticas) (Munne *et al.* 2003; Ferreira *et al.* 2005; ACA – Agència Catalana de l’Aigua 2006; González del Tánago *et al.* 2006; Magdaleno *et al.* 2010; González del Tánago & García de Jalón 2011). En España y en especial en Cataluña, se han usado los índices QBR (Munne *et al.* 2003) e IVF (ACA – Agència Catalana de l’Aigua 2006). El primero no funciona bien en ríos, arroyos y ramblas con caudal efímero. El segundo tampoco es recomendable pues se apoya en gran medida en la composición florística que es valorada en términos fitosociológicos y olvidando el carácter ripario facultativo de muchas especies según las condiciones climáticas y edáficas locales. Por otra parte, el índice RFV tiene una aproximación más sencilla y ecológica con la implementación de herramientas de teledetección (Magdaleno *et al.* 2010). Tiene, no obstante, la importante limitación de que se aplica sin trabajo de campo e ignora por completo la flora riparia incluyendo la posible presencia o predominio de flora exótica invasora, un problema de primera magnitud en la conservación de los sistemas fluviales (Pino *et al.* 2006; Chytrý *et al.* 2009). El índice “Riparian quality index -RQI” (González del Tánago *et al.* 2006; González del Tánago & García de Jalón 2011) es uno de los instrumentos más robustos y de fácil aplicación –siempre con una adecuada formación de los evaluadores sobre la flora y la vegetación riparia–. Integra un conjunto sencillo pero clave de variables bióticas y físicas que permiten diagnosticar tanto el estado de conservación como deducir la funcionalidad ecológica del sistema fluvial, incluyendo sus comunidades vegetales. Este tipo de métodos están en constante renovación para que su uso sea aplicable e útil en la evaluación de los sistemas fluviales a diferentes escalas espaciales, de acuerdo a los objetivos y normativas como la Directiva Marco del Agua (González del Tánago *et al.* 2021).

Actualmente, de acuerdo con la Directiva Marco del Agua (DMA), existe un protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos, tanto continuos como con caudal efímero (M-R-HMF-2019). Este protocolo se aplica siguiendo otro que describe los procedimientos de cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río (MET-R-HMF-2019). Este segundo protocolo incluye la caracterización de la vegetación riparia como parte de los elementos de calidad hidromorfológicos¹. Estos documentos fueron aprobados el 22 de abril de 2019 por Instrucción del Secretario de Estado de Medio Ambiente y se encuentran disponibles en la web del MITECO. Ambos protocolos se refieren a la vegetación riparia como “estructura de la zona ribereña” y prácticamente aplican los mismos criterios descritos en el índice “Riparian quality index -RQI” (González del Tánago *et al.* 2006; González del Tánago & García de Jalón 2011). Las diferencias fundamentales son dos: i) los protocolos aprobados relativos a la DMA cubren un mayor número de variables del medio físico; ii) los resultados, en lugar de ser un único número, se reflejan en un gráfico radial hexagonal que permite de una forma rápida y visual la identificación de los elementos de calidad hidromorfológica afectados

(incluyendo vegetación) y el grado de dicha afección con el fin de diseñar las oportunas medidas de restauración. No obstante, y como ocurre en el RQI, no se aportan modelos de referencia para que en su ejecución los técnicos puedan valorar el grado de alteración de la vegetación riparia. Por ello para su ejecución se recomienda personal con experiencia en sistemas fluviales y vegetación de ribera y que tengan presente los tipos de vegetación riparia de España (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2019b).

Actualmente, hay además protocolos, aprobados por todas las Comunidades Autónomas, para abordar el seguimiento de la extensión, estructura y función de cada uno de los tipos de bosques de ribera de España (Calleja *et al.* 2019a; Garilleti *et al.* 2019; Lara *et al.* 2019b). En ellos se destacan variables y criterios usados en los índices antes mencionados pero, muy importante, se aportan modificaciones específicas en la metodología dependiendo del tipo de comunidad (Garilleti *et al.* 2019; Lara *et al.* 2019b). Paralelamente, se ofrecen los criterios y una lista preliminar de enclaves en los que abordar el seguimiento (Calleja *et al.* 2019b).

1.5. Los bosques y matorrales de ribera en España: diversidad, singularidad y significación en el marco europeo

Debido a su carácter edafófilo, las comunidades vegetales riparias se han considerado formaciones azonales independientes del clima (Ferrerías & Arozena 1987; Costa-Tenorio *et al.* 1997). Sin embargo, tanto la fisonomía como la estructura y, especialmente, buena parte de la composición florística de los bosques ribereños reflejan normalmente las condiciones climáticas a escalas continentales, regionales y locales (Ferrerías & Arozena 1987; Lara *et al.* 1996; Stella *et al.* 2013; Biurrun *et al.* 2016). Por tanto, aunque la presencia de la vegetación riparia depende del aporte extra de humedad vinculado a los sistemas fluviales, la flora y entidad de las comunidades, los bosques y matorrales ribereños están, en buena medida, determinados por los regímenes térmicos y pluviométricos (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). A su vez, la excepcional humedad vinculada al medio fluvial (Danehy & Kirpes 2000) favorece la existencia de especies propias de zonas climáticas y biogeográficas frescas y húmedas en territorios más cálidos y áridos. Esta característica, sobre todo registrada en bosques riparios bien conservados (Sterling 1992; Dan Moore *et al.* 2005), ha puesto de manifiesto que las comunidades vegetales ribereñas actúan como refugios que permiten las introgresiones y pueden llegar a tener carácter de «islas biogeográficas» (Calleja *et al.* 2016).

La influencia del clima en la vegetación riparia explica en gran medida la extraordinaria riqueza de comunidades vegetales riparias registradas en España. La Península, así como las islas Canarias, están afectadas por regímenes climáticos contrastados que determinan tanto los tipos de bosques de ladera (Costa-Tenorio *et al.* 1997) como de ribera (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). De hecho, la influencia del clima en las formaciones riparias es similar a la detectada en los bosques de ladera (Sainz Ollero & Sánchez de Dios 2011), pues influyen tanto el régimen climático general (atlántico vs mediterráneo) como la continentalidad (vs oceanidad); también son importantes las variaciones termopluviométricas vinculadas al relieve regional y local, destacando la altitud (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012; Biurrun *et al.* 2014). Así mismo, la variabilidad fisonómica, estructural y florística de las formaciones riparias de España también está condicionada por la notable heterogeneidad de los regímenes

hidrológicos, de la calidad química de los sustratos y las aguas (pH), de las texturas de lechos, orillas y vegas, en contexto topográficos igualmente muy diversos (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). A su vez, los procesos históricos a escala temporal amplia –geológica– de cada territorio resultan clave para entender, por ejemplo, formaciones riparias de carácter subtropical (Barrón & Peyrot 2006; Pulido *et al.* 2008; Calleja, Benito-Garzón, *et al.* 2009).

La riqueza de tipos de bosques y matorrales de ribera ha sido una asignatura pendiente en la geobotánica española. Incluso en las obras más completas e integradoras del paisaje vegetal ibérico, los bosques de ribera han tenido una relevancia marginal (Costa-Tenorio *et al.* 1997; Loidi 2017). Históricamente, la escuela fitosociológica, dominante en España, ha mostrado una aproximación hiper-analítica en la descripción de los bosques de ladera, que ha contrastado con el reducido y controvertido esfuerzo descriptivo realizado sobre las comunidades riparias (Peinado Lorca & Rivas-Martínez 1987; Loidi 2017). Pese a que en la última década dicha escuela ha reimpulsado la descripción y análisis de comunidades riparias (Rivas-Martínez 2011a, 2011b; Biurrun *et al.* 2016), en España se ha trabajado con demasiados sesgos y limitaciones derivados de cómo se ha aplicado el método fitosociológico. En consecuencia, el extraordinario patrimonio forestal ripario de España está pobremente recogido en herramientas cruciales para la conservación y gestión del medio natural como es el Anexo I y Manual de interpretación de los Hábitats de la Directiva Europea como así quedó puesto de manifiesto (VVAA 2009).

De manera alternativa, actualmente se cuenta con dos obras (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012) que cubren todo el territorio nacional incluyendo los archipiélagos balear y canario que ofrecen una extensa y detallada descripción y propuesta de tipificación de bosques y matorrales de ribera. A partir de estas dos obras, recientemente se ha elaborado una propuesta sintética de los principales tipos de bosques y matorrales riparios de España (Lara *et al.* 2019a). Se trata de una propuesta ajena a la compleja y controvertida nomenclatura fitosociológica que resume la riqueza de formaciones riparias en 27 tipos principales para España, incluyendo los archipiélagos de Baleares y Canarias. En un segundo nivel de detalle, para representar más fielmente la diversidad las formaciones riparias en función la variabilidad ambiental a escala regional, se describen 36 subtipos y 42 variantes. 26 tipos se refieren a formaciones que generalmente pueblan las orillas y/o lechos de ríos, arroyos y ramblas. Además, se incorpora un tipo más para poner de manifiesto los maltrechos bosques de vega. Lamentablemente, este tipo de bosques se encuentra en la actualidad prácticamente desmantelado en el territorio español. Sin embargo, es prioritario reivindicar su existencia y potenciar su estudio. Su variabilidad, de estar bien conservados, sería notablemente elevada.

Este repertorio de 27 tipos atesora una notable riqueza florística y exhibe una heterogeneidad biogeográfica muy destacada en el contexto europeo. España posee formaciones riparias típicamente atlánticas (por ej. alisedas) junto con otras típicamente mediterráneas (por ej. fresnedas de *Fraxinus angustifolia*), alpinas (saucedas de *Salix daphnoides*), iberonorteafricanas (por ej. tarayales, azufaifales) y macaronésicas (saucedas de *Salix canariensis*). Así mismo, hay formaciones con un carácter transicional muy marcado entre las principales regiones biogeográficas reconocidas para España. Finalmente, y muy

destacable, hay formaciones exclusivas y endémicas del territorio español (por ej. saucedas de *Salix cantabrica*, saucedas de *S. salviifolia*). Asimismo, hay otras formaciones endémicas que además integran especies de origen subtropical (por ej. ojaranzales y alisedas con loros y loreras) (Lara *et al.* 2007, 2019a; Garilleti *et al.* 2012).

1.6. Estado del arte con respecto a la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos vigente. Principales puntos fuertes y debilidades o carencias.

La Estrategia Nacional de Restauración de Ríos es un compendio de objetivos y propuestas ambiciosas y multidisciplinares que, tras más de 15 años desde su puesta en marcha, requiere ser revisada y actualizada. Actualmente contempla 3 programas: i) protección y conservación; ii) restauración y adaptación al cambio climático; y iii) voluntariado de ríos. Además, incluye un apartado sobre seguimiento e implantación. Así mismo, la estrategia se diseñó a partir de una serie de mesas de trabajo sobre presiones e impactos de las políticas sectoriales (https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/estrategia-nacional-restauracion-rios/soporte_y_diagnostico.aspx).

El programa de protección y conservación contiene como activo más destacado el Catálogo Nacional de Reservas Hidrológicas que incluye Reservas Naturales Subterráneas, R. N. Lacustres y R. N. Fluviales. Actualmente hay 135 Reservas Naturales Fluviales en las demarcaciones hidrográficas intercomunitarias, a las que se suman 87 declaradas en las demarcaciones hidrográficas intracomunitarias. Con ellas se persigue preservar de manera especial tramos de ríos que destacan por sus especiales características o su importancia hidrológica, atendiendo al estado de las aguas o a sus características hidromorfológicas. Por tanto, no son reservas que necesariamente destaquen por la vegetación de ribera. Estas reservas tienen una normativa asociada que describe el desarrollo de actividades encaminadas a su conservación y mejora, identificando las principales presiones y proponiendo las medidas de gestión necesarias (<https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/Catalogo-Nacional-de-Reservas-Hidrologicas/gestion/Gestion-RNF.aspx>). Igualmente contempla actuaciones de evaluación y seguimiento del estado de la reserva, incluyendo el seguimiento de los efectos del cambio climático. Finalmente se mencionan actividades para poner en valor los beneficios de las reservas. Ahora bien, no existen realmente medidas específicas de mejora del estado de las reservas o de mitigación del impacto del cambio climático. A este respecto fundamentalmente se dispone de un protocolo que describe un seguimiento sexenal de múltiples parámetros: físicos y bióticos (MITECO 2020). Entre los físicos se incluyen parámetros climáticos, hidrológicos y geomorfológicos. Entre los bióticos además de fauna se incluye la vegetación riparia en la que se propone medir un buen número de variables. La toma de varias de estas variables implicaría medición en campo como es el caso de la composición florística (riqueza y abundancia de especies, especies indicadoras de cambio, especies exóticas, regeneración); otras variables relativas a la vegetación se medirían mediante teledetección como la cobertura (de especies arbóreas y arbustivas). Es un protocolo ambicioso en lo relativo a la flora y vegetación, pues también propone tomar datos de dendrometría y la evaluación de daños físicos y bióticos (hongos

patógenos, etc.).

La lista actual de reservas fluviales, así como el protocolo mencionado, siendo medidas necesarias para la preservación y gestión de los sistemas fluviales, sin duda son por ahora pasos insuficientes. Fuera de la estrategia nacional, existen unas recomendaciones para la preservación y seguimiento de los principales tipos de bosques de ribera de España (Lara *et al.* 2019a) que precisan un número de tramos a preservar y estudiar muy superior a las 222 reservas; de hecho, solo para el conjunto de las alisedas se proponen 230 tramos (Calleja *et al.* 2019b).

Por otra parte, el programa de restauración y adaptación al cambio climático parece que actualmente está por desarrollarse de manera precisa. Dentro del marco de este programa se describen básicamente actuaciones relativas a la eliminación de barreras (por ej. azudes) y la construcción de pasos para la ictiofauna. De manera similar, el seguimiento e implantación de esta Estrategia Nacional de Restauración de Ríos no posee un documento asociado. En cambio, se aporta una serie de actuaciones que se están acometiendo en los planes hidrológicos y en los planes de gestión de riesgos https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/estrategia-nacional-restauracion-rios/Seguimiento_ENRR.aspx.

Los programas que configuran la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos derivan de las mesas de trabajo sectoriales: i) Agricultura; ii) Urbanización; iii) Regulación de caudales; iv) Alteraciones morfológicas; v) Especies exóticas. Estas mesas de trabajo han dado lugar a un primer diagnóstico sobre el estado de conocimiento de diversos factores clave en los sistemas fluviales, así como sobre problemáticas destacadas. En algunas de estas mesas han sido aportadas diagnósticos, identificando limitaciones, lagunas de conocimiento, así como medidas a acometer. Respecto a los retos a desarrollar, destacan las conclusiones de la mesa de trabajo sobre regulación de caudales y que afectan directamente a la vegetación riparia y, más si cabe, su efecto sinérgico con el cambio climático: i) insuficiencia de personal cualificado para el estudio y aplicación de caudales ecológicos; ii) insuficiencia de protección del hábitat físico de los ríos por parte de las agencias medioambientales; iii) insuficiencia de coordinación entre administraciones cuyas competencias inciden en los ríos; iv) régimen de concesiones de agua inapropiados por la magnitud y condiciones establecidas, y por su duración; v) insuficiencia de control y vigilancia de los caudales circulantes; vi) escasa participación pública en la defensa de los caudales ambientales; vii) escasez de estudios científicos que validen la idoneidad de los regímenes ambientales propuestos.

En este planteamiento inicial basado en mesas de trabajo, hay que subrayar la ausencia de grupos de trabajo específicamente centrados en fauna, flora o vegetación y cambio climático. Por tanto, se podría desprender que pese a la ambiciosa apuesta por desarrollar una estrategia integradora, ésta aun debería incorporar más pilares para dotarse de la robustez y eficacia necesarias.

Finalmente, además de estas posibles carencias y los graves problemas detectados por la mesa de trabajo centrada en regulación de caudales, hay que destacar la dificultad –por no decir imposibilidad– de abordar una estrategia real de conservación y gestión de los sistemas fluviales y, por extensión, de los bosques de ribera de España, cuando se adolece de la

información más básica y primordial. Esto es, España carece de una cartografía fiable sobre los bosques y matorrales de riberas. Ninguna comunidad autónoma o Demarcación Hidrográfica posee una cartografía de las coberturas reales de vegetación. Esta cartografía debiera ser un primer objetivo en una estrategia integral, ambiciosa y efectiva centrada en la restauración de los sistemas fluviales de España.

2. PRESIONES Y AMENAZAS GENÉRICAS SOBRE LA VEGETACIÓN RIPARIA

2.1. Consideraciones generales

La composición florística, la estructura y las funciones ecosistémicas de los bosques o matorrales riparios están siendo muy afectadas por los usos del territorio donde se desarrollan. Las afecciones incluyen fragmentación, aislamiento, degradación y sustitución de las comunidades, además de la proliferación de especies exóticas invasoras (Hood & Naiman 2000; Corbacho *et al.* 2003; Aguiar & Ferreira 2005; Vilà *et al.* 2007; Richardson *et al.* 2007; Chytrý *et al.* 2009; Golet *et al.* 2011). En esta sección se describe una serie de procesos originados por actividades humanas que tienen especial repercusión sobre la naturalidad de la vegetación riparia. Según su intensidad y duración, estos cambios pueden afectar a la flora local, a la entidad y fisonomía de la comunidad y/o a la funcionalidad ecológica de las zonas ribereñas. En los casos de modificaciones particularmente drásticas, la vegetación de una sección de un río puede desaparecer completamente, como ocurre con la instalación de un embalse o la sobreexplotación extrema de acuíferos.

El desarrollo natural de las comunidades leñosas ribereñas de España está bien conocido actualmente, tras su estudio exhaustivo, sintetizado en Lara *et al.* (2007) y Garilleti *et al.* (2012). A partir de este conocimiento es posible establecer cuál sería el estado de estas comunidades si no hubiera intervención humana y, sobre ello, determinar cuáles son las alteraciones que se suceden al incrementarse las presiones sobre ellas:

- A. El **máximo biológico** en ríos con caudal permanente es una formación arbórea densa, con una altura normalmente superior a los 2,5 m y que cuenta, al menos, con un estrato arbustivo más o menos denso. Hay algunas excepciones a esto:
 - En los tramos de cabecera suelen desarrollarse formaciones herbáceas o nanofanerofíticas (cervunales, brezales, etc.).
 - Los tramos excepcionalmente rocosos no permiten el establecimiento generalizado de árboles, por lo que estos aparecen, en todo caso, dispersos y dominan los arbustos de gran porte.
 - Las zonas del río que sufren fuertes avenidas ordinarias, donde por su dinamismo se complica la instalación de un bosque en la primera línea junto al agua. En estos casos se establecen comunidades arbustivas en las orillas, protegiendo al bosque y contribuyendo a la estabilización del suelo en la orilla. El bosque puede crecer, si el valle es lo bastante amplio, algo más retrasado.
- B. La **composición florística** de los diferentes tipos de vegetación riparia, es muy variable y dependiente de las condiciones locales o regionales (clima, sustrato, zona biogeográfica y tipo de comunidad riparia estable), aunque una serie de rasgos son constantes en las formaciones naturales:
 - Abundan las herbáceas nemorales e higrófilas.
 - Son numerosos los arbustos y arbolillos.

- Abundan los briófitos (musgos y hepáticas) en el suelo, las rocas y los troncos.
 - Faltan o son muy escasas las especies heliófilas, las más nitrófilas y las alóctonas.
 - Las zarzas (*Rubus* spp.) ocupan únicamente el estrato lianoide, sin ser muy abundantes. Aparecen también, a veces abundantemente, en claros y bordes.
- C. La vegetación riparia, como se ha descrito en la primera sección de este informe, se dispone de manera concéntrica respecto al cauce, formando bandas de distintos tipos de vegetación más o menos paralelas al cauce. Sin embargo, la vegetación de las vegas ha sido profundamente alterada o incluso destruida completamente, pues son lugares óptimos para establecer explotaciones agrícolas, ganaderas o forestales, dado que son zonas geomorfológicamente muy estables –a diferencia de las orillas, que generalmente son inestables– con suelos profundos y ricos y agua muy accesible. Por ello, hoy en día es el tipo de bosque ligado al agua de los ríos más infrecuente. Aunque se tiende a dar más importancia al estado de la vegetación instalada junto a las orillas, por su crucial papel en la regulación hidrológica y, quizás, por ser la que mejor se ha conservado y, por tanto, de la que hay más ejemplos que pueden ser estudiados e integrados en una visión global de la vegetación riparia española, no se puede olvidar que las funciones ecológicas de la vegetación de vega deberían considerarse, pues serían igualmente importantes (corredor ecológico, filtro verde, generación de microclima, etc.).
- D. En las áreas más cálidas y secas de la región Mediterránea, abundan las ramblas y los arroyos temporales que se secan en verano. Son situaciones habituales en el Levante y en buena parte de la mitad sur peninsular. En sus riberas el estado de máximo desarrollo corresponde a densas formaciones arbustivas dominadas por especies riparias más o menos xerotolerantes, como *Nerium oleander* L., *Vitex agnus-castus* L., *Flueggea tinctoria* (L.) G.L.Webster o *Tamarix* spp. Estos peculiares sotos riparios suelen también alcanzar alturas superiores a los 2,5 m señalados como indicativos en el punto 1, salvo en el caso de las formaciones de *F. tinctoria*, y son casi siempre densos. La composición de estas arbustadas se sale de lo antes establecido ya que, precisamente debido a las limitaciones hídricas que caracterizan a estos ambientes, se encuentran muy empobrecidas en plantas ambientalmente más exigentes (plantas mesófilas o higrófilas). Por lo tanto, algunos de los criterios florísticos habitualmente empleados en la evaluación del estado de la vegetación riparia no pueden utilizarse aquí, siendo más adecuado el empleo de criterios estructurales y funcionales para su catalogación. De modo similar a lo que ocurre con bosques más higrófilos, la degradación de ramblas y arroyos intermitentes desemboca en la progresiva pérdida de densidad y en la reducción de la talla. Cuando estas formaciones arbustivas aparecen como comunidades de sustitución de otras formaciones arbóreas o arbustivas no cabe emplear las precauciones aquí indicadas, que solo son válidas en aquellos casos en que estas arbustadas sean las formaciones de máximo desarrollo de modo natural.

La degradación de la vegetación riparia da lugar a cambios en su fisonomía, estructura y composición florística (Aguiar & Ferreira 2005; Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012) con

efectos en su funcionalidad ecológica y servicios ecosistémicos aportados (Aguiar *et al.* 2009; Riis *et al.* 2020). En general, las perturbaciones suelen generar formaciones leñosas más abiertas y de menor talla, que presentan diferencias florísticas con las de mejor desarrollo o naturalidad, como son:

- Pérdida de especies nemorales, siendo muy notable la desaparición de los grandes helechos, plantas muy sensibles que, en general, resultan buenos indicadores de la conservación de las comunidades riparias.
- Incorporación al estrato arbustivo de especies espinosas, generalmente menos hidrófilas.
- Pérdida de diversidad en el estrato briofítico (en especial de hepáticas foliosas).
- Aumento notable de la cobertura de zarzas en los estratos lianoide y rastrero, como consecuencia de la menor cobertura de los doseles superiores.
- Incremento de la frecuencia de especies banales: oportunistas, nitrófilos y/o ruderales. Entre ellas, especies alóctonas que en ambientes riparios pueden tener un comportamiento invasivo (Aguiar *et al.* 2001; Aguiar & Ferreira 2005).

A partir de esta descripción, pueden entenderse los cambios que se observan en las ripisilvas cuando son alteradas por usos humanos. Las transformaciones suelen tener un carácter gradual, en función de la intensidad y alcance de las agresiones y, en algunas ocasiones o estadios de su involución, puede no ser evidente que la comunidad ha sido o está siendo modificada. El proceso puede exponerse, de manera simplificada, del siguiente modo:

1. Se inicia la transformación con cambios en la composición florística, rarificándose las plantas más sensibles, que son reemplazadas por otras que son más resistentes a alteraciones fisicoquímicas (contaminación, pisoteo, etc.) o menos higrófilas, hasta finalmente desaparecer.
2. Como resultado de esta sustitución de especies, las comunidades maduras son inicialmente reemplazadas por variantes en las que, manteniendo su aspecto externo, la composición florística de los niveles inferiores cambia. A veces, se trata simplemente de una forma empobrecida de la original, pero en otras ocasiones su composición florística se altera notablemente, incorporándose buen número de plantas alóctonas (ver, por ejemplo, Johnson *et al.* 2020). En estos casos se mantienen algunas de las plantas que confieren el aspecto característico a la formación (los árboles o arbustos de mayor porte), pudiendo parecer en un estudio superficial que están bien conservadas, aunque realmente ya son comunidades muy diferentes a la inicial.
3. Es habitual que lo que quede sean, además, remanentes muy estrechos que forman bandas lineales junto a los cauces. Precisamente por esa escasa amplitud, estos restos han perdido buena parte de su riqueza específica y, muy especialmente, de los servicios ecosistémicos de la vegetación de las orillas (Sparovek *et al.* 2002; Naiman *et al.* 2005).
4. El cambio puede ser más radical y afectar incluso a las plantas más características del bosque o arbustada, que son reemplazadas por otras. Esto puede llegar a producir la

sustitución de la comunidad por otras que no son naturales del territorio como, por ejemplo, las dominadas por plátanos (*Platanus hispanica* Mill. ex Münchh.) o falsas acacias (*Robinia pseudoacacia* L.) que se extienden en algunos territorios. Estos bosques suelen ser ricos en otras especies alóctonas (Nadal-Sala *et al.* 2019), aunque incluyen también parte de la diversidad original y pueden mantener algunos aspectos de la funcionalidad de las ripisilvas originales.

5. Alteraciones muy graves y continuadas pueden eliminar completamente la vegetación leñosa, originando diferentes pastizales con significado y funciones ecológicas muy diferentes, como es el caso de los cañaverales, formaciones dominadas por la caña invasora (*Arundo donax* L.) (Deltoro Torró *et al.* 2012).
6. Finalmente, en los casos extremos en los que el régimen hídrico local ha sido fuertemente modificado, puede incluso desaparecer la vegetación edafohigrófila, siendo sustituida por comunidades de carácter climatófilo (Garilleti *et al.* 2012).

2.1.1. Presiones y amenazas más comunes

Una lista detallada de los factores que de manera efectiva o potencial afectan negativamente a la vegetación ribereña española se publicó en Calleja *et al.* (2019c). Esta lista está basada en la aprobada para la elaboración de los informes sexenales del artículo 17 de la Directiva Hábitats¹, y su finalidad expresa es la de contribuir al establecimiento de una metodología para el seguimiento del estado de conservación de estos ecosistemas, por lo que resulta muy apropiada en el actual contexto. Para estos autores, la carencia actual de datos empíricos dificulta la determinación precisa de los efectos de algunas de estas agresiones en función de su intensidad, aunque no hay dudas de que están alterando las comunidades riparias.

Para identificar cuáles de estas presiones son las más comunes actualmente, se ha analizado para este informe los datos de las agresiones observadas en 1.161 bosques o matorrales riparios de España continental y archipiélagos, constatadas entre 1992 y 2012 (los tramos están enumerados en Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). Aunque incluye información de un gran número de tramos de ríos, la base de datos generada está sesgada por su finalidad original: estudiar la diversidad de la vegetación riparia leñosa de España. Con este fin, se analizaron preferentemente zonas con comunidades con una conservación aceptable y, aunque también se incluyeron zonas en las que éstas habían sido muy alteradas o incluso completamente destruidas, se omitieron muchas que mostraban claramente una alta degradación. Aun así, el 78,65% de los tramos estudiados tenían algún tipo de alteración claramente visible y el 32,63% del total corresponden a vegetación profundamente modificada. La información reunida, obtenida a partir de tramos con desigual conservación, permite entender el efecto de las diferentes agresiones identificadas sobre la vegetación

¹ https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-17/docs/list_threats_pressures.xls. Consultado el 18-01-2022.

riparia, en zonas desde bien conservadas hasta muy alteradas, pero no sirve para estimar la proporción de riberas que mantiene un relativo buen estado de conservación. Los resultados de este análisis de presiones identificadas de esta manera se resumen en la Tabla 2.1.

| | | Norte (520 tramos) | Sur (641 tramos) | Total (1.161 tramos) |
|-------------------------------|------------------|--------------------------|------------------------|----------------------------|
| Agricultura y ganadería | Tramos afectados | 351 | 374 | 725 |
| | % | 67,50 | 58,35 | 62,45 |
| Pastoreo | Tramos afectados | 233 | 375 | 608 |
| | % | 44,81 | 58,50 | 52,37 |
| Infraestructuras viarias | Tramos afectados | 212 | 304 | 516 |
| | % | 40,77 | 47,43 | 44,44 |
| Infraestructuras hidráulicas* | Tramos afectados | 134 | 190 | 324 |
| | % | 25,77 | 29,64 | 27,91 |
| Uso recreativo | Tramos afectados | 163 | 42 | 205 |
| | % | 31,35 | 6,55 | 17,66 |
| Actividad minera y extractiva | Tramos afectados | 40 | 27 | 67 |
| | % | 7,69 | 4,21 | 5,77 |
| Incendios | Tramos afectados | 25 | 31 | 56 |
| | % | 4,81 | 4,84 | 4,82 |

Tabla 2.1. Alteraciones constatadas en los 1.161 tramos de ríos españoles estudiados. Se indican, además, separadamente los de la mitad norte de España continental (Lara *et al.* 2007) y los de la mitad sur y archipiélagos (Garillete *et al.* 2012).

*Solo se incluyeron en el estudio tramos con algún tipo de vegetación riparia leñosa desarrollada, por lo que grandes secciones de ríos con las orillas completamente destruidas, por ejemplo, por las afecciones por embalses, no se han considerado.

Por orden de frecuencia de aparición a nivel nacional, las agresiones más comunes son: 1) la agricultura y ganadería, incluyendo silvicultura; 2) el pastoreo, que, junto con la anterior ha eliminado la práctica totalidad de los bosques de vega españoles y afecta intensamente a las comunidades de vegetación riparia; 3) las infraestructuras viarias, de efecto intenso pero generalmente de escasa extensión en cada punto afectado; y 4) las infraestructuras hidráulicas, probablemente infravaloradas en el análisis, pues no se consideraron los tramos de ríos cubiertos por la lámina de agua de los embalses y que, en todo caso, no parecen reversibles en el medio-largo plazo. Otras actividades de menor importancia –por tratarse de afecciones locales– son el uso recreativo, las graveras o los incendios (tanto el propio fuego como las alteraciones generadas por la extinción). Lo más habitual es que dos o tres presiones afecten de manera simultánea a un mismo punto, agravando la situación (Calleja *et al.* 2019a). En la tabla 2.1 se detallan los datos de las agresiones de la mitad norte y los de la sur (que

incluye los archipiélagos) como base para tratar de inferir a partir de la situación actual si las posibles presiones futuras pueden afectar de manera diferente a los distintos territorios. Puede observarse que la frecuencia de algunas de las agresiones observadas no es igual en ambas zonas. Por ejemplo, en la mitad norte la agricultura y ganadería son presiones mucho más comunes que el pastoreo, mientras que en la mitad sur ambas tienen una importancia similar.

Estos análisis no contemplaron algunas presiones sobre las que distintas evidencias empíricas muestran su grave efecto en las ripisilvas españolas, como son el cambio climático, la sobreexplotación de recursos hídricos superficiales y subterráneos, la incorporación de especies invasoras (valorada indirectamente en esos estudios) o la contaminación de aguas o suelos.

Algunas de las presiones sobre las riberas son de carácter más general y dejan notar su influencia en amplias zonas del país, mientras que otras tienen un ámbito más local o son menos intensas y, por eso mismo, sus efectos pueden considerarse menos importantes a escala nacional. Las primeras, que se describirán en más detalle en este informe, son el cambio climático, los cambios en las condiciones hidráulicas naturales, la agricultura, ganadería y silvicultura –que se agrupan porque el tipo de alteración y su extensión son similares–, el pastoreo y la extensión de las especies invasoras (ver un resumen de la Tabla 2.2). El segundo grupo, aquellas alteraciones más locales, se tratan en un apartado conjunto de *Otras presiones* y se resumen sus afecciones más importantes en la Tabla 2.3.

| EFECTOS | | *Cambio climático | Captaciones de agua | Regulación de caudal | Agricultura, ganadería y silvicultura | Pastoreo | Especies invasoras |
|---|--|-------------------|---------------------|----------------------|---------------------------------------|----------|--------------------|
| SUPERFICIE OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN | Disminución de la extensión territorial de algunas comunidades | | | | | | |
| | Pérdida de amplitud a escala local | | | | | | |
| | Pérdida de continuidad longitudinal | | | | | | |
| | Rango de distribución | | | | | | |
| FLORÍSTICOS | Pérdida de riqueza florística | | | | | | |
| | Desaparición de especies higrófilas | | | | | | |
| | Cambios en la distribución de especies | | | | | | |
| | Incremento de la cobertura de plantas mesófilas o xerófilas | | | | | | |
| | Sustitución de comunidades por otras mesófilas y xerófilas | | | | | | |
| | Pérdida de comunidades | | | | | | |
| | Incremento de especies banales | | | | | | |
| | Reducción de la dispersión de propágulos por la corriente | | | | | | |
| | Cambios en dinámicas demográficas de plantas | | | | | | |
| ESTRUCTURALES | Simplificación de su estructura | | | | | | |
| | Simplificación de los contactos laterales | | | | | | |
| | Desaparición de las formaciones de vega | | | | | | |
| | Fragmentación | | | | | | |
| FUNCIONALES | Pérdida de eficacia como corredores ecológicos | | | | | | |
| | Reducción de capacidad para amortiguar avenidas | | | | | | |
| | Menor retención de sedimentos | | | | | | |
| | Aumento de la erosión | | | | | | |
| | Retención local de sedimentos | | | | | | |
| | Menor capacidad para generar microclima local | | | | | | |
| | Menor transporte de materia orgánica | | | | | | |
| | Reducción de capacidad depuradora (filtros verdes) | | | | | | |

Tabla 2.2. Efectos de las presiones más significativas sobre la vegetación riparia originadas por los principales factores de agresión, de acuerdo con este informe.

*Sus efectos incrementarán los provocados por el consumo de agua.

2.2. Cambio climático

Los bosques de ribera se consideran tradicionalmente como vegetación azonal, es decir, independientes del clima regional. Sin embargo, ya se ha explicado que ello no significa, que sean independientes del clima regional, pues en buena medida el régimen termoplumiométrico a meso- o microescala define qué comunidad concreta se instalará en una ribera determinada. Es, en gran medida, la diversidad de climas y suelos de España –junto con la diversidad de elementos florísticos presentes– la que genera la gran riqueza de comunidades riparias del país (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). Precisamente por esa relación con el clima, los cambios que los modelos climáticos proyectan en un futuro ya no tan lejano van a suponer presiones de gran transcendencia en las biocenosis de las riberas de ríos y ramblas (Perry *et al.* 2012; Rivaes *et al.* 2014).

El efecto que el cambio climático global tendrá sobre los ecosistemas y las especies que los forman ha sido entendido como una amenaza a la biodiversidad desde hace un par de décadas, al menos (Hughes 2000). En esos años se identificó al cambio global como previsiblemente la segunda mayor amenaza para la biodiversidad (Sala *et al.* 2000), detrás del cambio de uso del suelo, principal causante la destrucción de ecosistemas en zonas tropicales. Los trabajos citados son análisis generalistas difíciles de trasponer a situaciones o ecosistemas concretos. Sin embargo, han precedido o sido la inspiración para estudios más detallados sobre diferentes ambientes o regiones que, en el caso de las ripisilvas, concluyen que el cambio condicionará, directa o indirectamente, la distribución, la estructura y la composición de los bosques de ribera (Stella *et al.* 2010; Perry *et al.* 2012; Rivaes *et al.* 2014). Directamente, por los requerimientos termoplumiométricos de las especies ribereñas (para las españolas, véase Lara *et al.* 2007, 2019a; Garilleti *et al.* 2012). Pero también indirectamente, pues alteraciones en el clima tendrán importantes efectos sobre los recursos hídricos y los regímenes hidrológicos (Morán-Tejeda *et al.* 2014; Rivaes *et al.* 2014). Se ha establecido hace tiempo la relación existente de la cantidad, la continuidad de caudales y el régimen de crecidas con la distribución de especies y comunidades de ribera (Baker 1990; Boedeltje *et al.* 2004; Lara *et al.* 2007, 2019a; Garilleti *et al.* 2012; Baattrup-Pedersen *et al.* 2013). Dado que los modelos climáticos sugieren que estos parámetros hídricos van a cambiar (Martínez-Fernández *et al.* 2013; Herrero & Zavala 2015; Mestre *et al.* 2015; IPCC 2022), con tendencia a la reducción y a la discontinuidad en el acceso al agua –incluyendo el que cursos de caudal continuo devengan en discontinuos–, es esperable cambios importantes en las ripisilvas españolas (Rivaes *et al.* 2014). Los cambios en composición y estructura se traducirán, en mayor o menor medida, en cambios en la funcionalidad de los ecosistemas.

Las previsiones de cambio climático para el Mediterráneo y las islas Canarias (Christensen *et al.* 2007; Morata Gasca 2014; Herrero & Zavala 2015; Mestre *et al.* 2015; Viceto *et al.* 2019; Cardoso Pereira *et al.* 2020) son:

- Aumento general de las temperaturas a lo largo del siglo XXI, afectando tanto a las máximas como a las mínimas.
- Aumento de la frecuencia de los eventos climáticos extremos: olas de calor o tormentas

de gran intensidad.

- Mayor duración de los periodos secos. El número de días consecutivos sin lluvias aumentará en todo el país, aunque más intensamente en el sur y este.
- Ligera reducción del número de días con precipitación. Los modelos no son siempre concluyentes si las previsiones son de escenarios menos emisivos (de CO₂), pero resultan muy claros en los peores escenarios. En todo caso, la cantidad de lluvia descenderá y aumentará el número de días con precipitación inferior a 1 mm. Además, el descenso de precipitaciones será más acentuado durante la época vegetativa, de primavera a otoño, con una tendencia no tan clara durante el invierno, cuando algunas proyecciones indican un aumento de la torrencialidad.
- Incremento de la variabilidad pluviométrica, incluyendo mayor frecuencia de periodos de sequía –que serán más severas– y de eventos torrenciales.
- Disminución de la escorrentía superficial de un 20-40%.

Los cambios producidos directamente por el cambio global –menor disponibilidad de agua y aumento de temperaturas máximas y mínimas– afectarán de manera muy importante a la vegetación riparia del todo el territorio. Además, serán más intensos y rápidos en los cursos con menor entidad y en las ramblas, especialmente en la región Mediterránea y en los pisos bioclimáticos más áridos de la región Macaronésica. Aparte de estos efectos directos, el cambio climático tiene implicaciones generales para los ecosistemas naturales o antropizados que podemos considerar indirectos y que aumentará la gravedad de las agresiones relacionadas con la necesidad de agua. Aumentará la presión por captación y canalización de agua o por la regulación de los ríos, pero también por las necesidades hídricas de la agricultura y la ganadería. Por otro lado, también puede esperarse un aumento de la frecuencia e intensidad de incendios que afecten a las riberas.

De manera directa o indirecta –por incrementar las agresiones causadas por otras actividades o procesos–, el cambio climático contribuye en todas las afecciones detectadas sobre las ripisilvas. Los cambios que ya han empezado a producirse en las regiones más sensibles y cuya importancia aumentarán son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Cambios en la distribución de las comunidades vegetales riparias, tanto a escala local como nacional. Estos cambios seguramente conllevarán la pérdida de comunidades. En algunos casos serán pérdidas locales, si pueden colonizar nuevas zonas, pero en otros puede producirse la desaparición completa en nuestro territorio.
- A escala local se producirá (y ya se está produciendo) una reducción del área de ocupación por fragmentación de aquellas comunidades más exigentes en humedad (hidrófilas e higrófilas) que se verán relegadas a los microtopos más favorables. Igualmente, supondrá un estrechamiento de su amplitud desde las orillas. Paralelamente, tendrá lugar (y ya se está registrando) una extensión de comunidades riparias más mesófilas y xerófilas e incluso la ocupación de los sistemas fluviales por parte de la vegetación de ladera (Garilleti *et al.* 2012).

- A escala estatal, se producirán cambios notables en el área total de las comunidades. Las formaciones vegetales que poseen mayores requerimientos hídricos se verán obligadas a desplazarse en altitud, aunque posiblemente haya un desajuste entre las condiciones climáticas y las edáficas que precisan. Paralelamente, estas comunidades desaparecerán de las regiones más cálidas y áridas, por lo que su rango disminuirá necesariamente. En un plano más hipotético, el nicho climático de las comunidades hidrófilas e higrófilas podrá desplazarse a latitudes más norteñas. Pero ello no conlleva que todos los componentes de las comunidades actuales puedan desplazarse y ubicarse en los nuevos enclaves favorables. Por tanto, habrá que evaluar si estas comunidades compensarán la pérdida de las localidades más meridionales. Por el contrario, las comunidades riparias más mesófilas y xerófilas podrán ascender en altitud y su nicho climático se expandirá hacia latitudes mayores.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida de riqueza florística.
- Cambios generales en la distribución territorial de especies.
- Reducción de la dispersión de propágulos por la corriente, que se traduce en una caída en la riqueza específica en las orillas (Nilsson *et al.* 1997; Jansson *et al.* 2000; Dynesius *et al.* 2004).
- Desaparición de plantas más higrófilas.
- Incorporación o incremento de especies mesófilas o xerófilas, pudiendo incorporarse localmente incluso plantas halófilas, pues en algunos puntos la combinación de determinadas características edáficas, una mayor frecuencia de las sequías y la intensidad de la evaporación favorezcan la salinización de algunos lechos fluviales. Algo que también puede ocurrir en zonas costeras, por el aumento del nivel del mar (Meehl *et al.* 2007; Vargas Yáñez *et al.* 2010).
- Incremento de especies banales: oportunistas, nitrófilas y exóticas, algunas de estas invasoras o con potencial invasor.
- Sustitución de comunidades por otras más mesófilas o adaptadas a cursos discontinuos o, incluso, xerófilas. En las áreas costeras, el aumento del nivel del mar favorecerá a comunidades adaptadas a condiciones salinas o salobres en detrimento de las dulceacuícolas.
- Cambios en las dinámicas demográficas de las plantas (Stella *et al.* 2010).

ESTRUCTURALES:

- Simplificación estructural, con reducción de la cobertura y quizás de altura media y estrechamiento de su amplitud desde las orillas.
- Simplificación de los contactos laterales (al alejarnos del cauce) por desaparición de comunidades que ya no puedan acceder al freático en descenso.
- Desaparición de formaciones de vega.

FUNCIONALES. La pérdida de densidad y continuidad de estas formaciones llevan parejos una serie de disfunciones en algunos servicios ecosistémicos, que reducen su eficiencia o llegan a desaparecer en los casos de agresiones especialmente intensas. Se trata de:

- Disminución de la capacidad de corredor ecológico, pues esta función es muy dependiente de la continuidad, cobertura, estratificación y amplitud del bosque, variables todas que serán muy afectadas por el cambio climático (Naiman *et al.* 1993; Naiman & Décamps 1997; Tabacchi *et al.* 1998; Lyon & Gross 2005).
- Reducción de la capacidad para amortiguar las crecidas y avenidas (Naiman & Décamps 1997).
- Menor capacidad para retener sedimentos y reducir de la erosión, pues ambos factores están relacionaos con la continuidad de los bosques de ribera y su amplitud, a escalas local y de cuenca (Naiman & Décamps 1997; Sparovek *et al.* 2002).
- Menor capacidad para generar el microclima diferencial que condiciona un bosque de ribera, pues depende de su amplitud y densidad y está relacionada con la complejidad estructural (Sterling 1992).
- Reducción de la función de filtro verde o capacidad de retener excesos de nutrientes procedentes de los fertilizantes del medio agrario, de metales pesados y microorganismos nocivos. Esta función también se relaciona con la continuidad y amplitud del bosque ripario (Naiman & Décamps 1997; Bernal *et al.* 2003; Broadmeadow & Nisbet 2004)
- Menor aporte de materia orgánica, especialmente en cursos altos o en situaciones ambientales en las que no hay macrófitos acuáticos (Naiman & Décamps 1997).
Igualmente habrá cambios en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono (Minshall & Rugenski 2007; Sutfin *et al.* 2016).
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos (Pettit & Naiman 2007).
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud (Riis *et al.* 2020). La pérdida de área de ocupación, diversidad de comunidades, componentes estructurales y riqueza de especies de los bosques y matorrales de ribera invariablemente afecta a sus funciones ecológicas y a los servicios ecosistémicos que aportan.

2.3. Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales

Bajo este epígrafe se considera un grupo de presiones diversas que tienen en común la alteración en la cantidad y la disponibilidad estacional o permanente del agua que en condiciones naturales circularía por un cauce, así como en la naturalidad del propio cauce. Las alteraciones son producidas por las **captaciones de agua** (y su canalización) y por la **regulación de caudal**. El origen o finalidad de este tipo de gestión hídrica es diverso, pero tienen especial importancia los usos agrícolas y ganaderos, la urbanización y las actividades mineras.

Toda presión directa o indirecta sobre la disponibilidad de agua afecta al estado de conservación de los bosques de ribera y, por tanto, a su funcionalidad ecológica (Stromberg *et al.* 1996; Naiman & Décamps 1997; Ji *et al.* 2006). Algunos cambios resultan muy evidentes, pues cualquier reducción en la disponibilidad de agua por el bosque ripario se traduce

rápidamente en cambios florísticos y estructurales con los consecuentes cambios en el área ocupada, que serán más o menos notables en función de la intensidad y duración de la menor disponibilidad hídrica. Sin embargo, otros efectos pueden tardar más en manifestarse y/o ser más complejos de identificar, como los ligados a la geomorfología de los cauces o las alteraciones en la estabilidad o el desarrollo de orillas e islas, que hace que el mosaico de formaciones tan común en los ríos naturales se pierda y, con él, la diversidad biológica asociada.

El efecto de las **CAPTACIONES DE AGUA** dependerá de la intensidad de éstas y de la estación del año en que se produzcan. Sus efectos son diversos, resumiéndose en una disminución del caudal, reducción de la lámina de agua y una menor humedad sub-superficial que afectará intensamente a la diversidad florística, a la amplitud de las comunidades riparias –especialmente, pero no solo, a las vegas, que llegan a desaparecer como biotopo favorable para el desarrollo de bosques edafohigrófilos– y a la estructura de las comunidades (Chen & Xu 2005; Rivaes *et al.* 2014). En nuestro entorno, estas capturas de agua tienen generalmente su máximo en los periodos más secos, cuando pueden afectar más a la vegetación riparia que sufre ya el estrés fisiológico condicionado por el clima. Puede tratarse de tomas superficiales, directamente del río, o subterráneas, que afectan a los acuíferos y llegan a reducir el caudal de manantiales y ríos e incluso a secarlos. Uno de los casos más rápidos registrados en España es el que está produciendo en la llamada “costa tropical” de Málaga y Granada. Aquí el establecimiento de cultivos arbóreos de regadío sin control está arruinando las biocenosis de los ríos y barrancos de las Sierras de Tejeda-Almijara, dando lugar por ejemplo al remplazo de originales saucedas meridionales y adelfares por cañaverales invasores (de *Arundo donax*). Así, de manera general para todo el territorio nacional, los efectos del cambio climático reforzarán en muchos casos los problemas derivados por el exceso de captaciones de agua. Los efectos más directos de las captaciones de agua son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Disminución de la extensión territorial de algunos bosques riparios, incluyendo un estrechamiento de su amplitud desde las orillas y su continuidad en el eje longitudinal del curso fluvial.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida de riqueza florística.
- Desaparición de especies más higrófilas.
- Incremento de la abundancia y cobertura de plantas mesófilas o xerófilas, algunas más propias de la vegetación climatófila. Este fenómeno de sustitución por plantas y comunidades menos higrófilas es ya visible, y lo será aún más a medio plazo, en múltiples tramos de ríos y arroyos de las regiones biogeográficas Mediterránea y Macaronésica, debido a la fuerte estacionalidad de las precipitaciones, con mínimos estivales.
- El recambio florístico podría llegar a condicionar la sustitución de unas comunidades por otras más mesófilas y, en casos extremos, incluso xerófilas, al ir ganando importancia las adaptadas a caudales temporales o a fluctuaciones hídricas más intensas. Estas intensas

fluctuaciones serán más relevantes en las regiones Mediterránea y Macaronésica, donde es posible que en algunas áreas lleven a la desaparición de formaciones de arroyos temporales y ramblas. Estas formaciones de carácter mediterráneo podrían cambiar su distribución territorial actual e instalarse en zonas de las actuales regiones Atlántica o Alpina que podrían ver endurecidas sus condiciones termohídricas actuales, asemejándose –al menos parcialmente– a ambientes mediterráneos. La situación extrema sería aquella en la que la desecación permanente de ríos o arroyos lleve a que sean comunidades climatófilas las que ocupen las riberas e, incluso, los lechos fluviales secos.

- Incremento de especies banales: oportunistas, nitrófilas y exóticas, algunas de estas invasoras o con potencial invasor.

ESTRUCTURALES:

- Simplificación de su estructura, tanto horizontalmente como verticalmente.
- Reducción o adelgazamiento del número de bandas de vegetación riparia, pues el área de influencia del agua filtrada desde el río se reduciría.
- Desaparición de las formaciones de vega y del espacio potencial para su desarrollo por pérdida de las condiciones ecológicas que las propician. Históricamente las formaciones desarrolladas en las llanuras de inundación son las más afectadas por la explotación agraria y ganadera y una posible recuperación se complica si el freático está cada vez más alejado.

FUNCIONALES:

- Pérdida de eficiencia como corredor ecológico.
- Descenso de la capacidad para amortiguar avenidas.
- Pérdida de capacidad para retener sedimentos, que implican un aumento de la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar un microclima local.
- Reducción o desaparición de la función depuradora de los ríos (filtros verdes).
- Disminución de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

La **REGULACIÓN DEL CAUDAL** mediante infraestructuras hidráulicas (azudes y embalses) supone un control de la cantidad de agua que circula por un cauce y de cuándo lo hace. Genera condiciones anómalas aguas abajo de los represamientos, que localmente pueden potenciar el desarrollo de comunidades hidrófilas pero que, en general, implican un descenso de los aportes hídricos en periodos ecológicamente críticos. Es muy probable que los escenarios futuros de irregularidad y/o disminución de las precipitaciones y de aumento de temperaturas impliquen una mayor regulación hídrica, de manera que la gestión de este impacto es un punto clave en la conservación de la vegetación riparia.

Las presiones más importantes ligadas a este control de caudal son la desaparición del dinamismo inherente a los sistemas riparios descritos en el primer apartado del informe. Se reduce drásticamente la heterogeneidad ambiental tanto espacial como temporalmente (González *et al.* 2010; García de Jalón *et al.* 2019). Ello comporta unos sistemas fluviales más simples lo cual conlleva una menor biodiversidad y funcionalidad ecológica. Por ejemplo, la regulación de caudales supone la pérdida de amplitud del sistema fluvial o disminución de cauces con caudales trenzados (González *et al.* 2010; García de Jalón *et al.* 2019). Así mismo, la regulación supone la desaparición por anegación de las orillas originales con la eliminación de los hábitats ligados a ellas y la pérdida de continuidad del sistema fluvial en su conjunto. Esto último implica una serie de aspectos de gran importancia:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Disminución de la extensión territorial de algunos bosques riparios.
- Reducción del área ocupada en las orillas (eje horizontal y longitudinal) y la pérdida de los bosques de vega así de todas aquellas comunidades vinculadas a islas temporales, meandros, brazos secundarios en los cursos de cauces trenzados.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida de riqueza florística.
- Incremento de la abundancia y cobertura de plantas mesófilas o xerófilas.
- Sustitución de unas comunidades por otras más mesófilas y, en casos extremos, incluso xerófilas.
- Reducción de la dispersión de propágulos por la corriente, que se traduce en una caída en la riqueza específica en las orillas (Nilsson *et al.* 1997; Jansson *et al.* 2000; Dynesius *et al.* 2004).
- Cambios en las dinámicas demográficas de las plantas (Stella *et al.* 2010).
- Pérdida de diversidad de bosques riparios.
- Proliferación de formaciones leñosas de composición y estructura simplificada en las colas de los embalses (Garilletei *et al.* 2012).

ESTRUCTURALES:

- Simplificación estructural y reducción del dinamismo aguas abajo de las infraestructuras hidráulicas (Jansson *et al.* 2000).
- Pérdida de comunidades pioneras adaptadas a crecidas o ambientes inestables y que tiene un notable valor biológico, como por ejemplo los carrizales para la cría, migración e invernada de aves.
- Pérdida de continuidad de las ripisilvas.
- Desaparición de las formaciones de vega y del espacio potencial para su desarrollo.

FUNCIONALES:

- Interrupción o empobrecimiento de la función de corredor ecológico.

- Acumulación local de sedimentos en los embalses, impidiendo su movilidad aguas abajo y afectando, incluso, a las zonas de desembocadura.
- Reducción de la capacidad depuradora (filtros verdes).
- Disminución de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

En la práctica, y debido a los usos humanos, la regulación de caudal supone que el volumen de agua circulante es menor en los momentos en que sería más necesaria para mantener unas ripisilvas adecuadas, por lo que esta regulación intensifica los efectos derivados de la captación de aguas. A esto hay que añadir el intenso control que se llega a ejercer sobre el caudal liberado cuando la infraestructura está ligada a la producción de energía hidroeléctrica. En estos casos, los imperativos económicos suelen prevalecer sobre el medio ripario, sometiendo al río a ciclos generalmente alejados de las condiciones naturales.



Efecto destructivo de una regulación hídrica por un azud, ya colmatado, sobre los bosques riparios del río Matagorda en Puebla del Prior (Badajoz). Aguas abajo del azud se observa también una alteración profunda de las riberas, con corrección del cauce, modificaciones en el perfil de las terrazas fluviales, alteraciones en la estructura del bosque ripario, aparición de árboles exóticos (*Eucalyptus* sp.) y daños profundos de la vegetación de las vegas, eliminada completamente en la parte superior de la imagen.

2.4. Agricultura, ganadería y silvicultura

Los usos recogidos bajo este epígrafe son algunos de los que alteran a los bosques riparios más intensamente y en una mayor proporción de nuestro territorio (Tabla 2.1). Mientras que los usos agrícolas y ganaderos extensivos generan presiones bastante similares, la silvicultura puede ocasionar alteraciones particulares, que en buena medida se unen a las propias de otros usos agrícolas. Por ello se tratan en una subsección propia.

La agricultura actual es el principal agente consumidor de agua provocando, por falta de voluntad administrativa, la sobreexplotación de los recursos hídricos: acuíferos subterráneos y caudales de ríos, arroyos y ramblas. Además, se ha producido un paulatino aumento de infraestructuras –muchas veces instaladas en las propias orillas y vegas–, canalizaciones –a veces verdaderas obras faraónicas–, concentraciones parcelarias y uso abusivo e innecesario de fitosanitarios. Así pues, la agricultura y la ganadería alteran la geomorfología fluvial, sobreexplotan y contaminan el agua.

2.4.1. Agricultura y Ganadería

Las prácticas agrarias y ganaderas, muy extendidas en el territorio, son las actividades más relevantes en cuanto a afectación de la vegetación riparia, ya que son precisamente los suelos próximos a los ríos lo que han sido más explotados, por su riqueza en nutrientes y la accesibilidad al agua (Lara *et al.* 2007). Son impactos de gran extensión territorial y temporal, pues se han estado ejerciendo durante periodos que, en algunas zonas, pueden medirse en milenios. Alteran tanto la flora como la estructura y la función de los ecosistemas ribereños. Estos efectos no son exclusivos de nuestro territorio, sino que son comunes a toda la cuenca mediterránea (Corbacho *et al.* 2003; Fernandes *et al.* 2011). Son, junto con la industria, el principal consumidor de agua provocando, con frecuencia, la sobreexplotación de los recursos hídricos.

Además de los ya citados, los usos agroganaderos y silvícolas tienen impactos colaterales en forma de cambios en la topografía de la llanura aluvial o las terrazas, la creación de accesos, el uso intensivo de fertilizantes y pesticidas, con su efecto contaminantes de cursos superficiales y aguas subterráneas. Estos daños, comunes a otros tipos de uso del territorio se tratan de manera general en la introducción del apartado “2.7. Otras presiones”.

Los efectos más directos de la agricultura y ganadería son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Disminución de la extensión territorial.
- Extrema reducción de la amplitud de los bosques desde las orillas, reduciendo las riberas a estrechas formaciones lineales y pérdida total de la vegetación riparia de vega. La ganadería extensiva puede, locamente, eliminar absolutamente la vegetación leñosa riparia por el exceso de pisoteo del ganado que busca el agua del río.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida radical de riqueza florística.

- Desaparición de especies higrófilas.
- Incremento de la abundancia y cobertura de plantas mesófilas o xerófilas.
- Fuerte incremento de especies banales: oportunistas y nitrófilas (Aguar & Ferreira 2005).
- Pérdida de variabilidad de comunidades en un territorio y desaparición de algunas. Se han favorecido algunos bosques más mesófilos, reduciendo la presencia de bosques mixtos.



El uso agrícola que se observa en el barranco de Algendar (Menorca) ha eliminado la vegetación edafófila natural, favoreciendo la instalación de la caña invasora (*Arundo donax*) que forma una banda continua junto al cauce.

ESTRUCTURALES:

- Fragmentación (Corbacho *et al.* 2003; Fernandes *et al.* 2011).
- Simplificación de la estructura, tanto vertical como horizontal.
- Desaparición de las formaciones de vega (Fernandes *et al.* 2011).
- Destrucción local de las orillas por el pisoteo del ganado.

FUNCIONALES:

- Pérdida de la capacidad de corredor ecológico, por la fragmentación y la extrema reducción de la extensión y, muy especialmente, la amplitud de los bosques. A esto se une la pérdida de estructuración, cambios en la disponibilidad de recursos para la ocultación o la alimentación de animales.

- Mucha menor capacidad de frenar las crecidas y avenidas.
- Poca capacidad para retener sedimentos.
- Alta erosionabilidad.
- Desaparición casi total del papel de filtro verde, acrecentada por el empleo de fitosanitarios, abonos, y por los desechos de granjas de ganadería intensiva. La reducción de la amplitud de la vegetación riparia asociada a estos usos es un factor añadido que resta capacidad depurativa del bosque ripario.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

La intensidad de los impactos de las prácticas de este epígrafe ha aumentado en las últimas décadas. La causa principal de ello es el incremento territorial y la intensificación de los cultivos de regadío o la puesta en regadío de plantaciones tradicionalmente de secano, como el olivar. En muchos casos, esto está provocando una sobreexplotación de los recursos hídricos recogidos en el epígrafe “2.3. Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales”. En paralelo, han continuado creciendo las infraestructuras asociadas, como son accesos o canalizaciones, que son frecuentemente instaladas en el espacio propio del bosque ripario, por ser donde interfieren menos con las actividades económicas. No se pueden olvidar cambios geomorfológicos, como la canalización de pequeños ríos, convirtiéndolos en cauces rectilíneos que van profundizando en el terreno.

2.4.2. Silvicultura

El primer efecto evidente de las plantaciones forestales es la desaparición de los bosques originales. Esto, que también puede ocurrir con algunas prácticas agrícolas o ganaderas, es la situación habitual de la que se ha de partir para analizar las alteraciones originadas por la silvicultura.

Ha de distinguirse dos tipos de explotaciones silviculturales, de naturaleza notablemente diferente, pero que afectan a los ecosistemas riparios. En primer lugar, estaría las plantaciones efectuadas directamente sobre las primeras terrazas y cerca de las orillas, buscando la abundante agua de estos biotopos. Son las plantaciones de salicáceas tan habituales en las orillas españolas. La mayoría de ellas son choperas de *Populus x canadensis* Moench (Confemadera 2010), aunque también aparecen álamos (*P. alba* L.) y no eran infrecuentes las olmedas (*Ulmus minor* Miller, en ocasiones simplemente favorecidas por los usos de pastoreo o ganadería extensiva). Más reciente es la implantación de otras especies como *Prunus* spp. o *Juglans* spp., en buena parte ajenos a nuestra flora natural.

El otro tipo de plantación forestal es la que se hace inicialmente en laderas, pero que frecuentemente se extienden hasta las mismas orillas, eliminando en muchas ocasiones todo vestigio del bosque natural. Son típicamente pinares o eucaliptales, cultivos que son muy

destructivos al contactar con las riberas y cuyos daños se incrementan con los accesos que han de hacerse, muchas veces en paralelo a las orillas o, incluso, aprovechando el cauce de los ríos.

Un manejo habitual de estos cultivos es la llamada “limpieza”, que afecta en forma de talas en las riberas, el clareo de sotobosque, eliminando las plantas propias de estos ambientes y destruyendo completamente la estructuración del bosque o la eliminación de troncos muertos. Ello tiene consecuencias negativas sobre la disponibilidad de hábitats o biotopos favorables, no solamente para muchos animales, sino también para otros grupos, como hongos o plantas. Estos usos, son sin duda útiles en situaciones concretas y cuando se emplean en puntos limitados, (creación de zonas recreativas, accesos controlados...), pero resultan perniciosos cuando se vuelven la práctica habitual y extendida. Estas “limpiezas” afectan a la biodiversidad local, favorecen los procesos erosivos y la intensidad de las avenidas.

La existencia de un dosel arbóreo moderadamente denso puede favorecer *a priori* el mantenimiento de especies más esciófilas e higrófilas. Sin embargo, además de que este efecto protector suele no ser tan intenso en las plantaciones como en el bosque ripario natural, la preparación del terreno previo a las plantaciones y las descritas tareas de limpieza complican la supervivencia de estas especies más sensibles.

Los efectos de la presión de la silvicultura son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Disminución de la extensión territorial.
- Extrema reducción de la amplitud de los bosques desde las orillas, reduciendo las riberas a estrechas formaciones lineares y pérdida total de la vegetación riparia de vega.
- Desaparición de comunidades en el territorio, especialmente, pero no exclusivamente, de bosques de vega.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida de riqueza florística.
- Desaparición de especies higrófilas.
- Incremento de la abundancia y cobertura de plantas mesófilas o xerófilas.
- Fuerte incremento de especies banales: oportunistas, ruderales, nitrófilas y exóticas. Muchas de estas últimas encuentran aquí un ambiente óptimo en el que se convierten en especies invasoras.
- Reducción de la variabilidad de comunidades.

ESTRUCTURALES:

- Extrema disminución de la amplitud de los bosques desde las orillas, reduciendo las riberas a estrechas formaciones lineares o eliminándolas completamente.
- Fragmentación de las comunidades.

- Simplificación extrema de la estructura, tanto vertical como horizontal. Es notable la pérdida de hemicriptófitos y geófitos por la uniformización topográfica y compactación del suelo ocasionada por el uso de maquinaria pesada.

FUNCIONALES:

- Pérdida de la capacidad de corredor ecológico, al reducirse su amplitud, su riqueza específica y su complejidad estructural, incrementado por la limpieza de estratos subarbóreos.
- Mucha menor capacidad de frenar las crecidas y avenidas.
- Poca capacidad para retener sedimentos.
- Alta erosionabilidad.
- Importante reducción de la función de filtro verde.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos pues las plantaciones son monocultivos que reducen la heterogeneidad geomorfológica y de la biomasa del sistema fluvial.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.



2.5. Pastoreo

Se diferencia en este informe el pastoreo de la ganadería extensiva, dado que la intensidad de los efectos de estas actividades es diferente. La ganadería –típicamente de vacuno, pero también porcino– suele

centrarse en lugares o zonas más o menos concretas, de donde el ganado suele moverse menos, por lo que sus efectos sobre la vegetación climácica o riparia es muy intensa y prolongada en el tiempo; el pastoreo –ovejas y cabras habitualmente– es más itinerante y su presión, aunque intensa, suele serlo menos que la de la ganadería.

Dos imágenes del efecto del pastoreo frecuente en el abedular protegido de Ríofrío (Ciudad Real). En la figura A se observa una pérdida tanto de riqueza florística como de estructura. En la B, la abundancia de *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn muestra la banalización florística, en este caso por un exceso de nitrificación y eliminación de especies competidoras.

El efecto del pastoreo en las comunidades vegetales de ribera, así como las posibilidades de uso eficiente o de recuperación de estos ecosistemas ha sido caracterizado desde hace décadas (ver, por ejemplo, Kauffman & Krueger 1984). Aunque esta actividad provoca impactos de tipo florístico, estructural y funcional semejantes a los de otras actividades, estos suelen ser relativamente menores y, en comparación, recuperables en un tiempo relativamente breve. Sus efectos son, sin comparación, mucho menores que los más agresivos de la ganadería extensiva. A pesar de esto, el uso tan extendido espacial como temporalmente del pastoreo en España ha hecho que su efecto sea muy constatable en todo el territorio, pero más intensamente en la región Mediterránea, donde la pérdida de especies o su sustitución por nitrófilas y ruderales es mayor que en la Atlántica o la Alpina (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012).

Sin embargo, en los últimos años, el pastoreo tradicional se ha reducido, por reducción de la cabaña, en buena parte sustituida por otros tipos de ganadería más intensiva. En todo caso, hay territorios donde el pastoreo se ha transformado en algo con efectos muy similares o indistinguibles de los del pastoreo tradicional: el aumento de una cabaña cinegética de ciervos (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758), corzos (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) y jabalíes (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758), tanto en fincas privadas como particulares. Este efecto es más notable en el centro y sur de la península Ibérica, como Montes de Toledo, Las Villuercas, Sierra Morena o Sistema Central, donde existen grandes fincas para este uso.

Los efectos en los bosques y arbustedas riparias son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Reducción del área de ocupación a escala local.
- Desaparición de comunidades en el territorio, especialmente, pero no exclusivamente, de bosques de vega. Hay comunidades que desaparecen cuando el pastoreo elimina la regeneración de las especies arbóreas o/y arbustivas que otorgan identidad a la comunidad.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida de riqueza florística, especialmente en la región Mediterránea.
- Banalización florística, con el incremento de taxones nitrófilos, ruderales y exóticos.

ESTRUCTURALES:

- Fragmentación de los bosques riparios, especialmente si el pastoreo es intensivo.
- Reducción o eliminación de la regeneración de especies leñosas palatables.
- Simplificación de su estructura, horizontal y verticalmente. En este último caso, el pastoreo elimina especies herbáceas y arbustivas, dejando la ribera reducida, en los casos de mayor intensidad al estrato arbóreo-arborescente. Cuando se encuentran restos de bosques de vega, su alteración es extrema, siendo frecuente su transformación en dehesas, (como las de *Fraxinus angustifolia* Vahl en la región Mediterránea o de *F. excelsior* L. en la región Atlántica).

- Disminución de la amplitud de los bosques desde las orillas, reduciendo las riberas a estrechas formaciones lineares.

FUNCIONALES:

- Reducción o pérdida la capacidad de corredor ecológico, relacionada con la pérdida de extensión y complejidad.
- Limitación de la capacidad para amortiguar crecidas de caudal y avenidas.
- Baja capacidad para retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la función de filtro verde.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.

2.6. Especies invasoras

La introducción de flora alóctona afecta a cualquier tipo de vegetación, ya sea edafófila o climatofila (Vilà *et al.* 2007). Sin embargo, las riberas son ambientes especialmente propicios para su instalación y proliferación (Naiman & Décamps 1997; Hood & Naiman 2000; Lara & Garilleti 2007; Schnitzler *et al.* 2007; Vilà *et al.* 2007) por diferentes motivos, algunos de ellos causados o favorecidos por el hombre:

1. Se trata de ambientes ricos en nutrientes y agua, que favorecen el rápido crecimiento y la expansión de las plantas que se instalen en ellos.
2. Son sistemas muy heterogéneos y dinámicos, en los que se producen constantemente cambios en las condiciones locales. Cuando se trata de la introducción de especies alóctonas, esta diversidad ambiental implica la disponibilidad de muchos ambientes diferentes que ofrecen posibilidades para el establecimiento de plantas con requerimientos diversos.
3. Se ha propuesto que el rejuvenecimiento propio de las riberas puede suponer una relajación de la competencia interespecífica, favoreciendo la implantación inicial de neófitos (Hood & Naiman 2000).
4. Los propios cursos son eficientes vectores de dispersión de propágulos.
5. Las correcciones de cauces (canalización), cambios en la topografía fluvial y la regulación de caudal también han sido propuestas como agentes que favorecen las invasiones biológicas (Cushman & Gaffney 2010).
6. La eutrofización de los ríos por los vertidos agrícolas y ganaderos también parecen facilitar el establecimiento de neófitos (Celesti-Gradow *et al.* 2010).

El efecto de las plantas alóctonas en las riberas es diverso, pues depende de la capacidad de expansión y de competencia de cada especie en cada localidad a la que haya llegado. En los casos menos graves, parece suponer solamente el aumento del elenco florístico de un territorio. En los casos más agresivos, los neófitos pueden competir con éxito frente a las

especies nativas, llegando a desplazar definitivamente a algunas de ellas. Los casos extremos suponen la desaparición absoluta del ecosistema original, que es reemplazado por otro muy diferente y mucho menos diverso, sin que se conozcan excepciones a este empobrecimiento específico. Ejemplo paradigmático de esto es *Arundo donax*, una especie que actúa como ingeniera de ecosistemas, creando densos herbazales de alto porte en cuyo interior prácticamente no puede crecer ninguna otra planta (Lara & Garilletei 2007; Garilletei *et al.* 2012). Por otra parte, es muy importante destacar que básicamente se ignora el comportamiento en el futuro de plantas exóticas que ahora son consideradas menos perjudiciales. Esto es especialmente cierto ante las incertidumbres que presenta el clima del futuro próximo.

En bosques bien conservados es complicado que los neófitos encuentren un espacio ambiental donde instalarse (Zelnik *et al.* 2020) y mucho más complicado que pueda competir eficazmente contra las especies dominantes o de mayor desarrollo que forman las comunidades naturales. Aprovechan, en cambio, la degradación de las riberas para crecer rápidamente y ocupar el territorio. Esto se puede observar incluso con especies tan agresivas como la citada caña invasora, que no es capaz de desplazar a los núcleos de alamedas que todavía se encuentran en zonas cálidas de la mitad sur ibérica y que suelen estar flanqueados aguas arriba y abajo por cañaverales que se beneficiaron de la alteración del bosque maduro para medrar.



Restos de alamedas en la cuenca del río Serpis (Alicante) parcialmente rodeados por incipientes cañaverales que podrían ocupar el espacio del bosque de álamos si este se ve todavía más reducido.

Se han contabilizado más de 110 especies de plantas alóctonas en ríos españoles (Lara & Garilletei 2007; Liendo *et al.* 2015), muchas de ellas en bosques bien conservados o solo moderadamente perturbados (Lara *et al.* 2007; Garilletei *et al.* 2012). Liendo *et al.* (2015) estimaron que hasta un 45% de las especies encontradas en la región Atlántica española tiene, o puede desarrollar, un carácter invasor, empobreciendo notablemente la composición florística natural y la estructura de las comunidades en las que consiguen instalarse. Este mismo estudio encuentra una relación directa entre las alteraciones que haya sufrido la vegetación riparia natural y el número de plantas invasoras presentes en ella. Cuando la planta se convierte en invasora, sus efectos sobre el ecosistema pueden ser drásticos. Es el caso en España, por poner solo algunos ejemplos destacados, de especies como la citada caña (*Arundo donax*) en las regiones Macaronésica y Mediterránea –donde ocupa centenares de kilómetros de las orillas, formando masas casi monoespecíficas–, de la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*) en las regiones Mediterránea y Atlántica –usurpando el terreno a diferentes formaciones riparias, como fresnedas o alisedas–, de *Buddleja davidii* Franch. en las regiones Alpina, Atlántica y Mediterránea, de *Reynoutria japonica* Houtt. en la Atlántica y de *Ageratina* spp. o de *Tradescantia* spp. en la Macaronésica. En todos estos casos, y otros más, la naturaleza de las ripisilvas en las que estas especies se han instalado ha cambiado drásticamente, llegando las comunidades leñosas a ser reemplazadas por herbáceas.



Eucaliptos en los restos de fresnedas hidrófilas mediterráneas del río Lorianilla en La Roca de la Sierra (Badajoz).

La erradicación o el mero control de las plantas más agresivas es realmente complejo y requiere de grandes esfuerzos de personal y recursos durante períodos prolongados, sin que el éxito a largo plazo esté garantizado.

Los resultados sobre las comunidades riparias de la introducción de especies invasoras varían mucho en su intensidad, dependiendo de la gravedad de los cambios ambientales que ocasionen las especies introducidas. Si los bosques son modificados solo en aspectos florísticos, puede darse el caso de que no se altere mucho su estructura y algunos o muchos

de los aspectos funcionales se mantengan. En cambio, si la modificación es muy intensa, eliminando los estratos superiores o, incluso, las especies leñosas, los cambios sí pueden considerarse dramáticos.

Esta variabilidad en los efectos de este tipo de presiones en las ripisilvas según los neófitos de que se trate ha de tenerse en cuenta en la lista de afecciones que sigue:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Reducción del área de ocupación a escala local de todas o de determinadas comunidades vegetales riparias.
- Desaparición de comunidades en el territorio.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida drástica de riqueza florística.
- Reducción de la variabilidad de comunidades.

ESTRUCTURALES:

- Reducción de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Pérdida de continuidad (fragmentación) de los bosques riparios en los ejes longitudinal y horizontal.

FUNCIONALES:

- Merma o desaparición de la función de corredor ecológico. Su efecto dependerá de la intensidad de la modificación generada por las especies introducidas. Cuando pasan a dominar especies de menor porte o directamente herbáceas, el corredor puede llegar a desaparecer.
- Reducción de la capacidad de amortiguar de las crecidas de caudal y avenidas. Esto puede complicarse con efectos de taponamiento de canales o puentes por restos herbáceos de caña invasora, que favorece las inundaciones puntuales.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Reducción de la función de filtro verde.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

2.7. Otras presiones

Se describe en esta sección una serie de agresiones constatadas frecuentemente, pero cuyos efectos pueden considerarse más locales, por afectar cuando aparecen a zonas de extensión relativamente reducida, o por ser menos intensas en sus alteraciones. Se trata de los daños causados por:

1. la urbanización en sus diferentes formas.

2. los transportes y las redes de comunicación.
3. las actividades mineras y extractivas.
4. las perturbaciones ligadas al uso recreativo e intrusión humana en el medio.
5. los incendios.
6. la contaminación de suelos y aguas.

Los resultados de sus respectivas presiones sobre la vegetación leñosa riparia se resumen en la Tabla 2.3.

| EFECTOS | | Urbanización | Transportes | Minería | Intrusión humana | Incendios* | Contaminación |
|---|--|--------------|-------------|---------|------------------|------------|---------------|
| SUPERFICIE OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN | Disminución de la extensión territorial de algunas comunidades | | | | | | |
| | Pérdida de amplitud a escala local | | | | | | |
| | Fragmentación de la continuidad longitudinal | | | | | | |
| | Rango de distribución | | | | | | |
| FLORÍSTICOS | Pérdida de riqueza florística | | | | | | |
| | Desaparición de especies higrófilas | | | | | | |
| | Incremento de la cobertura de plantas mesófilas o xerófilas | | | | | | |
| | Sustitución de comunidades por otras mesófilas y xerófilas | | | | | | |
| | Pérdidas de comunidades | | | | | | |
| | Incremento de especies banales | | | | | | |
| | Reducción de la dispersión de propágulos por la corriente | | | | | | |
| | Cambios en dinámicas demográficas de las plantas | | | | | | |
| ESTRUCTURALES | Simplificación de su estructura | | | | | | |
| | Simplificación de los contactos laterales | | | | | | |
| | Desaparición de las formaciones de vega | | | | | | |
| | Fragmentación | | | | | | |
| FUNCIONALES | Pérdida de eficacia como corredores ecológicos | | | | | | |
| | Reducción de capacidad para amortiguar avenidas | | | | | | |
| | Menor retención de sedimentos | | | | | | |
| | Aumento de la erosión | | | | | | |
| | Menor capacidad para generar microclima local | | | | | | |
| | Menor Reducción de capacidad depuradora (filtros verdes) | | | | | | |

Tabla 2.3. Presiones más significativas sobre la vegetación riparia originadas por factores de agresión menos intensos o de efecto más local.

*El efecto de los incendios suele ser notable inicialmente, pero pierde importancia más o menos rápidamente gracias a la capacidad de regeneración de la vegetación riparia.

2.7.1. Urbanización

El urbanismo, incluyendo el desarrollo residencial, comercial e industrial, es una presión y una amenaza futura para los bosques riparios en todas las regiones biogeográficas de España. Es frecuente el incumplimiento de la Ley de Aguas, ocupando las zonas de policía y de servidumbre de paso (bandas de 100 y 5 m paralelas al cauce fluvial). Esta invasión es mucho mayor en áreas de topografía suave y en el entorno de los cauces menores. Es habitual que las vegas de los grandes ríos sean el lugar de emplazamiento de polígonos industriales y urbanizaciones. Ocasionalmente llegan a ocuparse ramblas. El efecto inmediato de la instalación de áreas residenciales o industriales es la destrucción casi absoluta de los ambientes naturales, especialmente en las llanuras aluviales. Las comunidades vegetales más afectadas son las que originalmente se encuentran más alejadas de las orillas (vegetación riparia de vega), respetándose, como mucho, una hilera de árboles, arbustos o herbáceas de gran talla en la misma orilla, lo que en la práctica suele significar la destrucción del ambiente ripario. En todo caso, tampoco las orillas se libran, pues se ven afectadas primero por las obras de urbanización y posteriormente por las de control del caudal de los ríos.

Pero los efectos negativos se prolongan más allá de la zona estrictamente urbana o industrial y generan en todo el territorio próximo alteraciones importantes y frecuentemente irreversibles, con efectos muy negativos sobre la vegetación (Gurnell *et al.* 2012). Estas agresiones son:

- La destrucción de la topografía local, simplificando relieves como los de las terrazas fluviales o construyendo motas para reducir riesgos de inundación.
- El encauzamiento de los ríos, generalmente formando tramos prácticamente rectilíneos, sin senos que supongan biotopos diferentes que favorezcan una biota más rica. Esto puede completarse con el cementado (o similar) del cauce y/o las orillas en puntos especialmente sensibles.
- La construcción de infraestructuras viarias en paralelo al curso fluvial, tanto para favorecer accesos a los núcleos habitados, como al propio río o a cultivos y granjas cercanas. La construcción de estas vías no solo deteriora la topografía típica del ambiente fluvial, sino que conlleva habitualmente el abandono de ingentes volúmenes de escombros en las orillas o sus proximidades.
- Así mismo se suele ver afectado el régimen hídrico y la calidad de las aguas (Pennington *et al.* 2010).

La urbanización tiene fuertes repercusiones tanto en aspectos hidráulicos como geomorfológicos, pues reduce o interrumpe los procesos que de modo natural generarían crecidas más o menos torrenciales, el transporte regular o abrupto de sedimentos, el rejuvenecimiento de las orillas y la formación de islas (a veces solo temporales), llanuras y terrazas aluviales (Corenblit *et al.* 2011).

Los impactos del urbanismo sobre las comunidades riparias leñosas son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Reducción del área de ocupación a escala local de todas o de determinadas comunidades vegetales riparias.
- Disminución en extensión de las comunidades riparias tanto en el eje longitudinal como en el horizontal.
- Desaparición de comunidades en el territorio.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida drástica de riqueza específica.
- Desaparición de especies higrófilas.
- Incremento de la abundancia y cobertura de plantas mesófilas o xerófilas.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras o potencialmente invasoras (Hruska *et al.* 2008; Pennington *et al.* 2010).
- Cambios en dinámicas demográficas de algunas especies.
- Sustitución de unas comunidades por otras más mesófilas e incluso xerófilas.
- Pérdida drástica de la riqueza en comunidades.

ESTRUCTURALES:

- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Fragmentación de los bosques riparios.
- Retracción y desaparición de las formaciones de vega.

FUNCIONALES:

- Pérdida del carácter de corredor ecológico.
- Reducción de la capacidad de regulación de avenidas.
- Limitación de la capacidad para retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Pérdida de la función de filtro verde.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

2.7.2. Transportes y redes de comunicación

La topografía de los valles fluviales presenta condiciones muy favorables para la instalación a lo largo de ellos de vías de comunicación, desde pequeñas pistas para dar servicio a las explotaciones agropecuarias hasta autovías de alta densidad, pasando por carreteras de cualquier nivel y vías férreas. Esto ocurre de manera casi independiente de la amplitud del valle, pero es más importante en zonas montañosas, donde los valles son casi la única zona

posible de paso. La instalación de vías de comunicación más o menos en paralelo al curso altera gravemente los ecosistemas de las riberas (Blanton & Marcus 2009), especialmente en valles más estrechos, donde las carreteras o vías férreas se ubican forzosamente junto a las orillas. Si bien los daños son importantes en las comunidades en contacto con el río, pueden serlo mayores al alejarnos, afectando a la estructura horizontal de las comunidades edafohigrófilas (Blanton & Marcus 2013, 2014), que ven reducida su amplitud, estructura y conectividad. Algunas de las agresiones más conspicuas y conocidas de las redes de comunicación –muchas compartidas con la urbanización– sobre los ecosistemas riparios son:

- La destrucción de la topografía local, simplificando relieves como los de las terrazas fluviales o construyendo motas.
- El encauzamiento de los ríos.
- Vertido de escombros generados por las obras de construcción y nivelación de la vía.
- Contaminación de aguas y suelos con metales pesados (Zn, Cd, Pb, Al, Fe, Ti, etc.), compuestos orgánicos y sales, en una franja de hasta 200 m desde la vía. Esto causa una gran número de afecciones, entre las que destacan la facilitación de la llegada de especies exóticas, el aumento de las tasas de mortalidad de la fauna asociada a la vegetación afectada, o la modificación de la composición y dinámica demográfica de las comunidades vegetales, incluyendo las acuáticas, entre otras (Trombulak & Frissell 2000).
- Pérdida de conectividad entre el ecosistema ripario y el de ladera, que afecta a movimientos de animales, flujo superficial y subterráneo de agua y sedimentos, etc. (Trombulak & Frissell 2000; Blanton & Marcus 2013).
- Muchas ramblas de la región Mediterránea se emplean frecuentemente como pistas para vehículos motorizados o aparcamiento. Los daños de esta actividad son muy graves, pues elimina completamente la vegetación de lechos y a estos los compacta, lo cual dificulta su recuperación (Gómez *et al.* 2005).

Los impactos de la instalación de vías de transporte sobre las ripisilvas son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Reducción del área de ocupación a escala local de todas o de determinadas comunidades vegetales riparias.
- Disminución en extensión de las comunidades riparias a escala local, tanto en el eje longitudinal como en el horizontal.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida drástica de riqueza específica.
- Desaparición de especies higrófilas.
- Incremento de la abundancia y cobertura de plantas mesófilas o xerófilas.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras o potencialmente invasoras (Hruska *et al.* 2008; Pennington *et al.* 2010).
- Pérdida drástica de la riqueza en comunidades.

ESTRUCTURALES:

- Disminución en extensión de las comunidades riparias tanto en el eje longitudinal como en
- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Fragmentación de los bosques riparios.
- Retracción y desaparición de las formaciones de vega.

FUNCIONALES:

- Pérdida del carácter de corredor ecológico.
- Reducción de la capacidad de regulación de avenidas.
- Limitación de la capacidad para retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Pérdida de la función de filtro verde.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

2.7.3. Actividad minera y extractiva

Los daños sobre la vegetación riparia de las actividades mineras, en sus diferentes manifestaciones, suelen ser grandes, aumentando sus efectos en aquellas situaciones en las que existen limitaciones hídricas, como ocurre en buena parte de los ambientes mediterráneos españoles, donde parece que los problemas relacionados con el caudal de los ríos se van a ver agravados.

Las grandes actividades mineras realizadas a cielo abierto, como fue la del carbón (abandonada definitivamente en España desde finales 2018) o continúa siendo la de muchos metales pesados –minería que probablemente aumentará en importancia en un futuro próximo–, modifican gravemente la topografía local, lo que se traduce en alteraciones en la hidrogeología. No solamente crean grandes agujeros, sino que también modifican el curso de cauces cuando es necesario, incluso canalizándolo a través de tuberías. Cambia la circulación superficial y subterránea, además de alterarse la manera en que se almacena en el subsuelo, perturbándose los acuíferos. Aparte de los efectos puramente físicos sobre el territorio, contaminan cursos superficiales y acuíferos (ver, por ejemplo, Navarro Flores *et al.* 2005; Delgado *et al.* 2019) y consumen grandes cantidades de agua en sus actividades, siendo un ejemplo de ello las extracciones de pizarra del NO de España). El efecto se extiende más allá de la propia mina, pues son inevitables la generación y acumulación de escorias, escombros o la construcción de diversas infraestructuras de transporte, gestión, alojamiento, etc. De acuerdo con el proyecto de restauración hidrológico-forestal de áreas afectadas por las escombreras de pizarreras de varios ríos de la cuenca del Sil (Secretaría General para el

Territorio y la Biodiversidad 2005), los efectos de esta actividad sobre el medio son diversos y perfectamente aplicables a otras minas a cielo abierto. Estos efectos son:

- Invasión del dominio público por antiguas escombreras procedentes de la explotación de la pizarra.
- Afecciones a la capacidad de desagüe de los ríos afectados en varios puntos.
- Insuficiencias hidráulicas en algunos tramos de dichos cauces.
- Riesgo de inundaciones en zonas colindantes en avenidas de cierta importancia.
- Pérdida de la cubierta vegetal natural en superficies amplias con el efecto inducido de erosión en los cauces y las laderas y arrastre de material en cantidades importantes, de modo no natural, por los mismos.



Extracción de áridos en la ribera de Chanza cerca de Aroche (Huelva).

Por otra parte, las explotaciones de áridos (arenas y gravas) son grandes culpables de la degradación de las ripisilvas. Pueden instalarse tanto en las vegas, la orillas o el mismo lecho del río. Esto último es especialmente común en ramblas con cantos de las cuencas que vierten al Mediterráneo. Las graveras modifican la topografía fluvial, corrigiendo cauces, generando colinas de residuos y formando piscinas en las excavaciones. Estas últimas se originan al quedar expuesto el nivel freático, muchas veces por difusión lateral del caudal del río. La exposición de acuíferos, que también acostumbra a producirse, potencia el descenso del freático por evaporación del agua que queda expuesta. Las graveras y areneras desvían

caudales, modifican los procesos de sedimentación, aportan más sólidos al río. Los bosques de vega son especialmente afectados, pues el descenso del agua accesible al alejarnos del cauce tiene graves repercusiones sobre ellos.

La recuperación de las ripisilvas afectadas por minería o extracción de áridos es lenta, pues se han alterado o destruido completamente las características geomorfológicas originales del ecosistema fluvial.

Los impactos de las actividades relacionadas con la minería y extracciones de áridos son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Reducción del área de ocupación a escala local de todas o de determinadas comunidades vegetales riparias.
- Disminución en extensión de las comunidades riparias a escala local, tanto en el eje longitudinal como en el horizontal.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida drástica de riqueza específica.
- Desaparición de especies higrófilas.
- Incremento de la abundancia y cobertura de plantas mesófilas o xerófilas.
- Aumento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras o potencialmente invasoras.
- Cambios en dinámicas demográficas de algunas especies.
- Sustitución de unas comunidades por otras más mesófilas e incluso xerófilas.
- Pérdida drástica de la riqueza en comunidades.

ESTRUCTURALES:

- Reducción de las amplitudes de los bosques riparios.
- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Fragmentación de los bosques riparios.
- Retracción y desaparición de las formaciones de vega.

FUNCIONALES:

- Merma del carácter de corredor ecológico.
- Reducción de la capacidad de amortiguar crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Pérdida de la función de filtro verde.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

2.7.4. Intrusión humana

Las actividades de ocio pueden suponer una presión sobre los ambientes riparios, pero, dado que no suelen extenderse mucho a lo largo de los ríos, sus efectos son habitualmente locales. El paso frecuente de humanos por un punto puede alterar las condiciones físico-químicas del mismo, habitualmente por compactación y nitrificación. Si el paso es de vehículos, las agresiones suelen ser más intensas, y un uso prolongado puede simplificar la flora herbácea de manera drástica e impedir una regeneración eficaz de las especies leñosas. Esta grave alteración de la dinámica demográfica puede suponer, a medio o largo plazo, la desaparición de la comunidad original por falta de renovos.

Los impactos de estas actividades, en general menores que en otros tipos de presiones, aunque localmente pueden ser muy graves, son:

FLORÍSTICOS:

- Pérdida de riqueza florística, que puede no ser muy intensa.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras o potencialmente invasoras.

ESTRUCTURALES:

- Fragmentación de los bosques riparios en el eje longitudinal.
- Disminución de la complejidad estructural.

Los impactos funcionales son en general poco notables, excepto en el caso de uso no regulado de vehículos motorizados.

2.7.5. Incendios y extinción de incendios

El impacto de los incendios sobre cualquier tipo de vegetación es muy evidente. Afecta tanto a la composición florística como a la estructura y, posiblemente, las funciones del bosque ripario. Gran parte o todas las alteraciones deberían ser temporales y desaparecer en pocas décadas, si no se suman a otras presiones, independientemente de la región biográfica en la que se encuentre el río. La propia humedad, la riqueza de los suelos –fertilizados por el fuego, además– y el aporte de propágulos de aguas arriba por el propio río favorecen la recuperación de la cubierta vegetal. Por otra parte, la capacidad para regenerarse de la mayoría de las especies leñosas del bosque riparia a partir de rebrotes es bien conocida (Koop 1987). Sin embargo, cuando el fuego se produce en territorios afectados por otras prácticas, los efectos pueden ser más prolongados en el tiempo. Un ejemplo de esto es el efecto de una intensa presión ganadera, incluyendo la cinegética (Kaczynski & Cooper 2015).

En general, la recuperación resulta más rápida en áreas húmedas de las regiones Macaronésica y Mediterránea y en las regiones Atlántica y Alpina. En las áreas secas y áridas de las regiones Macaronésica y Mediterránea los tiempos pueden ser mucho mayores. En cuanto a la flora característica de una comunidad riparia, se ha demostrado que, al menos en ambientes mediterráneos, los efectos sobre la flora nativa varían notablemente dependiendo de la época del año en que se producen los fuegos (Hankins 2013).

Los efectos de las alteraciones generadas por los incendios, que son radicales inicialmente para ir recuperándose más o menos rápidamente, son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Reducción del área de ocupación a escala local de todas o de determinadas comunidades vegetales riparias.
- Disminución en extensión de las comunidades riparias tanto en el eje longitudinal como en el horizontal.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida drástica de riqueza específica.
- Desaparición de especies higrófilas.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras o potencialmente invasoras.
- Pérdida drástica de la riqueza en comunidades.

ESTRUCTURALES:

- Reducción de las amplitudes de los bosques riparios.
- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.
- Fragmentación de los bosques riparios.
- Retracción y desaparición de las formaciones de vega.

FUNCIONALES:

- Merma del carácter de corredor ecológico.
- Reducción de la capacidad de amortiguar las crecidas de caudal y avenidas.
- Reducción de la capacidad de retener sedimentos y paliar la erosión.
- Reducción de la capacidad de generar y mantener un microclima diferencial.
- Pérdida inicial de la función de filtro verde. Posteriormente, puede aumentar notablemente, en especial cuando las especies ribereñas comienzan a rebrotar y germinar. Un crecimiento más activo conlleva una mayor actividad de la rizosfera y una mayor retención y bioacumulación de sustancias contaminantes (sustancias nitrogenadas y fosfatadas, metales pesados, etc.).
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

2.7.6. Contaminación de las aguas y los suelos

Los efectos de la contaminación de las aguas (superficiales y subterráneas) y suelos dependerán tanto de las sustancias químicas implicadas como de la importancia de los vertidos y de la frecuencia con que sucedan. Muchas plantas riparias tienen cierta tolerancia a la presencia de toxinas en el medio ambiente, lo que hace a las ripisilvas bastante resistentes a

eventos de contaminación. Sin embargo, hay también organismos muy sensibles a la contaminación atmosférica y a la deposición ácida ligada a las lluvias ricas en compuestos sulfurados, como es el caso de briófitos y líquenes (ver, por ejemplo, Gilbert 1986; Tyler 1990)

La contaminación más frecuente es la ligada a prácticas agrarias y ganaderas. Suelen implicar derivados nitrogenados y fosfatados (Fenn *et al.* 2003) que producen una intensa eutrofización de las aguas y suelos con rápidos efectos sobre la composición florística que puede acabar afectando a la estructura de la vegetación. La minería también implica un efecto contaminante asociado a la propia actividad, que intoxica suelos, aguas superficiales y acuíferos, como se ha detallado en la sección 2.7.2. *Actividad minera y extractiva*. Los efectos de las alteraciones generadas más habitualmente por contaminantes son:

ÁREA OCUPADA Y RANGO DE DISTRIBUCIÓN:

- Reducción del área de ocupación a escala local de todas o de determinadas comunidades vegetales riparias.
- Disminución en extensión de las comunidades riparias tanto en el eje longitudinal como en el horizontal.
- Desaparición de comunidades en el territorio.

FLORÍSTICOS:

- Pérdida de riqueza específica.
- Incremento de especies oportunistas, nitrófilas y banales, incluyendo plantas exóticas invasoras o potencialmente invasoras.

ESTRUCTURALES:

- Disminución de la complejidad estructural, tanto en el eje horizontal como en el vertical.

FUNCIONALES:

- Merma del carácter de corredor ecológico.
- Pérdida de la función de filtro verde.
- Alteración de la cantidad de materia orgánica aportada y cambios drásticos en los ciclos biogeoquímicos y en el secuestro de carbono.
- Merma en la capacidad de actuar como cortafuegos.
- Pérdida de beneficios sociales, recreo y salud.

3. ANÁLISIS DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN RIPARIA MÁS AMENAZADOS O DE ESPECIAL RELEVANCIA

3.1. Selección de las formaciones tratadas

En esta sección se discuten los efectos específicos que los distintos tipos de presiones y amenazas tendrían en cada una de las comunidades leñosas riparias. Tomando como base la reciente propuesta tipológica realizada en el marco del proyecto *Establecimiento de un sistema estatal de seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat en España* (Lara et al. 2019a), se han seleccionado aquellos tipos de bosques y matorrales que sobresalen por su mayor vulnerabilidad y por su importancia ecológica, sociológica o científica. Estas formaciones son tratadas en los siguientes tres apartados, reunidas según su extensión territorial y nivel de fragilidad:

- Bosques y matorrales riparios de limitada extensión territorial.
- Formaciones más extendidas con graves problemas en la actualidad.
- Otros tipos de vegetación para los que es necesaria especial atención.

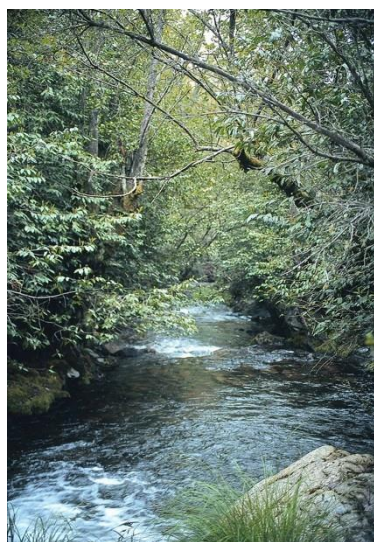
En todas las formaciones tratadas se describe brevemente su importancia, difusión geográfica y afinidades ecológicas. Además, se indica el impacto esperable de cada uno de los tipos de presiones y amenazas descritos en el apartado 2 sobre los tres tipos parámetros que evalúan el estado de conservación de los hábitats: 1) el rango de distribución de la comunidad en el territorio español, 2) la superficie total ocupada por la misma dentro del rango y 3) la estructura y función (composición, organización estructural y funcionalidad) del hábitat.

3.2. Bosques y matorrales riparios de limitada extensión territorial

Se estudian a continuación cuatro tipos de bosques riparios que tienen escasa representación territorial pero que resultan muy singulares desde una perspectiva ecológica o biogeográfica, tanto en el contexto español como europeo. Todos ellos exhiben un rango de dispersión territorial reducido y escasa superficie total ocupada. Peso a ello, cada una de estas comunidades muestra una problemática bien diferente de acuerdo con sus requerimientos y los espacios naturales en los que se desarrolla. Así, las *Alisedas con loros y loreras* se encuentran dispersas en los dos tercios septentrionales de la península Ibérica, tanto en la región mediterránea como en la atlántica, a favor de enclaves con cierta influencia oceánica. Por su parte, los *Ojaranzales* son relictos muy localizados en refugios de condiciones subtropicales del extremo meridional peninsular. También muy meridionales son las *Fresnedas y saucedas negras pantanosas*, únicas por desarrollarse en terrenos cenagosos bajo un clima intensamente mediterráneo. Y, finalmente, las *Saucedas de Salix daphnoides*, que son comunidades de afinidad alpina y encuentran en nuestro territorio los últimos enclaves para su desarrollo, en el extremo meridional de su área de dispersión general.

3.2.1. Alisedas con loros y loreras

Se trata de un tipo de bosques y bosquetes riparios muy singular, casi exclusivo de la Península Ibérica (Calleja & Sainz 2009). En España, además, se observa la máxima variabilidad ecológica y florística de esta formación. El valor de las manifestaciones españolas de esta comunidad es, por tanto, máximo en el contexto europeo (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012).



Interior de una lorera en el arroyo Fresnedelo (León).

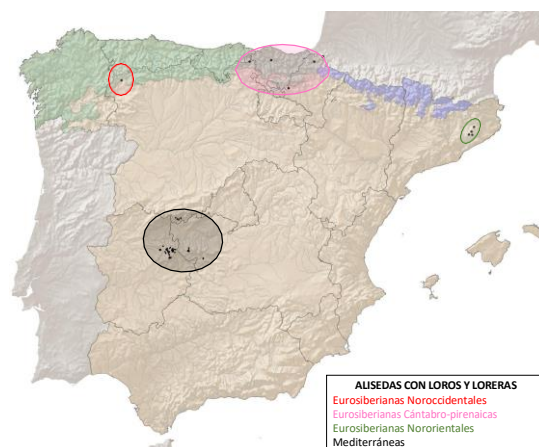
El elemento diferencial de estas formaciones es el loro (*Prunus lusitanica* L.), un árbol de escaso tamaño (porte arborescente o de arbolillo) que, sin embargo, destaca en el paisaje ribereño y otorga personalidad a las formaciones que domina por su carácter perennifolio (Calleja *et al.* 2009). Las loreras son formaciones de extensión reducida (decenas o centenas de metros) y a menudo están codominadas por alisos (generalmente *Alnus lusitanica* Vít, Douda & Mandák) que sobrepasan el estrato arborescente y dominan el arbóreo, por lo que se habla entonces de alisedas con loros (Lara *et al.* 2007; Calleja & Sainz 2009; Garilleti *et al.* 2012).

Estas formaciones se desarrollan junto a las orillas de los ríos y están plenamente adaptadas a los efectos de las avenidas. Por las características mesoambientales y microclimáticas de los enclaves en que se desarrollan o que ellas misma generan suelen ser comunidades muy diversas. Son especialmente ricas en los estratos arbustivo y herbáceo, integrando a numerosas especies de plantas nemorales y de óptimo oceánico, entre ellos abundantes helechos y briófitos (Calleja & Sainz 2009; Calleja *et al.* 2016).

Códigos identificativos: 91E0*, 92D0 (THIC); G1.131 (EUNIS); 81E0 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).

Distribución y afinidades ecológicas: Es una comunidad de marcado óptimo atlántico, que se establece en áreas montañas con clima templado y oceánico. Aunque también se encuentran loreras en áreas con clima mediterráneo continental, quedan entonces limitadas a enclaves de topografía abrupta y con surgencias o manantiales que generan un microclima excepcionalmente húmedo en verano.

En la España peninsular se distinguen cuatro núcleos principales de loreras, que varían en su composición florística de acuerdo con las características ecológicas de las diferentes



Mapa 3.2.1. Distribución aproximada de las Alisedas con loros y Loreras

áreas. Las poblaciones más numerosas e importantes se localizan en plena región Mediterránea, en las montañas del centro-oeste peninsular: Gredos sur, Montes de Toledo y, especialmente, la Sierra de Las Villuercas. En Cataluña, en un ambiente a caballo entre las condiciones mediterráneas y eurosiberianas, aparecen varios enclaves en las sierras del Montseny y Les Guilleries. También en el límite entre las regiones Mediterránea y Atlántica, aparecen algunas loreras en el sector noroccidental, aunque son muy raras y se limitan a la vertiente meridional de la sierra de Ancares. Y, por último, plenamente en la región Atlántica, hay varios enclaves dispersos por las sierras prelitorales de la Cordillera Cantábrica y Pirineo occidental.

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

A) Cambio climático: La comunidad muestra una alta dependencia de unas condiciones climáticas que son relativamente inusuales en la península ibérica. Con toda probabilidad, la situación se agravará de manera especial en el área mediterránea, que es precisamente donde se concentra la mayor parte de los tramos de río ocupados por loreras y las manifestaciones más extensas de esta comunidad en España.

Un incremento de las temperaturas, por sí solo, podría no afectar negativamente al desarrollo de la especie que otorga personalidad a la comunidad, pues el loro muestra una marcada afinidad hacia climas de carácter subtropical (Calleja 2006). Sin embargo, su dependencia de las altas precipitaciones anuales y de una elevada humedad relativa durante buena parte del año (condiciones oceánicas), hace prever un escenario muy desfavorable para estos bosques en el centro-occidente de España, donde el clima mediterráneo actual resulta ya limitante por el matiz continental que adquiere en el área. Las plántulas del loro son extremadamente sensibles a la xericidad (Pulido *et al.* 2008). Así, las loreras potencialmente más afectadas son las situadas en la vertiente meridional de Gredos y en los macizos de Las Villuercas y los Montes de Toledo (DD.HH. del Tajo y, en menor medida, del Guadiana) (Calleja *et al.* 2009). También las presentes en la cordillera Costero-Catalana podrían verse afectadas de manera importante, aunque en este caso, la mayor cercanía a la costa y la posición latitudinal más elevada podrían mitigar la aridificación de los enclaves en los que se desarrollan esta loreras mediterráneas.

Se prevé que el cambio climático tenga un importante efecto adverso sobre esta comunidad a todos los niveles (Calleja *et al.* 2009). Es probable que lleguen a extinguirse poblaciones actuales, por lo que se alterará el rango global de dispersión de la comunidad (Calleja *et al.* 2009). Es también probable que haya un decrecimiento de la superficie total ocupada por la comunidad al nivel general (Calleja *et al.* 2009). Y, por último, es previsible que en las comunidades que sobrevivan se observen importantes alteraciones en cuanto a estructura y función, incluyendo variaciones significativas en la composición florística.

El efecto del cambio climático será mayor sobre las comunidades de enclaves afectados por otros tipos de presiones y amenazas (Calleja *et al.* 2009), por lo que es esencial preservar el buen estado y funcionamiento ecológico de los ríos en los que se desarrollan las loreras. Es

igualmente fundamental preservar la vegetación riparia de los tramos en los que existe actualmente la comunidad y garantizar su adecuado desarrollo mediante la eliminación de presiones humanas directas.

B) Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales: las loreras se desarrollan en una variedad de situaciones ecológicas dentro del espacio ribereño. Se las encuentra tanto en suelos potentes y ricos en materia orgánica como en superficies pedregosas o rocosas, principalmente en las orillas de arroyos y pequeños ríos, pero también en barrancos y laderas adyacentes a los cauces. Ahora bien, son siempre muy exigentes en cuanto a la humedad del sustrato y precisan suelos constantemente húmedos (Pulido *et al.* 2008). Son por ello muy sensibles a las alteraciones antrópicas del caudal natural.

Las canalizaciones, captaciones y represamientos son una gran amenaza para las loreras y alisedas con loros en todas las zonas donde esta comunidad se desarrolla. Pero es especialmente en el área mediterránea donde pueden tener un efecto más negativo, ya que el déficit hídrico estival característico de este clima condiciona un importante estrés fisiológico que limita naturalmente su desarrollo. Los efectos de los cambios inducidos en las condiciones hidráulicas son generalmente de carácter local, afectando sobre todo a la estructura y función de bosques particulares (Calleja *et al.* 2009). Sin embargo, dada la limitada extensión de la comunidad en nuestros ríos (Calleja 2006), estas actuaciones pueden afectar de manera significativa a la superficie total ocupada. Es menos probable que estas afecciones desemboquen en cambios en el rango de dispersión global de la comunidad en el territorio español, pero no es descartable debido a la fragmentación de su distribución actual y lo reducido de las poblaciones de algunos núcleos del norte de la Península.

C) Agricultura, ganadería y silvicultura: las loreras se desarrollan en franjas del terreno que, en general, son poco aptas para la agricultura y la ganadería (pastoreo excluido), aunque localmente se pueden generar daños estructurales o afectar a la composición de la comunidad. Sin embargo, en algunas localidades, las actividades forestales –plantaciones de pinos, eucaliptos y plátanos, tala, clareo y limpia del sotobosque, etc.– afectan a las formaciones de loros (Calleja *et al.* 2009). Por ello, se sabe que la silvicultura sí ocasiona daños profundos en las loreras de localidades concretas, que pueden afectar a la estructura y función de tales manifestaciones de la comunidad. Debido a la gran fragmentación de la distribución de las loreras, las prácticas de manejo forestal podrían llegar a afectar al rango general de distribución y a la superficie total ocupada por la comunidad.

D) Pastoreo: las loreras se localizan casi siempre en las orillas de arroyos y pequeños ríos, a veces en barrancos umbríos, pero siempre en enclaves con una alta disponibilidad hídrica (a menudo procedente de un freático elevado o de escorrentías subsuperficiales) incluso en verano. Las altas exigencias hídricas de la formación condicionan un ambiente fresco donde se desarrolla un denso estrato herbáceo que contrasta con el entorno rápidamente agostado. Ello convierte a estas comunidades en medios muy atractivos para los herbívoros.

Un impacto alto del pastoreo solo es previsible sobre la estructura y función de las loreras, pues la sobrecarga de ganado doméstico o cinegético llega a alterar profundamente la

composición florística de los estratos herbáceos y la regeneración de los componentes leñosos del bosque ripario. Las loreras mediterráneas, especialmente las desarrolladas en Montes de Toledo y Las Villuercas, podrían ser las más afectadas por este tipo de amenazas (Calleja *et al.* 2009).

E) Especies invasoras: como en cualquier otra comunidad vegetal ribereña, la alteración de la continuidad de los estratos superiores destruye las características microambientales que la formación genera, con lo que se facilita el desarrollo de plantas fotófilas, entre ellas diversas alóctonas. Sin embargo, las manifestaciones alteradas de loreras se caracterizan actualmente por contar con una relativa baja proporción de especies foráneas. Además, las loreras no se desarrollan en los espacios ecológicos propicios para la mayoría de las invasoras más agresivas, por lo que la amenaza de las especies invasoras se entiende naturalmente moderada y solo se prevén consecuencias graves en situaciones muy locales, limitadas a la alteración (que puede ser profunda) de la estructura y función de la comunidad.

F) Urbanización: las loreras se localizan mayormente en enclaves remotos de áreas montañosas, por lo que no es fácil que puedan ser afectadas por actividades urbanísticas o por redes viarias de importancia. Sin embargo, cuando la amenaza se concretase en alguna localidad podría afectar gravemente a la estructura y función del bosque allí desarrollado y, dado la exigua extensión global de la comunidad, podría incluso tener repercusiones muy negativas sobre la superficie total ocupada por este tipo de bosque ripario.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|-------|------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | M | A | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | M | M | A |
| Pastoreo | B | M | A |
| Especies invasoras | B | B | M/A |
| Urbanización | B | A | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | B | M | A |
| Intrusión humana | B | B | A |
| Incendios y extinción de incendios | B | B/M | A |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | B | M |

Tabla 3.2.1. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de las **alisedas con loros y loreras**. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo.

G) Transportes y redes de comunicación: como en el caso anterior, la localización de las loreras las protege, en general, de este tipo de riesgos. Sin embargo, es posible que se generen afecciones en puntos localizados que podrían provocar un alto impacto sobre la estructura y

función del bosque en una o varias localidades, aunque es improbable que ello llegue a repercutir gravemente sobre el rango y la superficie ocupada por la comunidad.

H) Actividad minera y extractiva: las loreras se desarrollan en el curso alto de los arroyos, en los que no se generan depósitos de gravas u otros sedimentos utilizables como áridos, por lo que en ellas no se produce actividad extractiva alguna. Las únicas afecciones posibles derivarían de posibles actividades mineras, cuyo impacto podría ser profundo localmente pero que, como en el caso anterior, difícilmente afectaría al rango y a la superficie ocupada por la comunidad.

I) Intrusión humana: la mayor parte de los enclaves ocupados por loreras son remotos y se encuentran en áreas de topografía compleja, por lo que pocas de estas comunidades están amenazadas por actividades relacionadas con el ocio humano. Solo se prevén alteraciones locales sobre la estructura y función de los bosques, aunque no se descarta que los efectos pudieran llegar a ser graves.

J) Incendios y extinción de incendios: las loreras son comunidades con una alta capacidad de resiliencia frente a la profunda alteración temporal que provocan los incendios. En determinadas situaciones, se ha llegado a constatar que las perturbaciones ocasionadas por el fuego pueden favorecer el desarrollo de loreras, en general poco diversas, ya que la especie dominante posee una rápida y activa regeneración vegetativa, que puede jugar a su favor en espacios donde dominaban otras especies que tardan más en recuperarse. Estas características hacen que los incendios tengan efecto sobre la estructura y función de las loreras –que se ven gravemente afectadas solo por un espacio de tiempo más o menos largo y luego recuperándose–, pero no sobre el rango y a la superficie ocupada por la comunidad.

K) Contaminación de las aguas y los suelos: las loreras se desarrollan en arroyos de las cabeceras de las cuencas hidrográficas, aguas arriba de núcleos de población importante y en zonas que generalmente no son propicias para la agricultura o la ganadería intensivas. Por ello, la contaminación de los suelos y las aguas no es una amenaza generalizada para esta formación ribereña.

3.2.2. Ojaranzales

Estas formaciones mediterráneas, exclusivas del sur de la Península Ibérica, tienen un carácter relíctico y son de una extraordinaria originalidad florística al incorporar numerosas plantas de óptimo subtropical, macaronésico y atlántico (Mejías *et al.* 2002). Por ello, su valor natural es muy elevado, tanto en el marco del patrimonio español como en los contextos europeo y global (Mejías *et al.* 2004; Garilleti *et al.* 2012).



Interior de una formación de ojaranzos con quejigos en el arroyo Hozgarganta (Cádiz).

Es una comunidad de porte arbustivo alto o arborescente, dominada o codominada por el ojaranzo [*Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum* (Boiss. & Reut.) Hand.-Mazz.], un rododendro perennifolio exclusivo de las sierras más meridionales de España y Portugal. Otras plantas lauroides pueden acompañarlo y a menudo se configura un dosel superior de árboles planocaducifolios, entre los que destaca el quejigo andaluz (*Quercus canariensis* Willd.) y/o de alisos (Garilleti *et al.* 2012). La comunidad es muy diversa y rica en epífitos, incluyendo helechos y muy diversos musgos y hepáticas, algunos de ellos muy raros o, incluso, endémicos (Guerra *et al.* 2003).

Los ojaranzales no toleran las heladas ni el frío prolongado y demandan una elevada humedad ambiental, aunque no requieren caudales permanentes. Por ello, se desarrollan como comunidad dominante, aguas arriba de los tramos colonizados por alisedas aljibicas, así como en los cursos de escasa entidad, donde la presencia de agua superficial es temporal y no permite el desarrollo del dosel arbóreo de alisos.

Códigos identificativos: 92B0 (THIC); G1.132 (EUNIS); 82B0 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).

Distribución y afinidades ecológicas: La comunidad queda limitada a las sierras gaditanas y del occidente malagueño del Aljibe, constituidas por areniscas miocénicas. Los ojaranzales se asientan en las cabeceras y tramos medios arroyos y regatos –localmente denominados canutos– en situaciones que gozan de un régimen térmico templado-cálido, elevadas precipitaciones y frecuentes nieblas. Su composición típica resulta muy similar a la de las alisedas aljibicas, comunidad que también está caracterizada por la presencia de ojaranzos en su sotobosque (Latorre *et al.* 1999; Garilleti *et al.* 2012).



Mapa 3.2.2. Distribución aproximada de los Ojaranzales

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

A) Cambio climático: La afinidad subtropical del ojaranzo y de algunas de las especies acompañantes, como son diversos helechos de óptimo macaronésico, sugiere que un incremento de las temperaturas podría no afectar negativamente a la comunidad. Sin embargo, su alta dependencia con respecto a las precipitaciones y la humedad atmosférica hace temer por su integridad y supervivencia a medida que avance el cambio climático.

Los ojaranzales se desarrollan gracias al clima oceánico que afecta a todo el entorno del Estrecho y que propicia elevados niveles pluviométricos. La mayor parte de las lluvias caen entre los meses de septiembre a abril, cuando el anticiclón de las Azores permite la entrada de los frentes atlánticos, pero la sequía estival está notablemente amortiguada por la influencia atlántica y los vientos de levante, que aportan humedad ambiental y precipitaciones horizontales al ser interceptados por las sierras del Aljibe. Aunque la posición geográfica de estas sierras parece garantizar la continuidad de las lluvias en un futuro próximo, es posible que se acentúe paulatinamente la variabilidad en la distribución estacional e interanual de una manera desfavorable para los ojaranzales. De ser así, muchas de las numerosas plantas higrófilas que viven en el seno de estos bosques podrían desaparecer, alterando gravemente su composición y funcionalidad. En el peor de los casos, las nuevas condiciones podrían resultar insuficientes para el desarrollo de la especie dominante, pues *Rhododendron ponticum* muestra una alta dependencia de las condiciones oceánicas. Sus plántulas sólo sobreviven en suelos musgosos especialmente húmedos (Mejías *et al.* 2002, 2004) y ya se han constatado cambios apreciables atribuibles parcialmente al cambio climático en los alcornoques de la misma área (Reyes & Burdett 2019).

Se prevé, por tanto, un grave impacto sobre la composición, estructura y función de las comunidades. El cambio climático amenaza también con ocasionar una pérdida importante de poblaciones lo que, por lo limitado del área de distribución natural de la formación de ojaranzos, repercutiría de manera muy negativa sobre el rango global y el total de la superficie ocupada por la formación. Dada la elevada dependencia climática de la formación y lo incierto del impacto del cambio climático sobre su mantenimiento, se impone preservar estos ecosistemas de los posibles daños generados por cualquier otro tipo de presiones antrópicas con el fin de garantizar su supervivencia a largo plazo.

B) Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales: Los ojaranzales se desarrollan en un área en la que los regímenes climáticos y fluviales están marcados por la estacionalidad y la irregularidad interanual. Además, la comunidad se establece fundamentalmente en cauces de escasa entidad de las cabeceras. Por todo ello, son escasas las agresiones actuales debidas a canalizaciones y represamientos. Sin embargo, es previsible que las captaciones de agua para consumos agroganaderos o humanos lleguen a suponer una grave amenaza a medida que los recursos hídricos disminuyan en la zona como consecuencia del cambio climático.

Este tipo de presiones podrían fácilmente ocasionar daños profundos sobre la composición y estructura de las comunidades afectadas. Por otro lado, como resultado de agresiones

locales intensas se podría llegar a la pérdida de alguna manifestación, lo que implicaría que el rango de dispersión y la superficie total ocupada por los ojaranzales se vieran comprometidos. Por ello, es prioritario evitar este tipo de impactos y garantizar los caudales necesarios para el mantenimiento de la comunidad y de los procesos ecológicos asociados a la misma.

C) Agricultura, ganadería y silvicultura: Son escasas las agresiones de este tipo que sufren los bosques de ojaranzo. Todas las manifestaciones actuales se encuentran dentro del Parque Natural de los Alcornocales, un espacio protegido que goza de un buen desarrollo de la vegetación natural, en el que tales actividades se encuentran limitadas o se han desarrollado moderadamente.

Sin embargo, este tipo de sotos son ecológicamente muy sensibles y podrían verse gravemente afectados por actividades agroganaderas y, sobre todo, por prácticas forestales inadecuadas. Estas podrían alterar profundamente los parámetros estructurales y fisiológicos de la comunidad. Puntualmente podrían llevar a la extinción de manifestaciones locales e incidir sobre la distribución y ocupación del conjunto de esta comunidad riparia.

D) Pastoreo: El impacto del pastoreo en el área de dispersión de los alcornocales es actualmente bajo o, localmente, moderado. Sin embargo, los ojaranzales son susceptibles de verse muy afectados en su composición florística y funcionalidad, por el incremento de la carga ganadera o, más probablemente, por un incremento del uso del ambiente por parte del ganado doméstico o cinegético. Es poco probable que el daño pueda traducirse en una pérdida de ocupación espacial significativa y muy improbable que llegue a tener repercusiones en el rango de distribución de la comunidad.

E) Especies invasoras: las condiciones cálidas y húmedas cercana a las subtropicales que determinan y reinan en la comunidad de ojaranzos pueden facilitar el establecimiento de una amplia variedad de especies alóctonas, incluidas algunas invasoras que son conocidas por su expansión en la laurisilva canaria y otros ambientes cálido-húmedos (Sanz-Elorza *et al.* 2005; García Gallo *et al.* 2008).

La expansión de algunas de estas especies podría tener un efecto intenso sobre la composición y estructura de los ojaranzales y generar graves problemas de índole funcional en el ecosistema. Aunque más difícilmente, la invasión por determinadas especies, como las cañas del género *Arundo*, también podría llegar a extinguir la comunidad en alguna localidad, con repercusión en la superficie ocupada o el rango de esta.

F) Urbanización: Todos los arroyos en los que se desarrollan los ojaranzales están comprendidos en el Parque Natural de Los Alcornocales (Cádiz y Málaga), por lo que no es previsible que haya alteraciones debidas a esta causa. Los daños de hipotéticas actividades relacionadas con el urbanismo sobre la comunidad serían siempre graves al nivel local y podrían llegar a afectar al rango y la superficie ocupada en caso de pérdida de alguna manifestación.

G) Transportes y redes de comunicación: como en el caso anterior, y por las mismas razones, son improbables las afecciones debidas a la construcción y utilización de vías de

circulación. Una eventual agresión por estas causas podría tener un alto impacto sobre la estructura y función del bosque implicado y solo en casos extremos afectaría sensiblemente a la superficie ocupada o al rango de distribución de la comunidad.

H) Actividad minera y extractiva: las afecciones previstas son las mismas que en el caso de la urbanización.

I) Intrusión humana: al desarrollarse íntegramente en un espacio protegido, las manifestaciones actuales de ojaranzal están bien conservadas. Sin embargo, el aumento de los usos recreativos está afectando al Parque Natural de los Alcornocales en general y es probable que alcance los enclaves remotos ocupados por los ojaranzales. Este tipo de agresiones puede tener un efecto agudo sobre la estructura y función de los bosquetes afectados, pero solo se prevé, como máximo, un efecto moderado sobre el espacio total ocupado y la distribución general de la comunidad.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|-------|------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | M | M | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | M | M | M/A |
| Pastoreo | B | B/M | A |
| Especies invasoras | M | M | M/A |
| Urbanización | M | M | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | M | M | A |
| Intrusión humana | M | M | A |
| Incendios y extinción de incendios | M | A | A |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | B | M |

Tabla 3.2.2. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de los **ojaranzales**. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo.

J) Incendios y extinción de incendios: esta es una de las mayores amenazas que pesa sobre los ojaranzales, en especial en el actual escenario de calentamiento global. Inmersos como están en un entorno de bosques y matorrales mediterráneos, los fuegos pueden fácilmente afectar o aniquilar alguna de las manifestaciones, que generalmente son de reducida extensión. La restitución de comunidades ambientalmente tan sensibles dependerá de la capacidad de recuperación de las condiciones de umbría y humedad local, que puede verse reducida en las condiciones climáticas proyectadas. Ello, tendría fácilmente consecuencias al nivel global, incidiendo significativamente sobre el área total que ocupa la formación. El nivel máximo previsto de afección en lo que respecta al rango es el de moderado.

K) Contaminación de las aguas y los suelos: se trata de una amenaza improbable, que de materializarse tendría efectos muy limitados.

3.2.3. Fresnedas y saucedas negras pantanosas



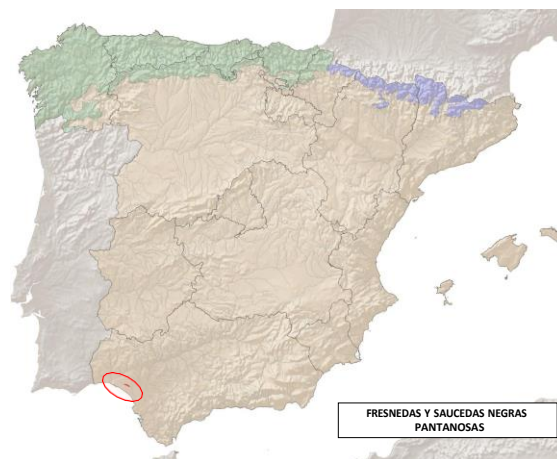
Aspecto invernal de una de las mejores manifestaciones de la comunidad. Arroyo de La Rocina (Huelva).

Esta comunidad ocupa ambientes muy escasos en el entorno mediterráneo y su peculiar composición florística la convierten en una rareza al nivel global. Codominados e integrados por una mezcla de plantas de óptimo atlántico y mediterráneo y ligados a cursos de agua que circulan por terrenos cenagosos, se cuenta con muy pocos ejemplos de estos sotos en la actualidad. Estos son, por tanto, de gran valor ecológico y biogeográfico y deben considerarse manifestaciones relícticas de conservación prioritaria.

La comunidad es de aspecto heterogéneo, pues adquiere porte arborescente cuando predominan los sauces negros (*Salix atrocinerea* Brot.) y se forman bosquetes algo más elevados cuando los fresnos comunes (*Fraxinus angustifolia* Vahl) prevalecen en la fisonomía. La combinación de estas dos especies dominantes apenas se encuentra fuera de la Península Ibérica, pero lo que hace única a la composición florística de estos bosques es la integración de especies con muy diferentes afinidades ecológicas: plantas mediterráneas termófilas junto a otras que necesitan condiciones muy oceánicas (atlánticas) y plantas de afinidad silicícola junto a otras de tendencia calcícola; además, algunas otras, como el helecho *Thelypteris palustris* Schott, aparecen ligadas a bosques pantanosos (Garilleti *et al.* 2012; Lara *et al.* 2019a). Son formaciones muy ricas, refugio de endemismos y numerosas rarezas.

Códigos identificativos: 91B0 (THIC); G1.33, G1.11222 (EUNIS); 82A0 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).

Distribución y afinidades ecológicas: las fresnedas y saucedas negras pantanosas solo se conocen del espacio sublitoral entre las desembocaduras del Guadalquivir y el Tinto, pero solo en el entorno del Parque Nacional de Doñana y, en concreto, de la cuenca del arroyo de La Rocina, se encuentran ejemplos bien desarrollados. Sin embargo, la comunidad está muy relacionada con otras descritas para el litoral atlántico sur peninsular (Raposo *et al.* 2020). Por ello, y debido a la presencia de algunos ejemplos dispersos y muy fragmentarios, se cree que esta comunidad pudo haberse desarrollado en tramos cenagosos cercanos a las desembocaduras de arroyos y ríos entre Huelva y las proximidades de Lisboa.



Mapa 3.2.3. Distribución aproximada de las Fresnedas y Saucedas negras pantanosas

En Doñana, se instalan sobre sustratos arenosos o limosos impermeabilizados por capas subyacentes de arcillas o margas, las cuales crean condiciones pantanosas y mesótrofas. El clima general de la zona es Mediterráneo subhúmedo con influencia atlántica, con una gran variación interanual de las precipitaciones, lo que condiciona la irregularidad de las aportaciones fluviales (IGME 2022). Las temperaturas, condicionadas por la situación meridional y la cercanía al océano, son propias de un clima subtropical, siendo las heladas invernales extraordinarias.

Las saucedas y fresnedas pantanosas, por su escasísima representación actual y el estrecho rango de las condiciones ecológicas que propician su desarrollo, resultan intrínsecamente frágiles y se consideran un hábitat altamente amenazado. Sin embargo, la inclusión de los mejores ejemplos actuales en el espacio protegido del Parque Nacional de Doñana permite considerar que su vulnerabilidad depende fundamentalmente de amenazas indirectas que actúen a un nivel comarcal o superior.

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

A) Cambio climático: La comunidad depende enormemente de las reservas hídricas de la capa freática, que puede verse muy alterada por cambios en el régimen pluviométrico, como puede ser la disminución drástica de la precipitación total anual o la profundización de la irregularidad interanual de las lluvias, con periodos de sequía muy prolongados. Pese al carácter subtropical de la formación, el calentamiento global puede también afectar gravemente a su desarrollo, si llegara a condicionar un estrés fisiológico inasumible para los principales elementos vegetales (hongos y plantas) del ecosistema. Cualquiera de estos cambios en el régimen climático del área litoral atlántica meridional de la Península Ibérica tendría efectos muy negativos sobre la composición y funcionamiento de las saucedas y fresnedas pantanosas. Igualmente, es previsible que los efectos del cambio climático conlleven fácilmente la pérdida sensible de superficie ocupada y está en riesgo la misma supervivencia de la comunidad.

B) Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales: la desecación de los acuíferos es una de las presiones y amenazas de origen antrópico que en la actualidad afecta de manera más grave a todo el entorno de Doñana. El excesivo volumen de las captaciones (legales e ilegales) incide de manera incontestable sobre la biota ligada a las marismas y otros hábitats acuáticos temporales (Díaz-Paniagua & Aragonés 2015) y desde hace tiempo se viene alertando sobre la posibilidad de que algunos humedales y pequeños arroyos queden agotados por la extracción de agua subterránea para la agricultura (Susó & Llamas 1993). La pequeña cuenca del arroyo de La Rocina es susceptible de ser afectada por estos procesos de desecación, lo que tendría un efecto destructivo sobre la composición, estructura y funcionalidad de la comunidad pantanosa de sauces negros y fresnos. Además, la superficie ocupada por la formación se vería seriamente comprometida, pues probablemente los bosques pantanosos se retraerían hasta las cotas más bajas del arroyo. Más improbable es la completa extinción del hábitat por esta causa.

C) Agricultura, ganadería y silvicultura: esta comunidad ocupa un ambiente con fuerte presión humana, en un entorno de cultivos herbáceos y, sobre todo, arbóreos. Estos han respetado una franja más o menos estrecha que flanquea el arroyo principal y sus afluentes, pero fuera del espacio protegido por el Parque Nacional el riesgo de ocupación y daños por prácticas agrícolas o forestales es elevado. Sus efectos podrían generar alteraciones localizadas, pero muy profundas, sobre la función y estructura de la comunidad, aunque no es probable que afecten sensiblemente a la superficie ocupada y a la extensión total de la comunidad (con las excepciones por la excesiva captación de aguas indicadas anteriormente).

D) Pastoreo: Hay indicios que la marisma de Doñana puede estar sufriendo una excesiva presión de herbívoros, de la ganadería sobre todo (Clemente *et al.* 2004). Sin embargo, no hay evidencias de que la vegetación riparia asociada al arroyo de La Rocina esté siendo gravemente afectada. Este tipo de presión podría degradar la composición, estructura y función de la saucedá-fresnedá pantanosa, pero no se prevén alteraciones que lleguen a limitar el espacio actualmente ocupado o el rango de extensión total de la comunidad.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|-------|------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | M | A | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | M | M | A |
| Pastoreo | B | B/M | A |
| Especies invasoras | B | B | M/A |
| Urbanización | B | A | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | B | M | A |
| Intrusión humana | B | B | A |
| Incendios y extinción de incendios | B | A | A |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | B/M | A |

Tabla 3.2.3. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de las **fresnedas y saucedas negras pantanosas**. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo.

E) Especies invasoras: Las especies alóctonas no suponen actualmente una presión destacable en este tipo de sotos, si bien el clima cálido en el que se desarrolla podría favorecer el desarrollo de especies invasoras que llegaran a generar daños importantes en su estructura y función. Mantener el buen estado de desarrollo que la comunidad tiene en La Rocina es la mejor medida para impedir el establecimiento y progresión de tales especies invasoras. Aunque localmente podrían llegar a causar considerables problemas, no se prevé que su

introducción condujera a la destrucción parcial de este tipo de del bosque ripario y, por tanto, que pueda afectar a la superficie ocupada por el mismo o su rango de dispersión total.

F) Urbanización: Tan solo el tramo inferior del arroyo de La Rocina se encuentra incluido en el Parque Nacional de Doñana, quedando el resto de la cuenca fuera del área que cuenta con algún tipo de protección. El desarrollo urbanístico es una amenaza que considerar en la zona, debido a los múltiples atractivos turísticos que reúnen los alrededores. Ello podría tener graves consecuencias, en ciertos tramos, para la comunidad que nos ocupa, que incluso podrían desembocar en una pérdida sustancial del espacio actualmente ocupado. No se prevé, sin embargo, una variación sustancial del rango de este hábitat.

G) Transportes y redes de comunicación: Esta amenaza queda ligada a la anterior. Un desarrollo de la red viaria en la zona sin protección del valle provocaría daños importantes, aunque más o menos limitados, en la comunidad. En los tramos afectados es previsible que la estructura y función se viera intensamente dañada, pero es más difícil que se redujera visiblemente la extensión ocupada por la comunidad o su rango total.

H) Actividad minera y extractiva: No se trata de una amenaza probable, pero el desarrollo de este tipo de actividades conllevaría afecciones similares a las de los dos anteriores tipos de presiones.

I) Intrusión humana: En la actualidad, las actividades de recreo y similares están bastante contenidas en el interior del espacio protegido y no parecen ser preocupantes fuera de él. El incremento del impacto a consecuencia de estas actividades podría ocasionar alteraciones profundas, a un nivel local, sobre la composición florística e incluso sobre la estructura y función del soto ribereño. Sin embargo, no se espera que los daños puedan afectar notablemente a la superficie ocupada o al rango de distribución de la comunidad.

J) Incendios y extinción de incendios: El riesgo de incendios de la zona en que se desarrollan las saucedas negras y fresnedas pantanosas es muy elevado y la amenaza puede incrementarse muy considerablemente en un futuro a medida que el calentamiento global progrese. Los daños potenciales de los incendios sobre la estructura y función de la comunidad, especialmente si son reiterados, son numerosos y profundos, hasta el punto de que puede conllevar la pérdida de parte de la superficie actualmente ocupada. No es probable que lleguen a suponer una merma en el rango de distribución.

K) Contaminación de las aguas y los suelos: Se ha constatado que las aguas superficiales y subterráneas del humedal del Parque Nacional de Doñana se están contaminando durante los últimos 20 años (Susó & Llamas, 1993). Es más, hay pruebas de que las aguas del mismo arroyo



Interior de una fresneda-sauceda negra pantanosa, con ejemplares de helecho de pantano (*Thelypteris palustris*) y de helecho real (*Osmunda regalis*). Arroyo de La Rocina (Huelva).

de La Rocina, especialmente fuera de su tramo bajo, sufren un incremento de contaminantes, probablemente originados por el aumento de los cultivos y de los fertilizantes utilizados en ellos (Serrano *et al.*, 2006, Tortosa *et al.*, 2011). Esto puede llevar a la eutrofización de la zona pantanosa en la que se desarrolla la comunidad de sauces negros y fresnos comunes, lo que podría acarrear importantes daños sobre la composición florística de esta valiosa comunidad. No hay que olvidar que muchas de las especies asociadas a la misma, como los helechos *Thelypteris palustris* y *Osmunda regalis* L., son muy sensibles a la contaminación de las aguas y el suelo. La desaparición de estas plantas supondría la pérdida de los distintivos naturales de este tipo de bosque y podría tener consecuencias sobre la función del ecosistema ribereño local.

3.2.4. Saucedas de *Salix daphnoides*

Esta comunidad está dominada por sauces que viven en condiciones subalpinas. El arbusto o arbolillo que preside y caracteriza esta peculiar formación es *Salix daphnoides* Vill., una especie europea de distribución estrictamente ártico-alpina (Escandinavia, Alpes, Cárpatos y Pirineos). Aunque este sauce aparece disperso por tales territorios, raramente domina las comunidades y en España esto sucede en muy pocos tramos de ríos del Pirineo Central. En esta área, la formación encuentra su límite suroccidental por lo que se considera una comunidad de especial valor biogeográfico y ecológico, que puede ser muy sensible a la alteración de su hábitat. Por ello, su conservación debería considerarse una prioridad en la gestión de las formaciones leñosas ribereñas.



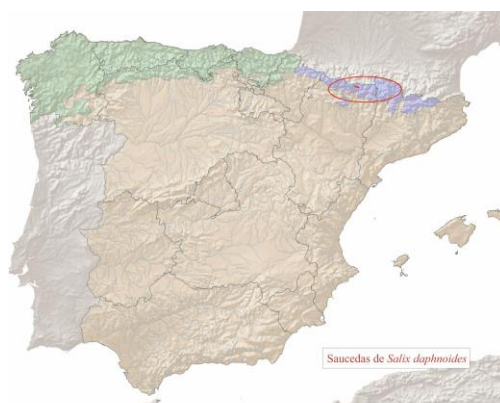
Sauceda arbórea de *Salix daphnoides* en la cabecera del río Cinca. Valle de Pineta (Huesca).

En su óptimo, la comunidad tiene aspecto de bosque, con un dosel superior dominado por ejemplares arbóreos de *Salix daphnoides*, entre los cuales se mezclan algunos otros arbolillos caducifolios. Pero la formación también puede presentar un porte arbustivo alto o arborescente y, en estos casos, a menudo son también importantes otros sauces, especialmente *S. eleagnos* Scop.

Es poco lo que se sabe de esta comunidad (Lara *et al.* 2007) y, de hecho, tampoco han sido estudiadas a un nivel más amplio, pues las manifestaciones de los Alpes, fisionómica y ecológicamente muy similares, no han sido descritas y caracterizadas desde un punto de vista fitosociológico (Bonin *et al.* 2013).

Códigos identificativos: 3240 (THIC); F9.121 (EUNIS).

Distribución y afinidades ecológicas: Es un tipo de vegetación exclusivo de la región alpina europea. En el Pirineo español queda restringido a su porción central. En la vertiente meridional tan solo se conocen manifestaciones bien desarrolladas en el alto Cinca, a altitudes comprendidas entre 1.200 y 1.300 m, dentro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. También hay noticias de que, en el Valle de Arán, ya en la vertiente septentrional de la cordillera, se desarrollan comunidades arbóreas similares, aunque se desconoce su composición exacta (Feo García 2013). Ejemplos menos desarrollados en tramos más cortos o que corresponden a saucedas arbustivas –y que en parte corresponden a otros tipos de saucedas– se han



Mapa 3.2.4. Rango aproximado de las Saucedas de *S. daphnoides*.

citado de cursos fluviales en el entorno del vecino Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.

La comunidad coloniza lechos fluviales de cantos, gravas y arenas en antiguos valles glaciares, y se sitúa tanto en las márgenes de los cauces principales como en las llanuras de inundación. Se trata de un frío ambiente de montaña, muy severo también por estar sometido a periodos de sequía e intensas avenidas periódicas condicionadas por el deshielo primaveral y las tormentas torrenciales que suceden ocasionalmente a lo largo del período vegetativo.

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

A) Cambio climático: se trata de la principal amenaza para este tipo de comunidad ribereña que en España encuentra su límite de distribución global, a todas luces por causas climáticas. La formación se desarrolla a favor de ambientes riparios de zonas frías y con gran inestabilidad, generada por grandes avenidas derivadas de la fusión de las nieves, de forma que en áreas similares más cálidas o menos inestables se desarrollan otros tipos de vegetación ribereña más competitivos (mimbreras calcícolas, fresnedas montanas). El aumento de temperaturas y las menores acumulaciones de nieve previstas con el cambio climático (López-Moreno *et al.* 2009) tendrán, pues, efectos adversos para las saucedas de *Salix daphnoides*.

El calentamiento global está impulsando la migración en altitud de diversas formaciones vegetales montanas, lo que con frecuencia conlleva numerosas dificultades y desventajas ecológicas (Pérez-García *et al.* 2013). En el caso que nos ocupa, las saucedas de *S. daphnoides* se desarrollan actualmente en áreas situadas en el límite superior de los fondos de valles glaciares. Al no poder colonizar los lechos rocosos aguas arriba, en laderas con gran pendiente, o los entornos más estables de turberas, ibones o lagunas glaciares, es muy probable que la migración altitudinal no fuese factible. Ello implicaría la extinción local o regional de las formaciones, que desaparecerían de nuestro territorio, aunque podría persistir globalmente al desplazarse latitudinalmente el rango europeo de este hábitat.

B) Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales: Al menos en parte del territorio ocupado por la formación, el situado fuera de los espacios protegidos, existe el riesgo de que se altere el régimen fluvial y la disponibilidad de caudal como consecuencia del desarrollo de infraestructuras para garantizar la práctica del esquí (p. ej., creación de balsas y extracciones de agua para innivación artificial mediante cañones) o el abastecimiento de instalaciones turísticas o ganaderas (p. ej., construcción de azudes, acequias o canales de agua).

Dado que las saucedas de *S. daphnoides* se desarrollan especialmente en la llanura de inundación, es muy importante que no se creen barreras físicas (motas, diques), para garantizar que se mantenga la conectividad longitudinal y transversal del hábitat, desde el cauce a los bosques contiguos (hayedos, abetales, etc.).

Estas agresiones podrían desvirtuar profundamente la estructura y funcionalidad de las formaciones a un nivel más o menos local, aunque su efecto sobre la superficie ocupada por el hábitat o su rango total no se prevé evidente.

C) Agricultura, ganadería y silvicultura: Fuera de las áreas protegidas existe el riesgo del incremento de utilización de los terrenos colindantes a la comunidad como prados de siega o para plantaciones forestales, lo cual podría llegar a tener consecuencias muy negativas sobre la estructura y función de la comunidad y la superficie ocupada por la misma.

D) Pastoreo: Este tipo de presión en la actualidad tiene un efecto limitado sobre la comunidad. Además, su tasa de recuperación frente a tales agresiones parece muy alta, por lo que los daños pueden ser profundos pero temporales y localizados, relacionados solo con la composición y funcionamiento del hábitat.

E) Especies invasoras: Las formaciones cuya composición se conoce (Lara *et al.* 2007) incorporan actualmente una proporción variable pero baja de especies alóctonas y no hay evidencias del crecimiento desproporcionado o comportamiento invasor de alguna de ellas. Su futuro desarrollo está estrechamente vinculado a la evolución de las presiones 'intrusión humana' y al desarrollo urbanístico e infraestructuras de comunicación.

F) Urbanización: El valle de Pineta, el área donde se desarrollan las mejores y más conocidas manifestaciones de esta formación riparia en los Pirineos, no está libre de agresiones relacionadas con la urbanización pese a tratarse de un área protegida dentro del P. N. de Ordesa y Monte Perdido. En efecto, instalados en las terrazas fluviales del río Cinca e invadiendo parcialmente el espacio de las saucedas de *Salix daphnoides* existe ya un camping, un refugio y un parador nacional, con sus correspondientes aparcamientos, además de algunas edificaciones menores (bar, ermita, etc.). El atractivo natural y deportivo de las áreas de media y alta montaña en las que se desarrolla esta comunidad vegetal podría impulsar la construcción de nuevas infraestructuras turísticas en los espacios sin protección, lo que eventualmente podría afectar la estructura y función de la comunidad, con pérdida de la superficie total ocupada por este hábitat ya tan escasamente representado. En el peor de los casos podría tener incluso efectos sobre el rango de dispersión de la comunidad en el territorio español.

G) Transportes y redes de comunicación: Todos los valles en los que se ha localizado la comunidad cuentan con carreteras y otras vías menores que los atraviesan y en algunos puntos inciden sobre la comunidad de sauces que nos ocupa. Un desarrollo ulterior de la red viaria podría afectar gravemente a la estructura y función del hábitat en ciertos tramos que, de ser extensos, tendrían repercusión sobre la superficie total ocupada.

H) Actividad minera y extractiva: La extracción de áridos es posible en los lechos y llanuras de inundación en que crecen las saucedas de *S. daphnoides*, ricas casi siempre en gravas y arenas. Esta actividad tendría un efecto destructivo sobre la comunidad y, pese a que fuera muy localizado, podría tener relevancia en términos de menoscabo de la superficie total cubierta por el hábitat.

I) Intrusión humana: En algunas zonas, como los alrededores del Parador de Pineta, se constata una considerable presencia de turistas paseando por el interior de la formación en algunos momentos del año. Los efectos de esta actividad parecen leves en la actualidad, aunque es necesario prevenir una evolución desproporcionada de la misma. Un problema mucho más grave es el ocasionado por el uso del espacio de la saucedas como área de aparcamiento de los vehículos de turistas, algo que ya sucede en el área señalada y que fácilmente podría extenderse a otros puntos dado el intenso turismo de montaña que visita estos lugares y la presencia de infraestructuras hosteleras o recreativas asociadas. Este tipo de agresiones ocasionan daños netos sobre la composición y la estructura y función de la comunidad de *S. daphnoides* en las áreas afectadas. Sin embargo, no representan una importante amenaza con respecto a la superficie ocupada o el rango del hábitat.

J) Incendios y extinción de incendios: Por las características ecológicas de la comunidad y por su rápido crecimiento y capacidad de resiliencia, el daño ocasionado por los incendios se prevé moderado y temporal, sin efecto sobre la superficie ocupada o el rango del hábitat.

K) Contaminación de las aguas y los suelos: Al situarse estas saucedas en los tramos altos de ríos y arroyos de montaña, el riesgo de contaminación de las aguas que las bañan es muy escaso. La contaminación de los suelos por vertidos accidentales de las infraestructuras turísticas o de los transportes que las asisten podrían ocasionar daños importantes en ámbitos localizados sobre la composición florística de la comunidad y tal vez sobre algunos aspectos ecológicos de su funcionalidad. No obstante, esta es una amenaza menor con respecto a la alteración de la superficie ocupada o el rango del hábitat.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|-------|------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | B | B | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | M | A | A |
| Pastoreo | B | B | A |
| Especies invasoras | B | M | A |
| Urbanización | M | A | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | B | M | A |
| Intrusión humana | B | B | A |
| Incendios y extinción de incendios | B | B | M |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | B | A |

Tabla 3.2.4. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de las saucedas de *Salix daphnoides*. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo.

3.3. Formaciones más extendidas con graves problemas en la actualidad

Aquí se tratan dos grandes tipos de vegetación arbórea ligadas a los ríos y arroyos de la España peninsular: las *alisedas* y los *bosques de vega*. Ambos tienen una dispersión muy amplia en el territorio y son muy variados en cuanto a su composición florística, tanto que, en realidad, pueden ser entendidos como complejos formados por varios tipos de comunidades. En ambos casos el territorio potencial que podrían ocupar es muy grande y su trascendencia ecológica es muy destacada. Sin embargo, mientras que las alisedas se consideran hábitats naturales prioritarios por la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres) y su conservación supone una responsabilidad especial para la UE, los bosques de vega son comunidades que han recibido agresiones profundas desde antiguo y cuyos remanentes son prácticamente ignorados en cuanto a conservación se refiere, todavía en la actualidad.

3.3.1. Alisedas

Bajo el epígrafe de alisedas se reúne a los bosques dominados por *Alnus glutinosa* s. l. que crecen en la orilla de los ríos y arroyos de caudal más o menos estable. Los bosques de aliso están extendidos por toda Europa, aunque en diferentes territorios predominan distintas especies. Recientemente se ha puesto de manifiesto (Vít *et al.* 2017) que el aliso más difundido en el continente, *A. glutinosa* (L.) Gaertn., es muy raro en España, aunque se sabe que al menos está presente en Pirineos y en el oriente de la Cornisa Cantábrica. Por el contrario, la especie más extendida y que domina las formaciones de la mitad occidental de la península es *A. lusitanica* Vít, Douda & Mandák, genéticamente bien distinta (es un tetraploide), aunque un tanto difícil de distinguir por caracteres morfológicos. Esta especie es endémica de la Península Ibérica y del norte de África colindante –un taxón ibero-norte africano–, con lo que las alisedas ibéricas, ya valiosas por su papel ecológico y peculiar composición en el extremo suroccidental de su área de distribución, adquieren un redoblado valor por su condición filogeográfica.



Interior de una aliseda oceánica en la comarca de La Vera (Cáceres).

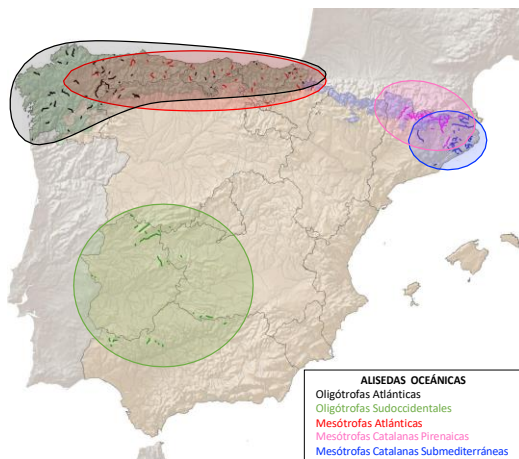
Independientemente de la especie dominante, las alisedas ibéricas son de composición muy variable, hasta el punto de que se han descrito multitud de asociaciones por los fitosociólogos (p.e., Biurrun *et al.*, 2016; Rodríguez Guitián *et al.*, 2019). En una interpretación sintética de esta variabilidad, Lara *et al.* (2019a) establecen cuatro grandes tipos de comunidades ribereñas dominadas por alisos (cada uno de ellos con subtipos y diversas variantes): 1) alisedas oceánicas, 2) alisedas continentales, 3) alisedas aljibicas y 4) alisedas

con loros. Los dos últimos tipos corresponden a bosques menos extendidos, en los que participan, de manera sobresaliente y singular, arbolillos lauroides: es el caso del loro (*Prunus lusitanica*) –estas alisedas ya han sido tratados en el apartado 3.2.1.– y del ojaranzo (*Rhododendron ponticum*), que se instala en algunas alisedas aljibicas; aunque estas no han sido específicamente tratadas aún, su problemática es en todo comparable a la de los ojaranzales, tratados en el apartado 3.2.2. Los dos primeros tipos agrupan a la inmensa mayoría de las manifestaciones ibéricas y son, por tanto, aquellos en los que nos centramos en el presente apartado.

Códigos identificativos: *91E0 (THIC); G1.214, G1.131 y G1.2143 (EUNIS); 81E0 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).

Distribución y afinidades ecológicas: Todavía no se tiene una estimación, ni siquiera aproximada, de la superficie ocupada por este tipo de hábitat en España y, en consecuencia, no es posible evaluar el estado de conservación o las tendencias evolutivas del mismo. Sí se

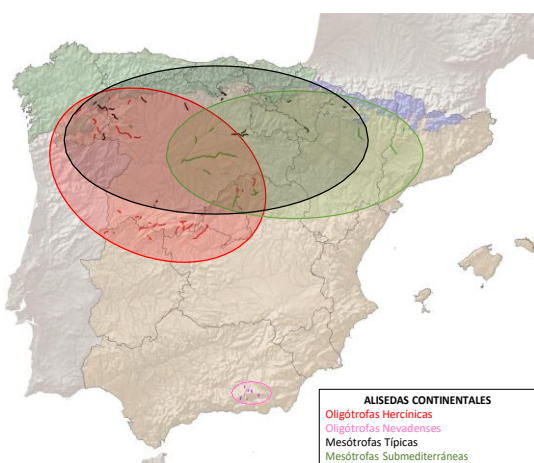
ha alcanzado una idea aproximada de su rango de dispersión global, así como del rango de cada tipo y subtipo.



Mapa 3.3.1.1. Distribución aproximada de las alisedas oceánicas, diferenciando los diversos subtipos.

Las **ALISEDAS OCEÁNICAS** son muy frecuentes en la región Atlántica, desde Galicia hasta el Pirineo occidental. También se encuentran en el extremo nororiental peninsular, tanto en el Pirineo oriental (región Alpina) como en las Sierras Catalanas Litorales (región Mediterránea). Y, por fin, aparecen dispersas por las zonas montañas ácidas del sector centro y sudoccidental (Extremadura y sierras Mariánicas), en plena región Mediterránea.

Estas alisedas se caracterizan porque en su composición predominan las plantas de afinidad



Mapa 3.3.1.2. Distribución aproximada de las alisedas continentales, diferenciando los diversos subtipos.

oceánica templada o submediterránea, siendo en su conjunto más importantes que las del elemento mediterráneo (en caso de que este se halle representado). Se desarrollan en zonas sin contrastes térmicos acentuados y sin sequía estival o con esta moderada por una elevada humedad ambiental, aunque penetran en áreas mediterráneas de clima suavizado. Se desarrollan junto a ríos con caudal permanente, generalmente de altitudes medias (150-1.200 m) y sobre sustratos variados, tanto en condiciones oligótrofas como mesótrofas.

Las *ALISEDAS CONTINENTALES* se distribuyen principalmente por áreas montanas de la región Mediterránea en la mitad norte peninsular: vertiente meridional de la Cordillera Cantábrica, Submeseta Norte, y zonas basales del Pirineo y Prepirineo centrales, Sistema Ibérico Norte, sierras Hercínicas occidentales y Sistema Central. Existe, además, un núcleo disyunto de alisedas continentales en Sierra Nevada.

A diferencia de las anteriores, en estas alisedas la flora es pobre en especies de tendencia oceánica, siendo la mayor parte de las plantas de afinidad mediterránea. Se desarrollan fundamentalmente en zonas del interior peninsular con contraste térmico considerable, en las que la sequía estival está compensada por precipitaciones orográficas, de forma que se crean condiciones climáticas calificables como submediterráneas. Se instalan en las orillas de ríos con caudal permanente, en tramos medios e inferiores (120 y 1.150 m de altitud), con un óptimo en torno a los 900 m. Crecen tanto en condiciones oligótrofas (las del occidente, centro peninsular y Sierra Nevada), como tróficamente intermedias o mesótrofas, situación predominante en las cuencas del Duero y Ebro.

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

Las alisedas en su conjunto son bosques aluviales complejos de gran valor biológico y social que sufren multitud de agresiones. Además de las presiones y amenazas de origen antrópico que luego se discuten, las alisedas europeas se enfrentan actualmente a una amenaza de origen biológico: la enfermedad llamada *Phytophthora* del aliso o decaimiento del aliso. Se trata de una afección completamente nueva, causada por un oomiceto, el pseudohongo *Phytophthora alni* Brasier & S.A.Kirk. Este patógeno, específico del género *Alnus*, fue descubierto en 1993 en el sur de Gran Bretaña (Brasier *et al.* 1995), desde donde se expandió rápidamente por toda Europa. Los primeros síntomas de su llegada a España se detectaron al comienzo del siglo XXI, aunque su presencia no fue confirmada hasta años después (Solla *et al.* 2010). Actualmente se considera una de las enfermedades emergentes más importantes para los ecosistemas naturales en Europa (Webber *et al.* 2004).

La enfermedad se caracteriza por el decaimiento de gran cantidad de ejemplares de aliso y una alta tasa de mortalidad entre los ejemplares afectados. Desde hace una década se han observado mortalidades elevadas en diversas riberas de Galicia, Asturias y Castilla y León, pero no se tiene información sobre la extensión total de la enfermedad ni el grado de afección que hay en cada territorio. No obstante, parece urgente evaluar la extensión de la enfermedad en las alisedas de las diferentes cuencas ibéricas, con el fin de conocer cómo evoluciona la enfermedad, determinar si es posible la recuperación natural y ver si se detectan poblaciones resistentes. En Gran Bretaña, hace ya casi dos décadas estimaban que alrededor del 20 % de los alisos estaban afectados, aunque existían interesantes diferencias territoriales (Webber *et al.* 2004). Sin embargo, en diferentes países y territorios las cifras pueden cambiar, pues ya se han descrito distintas variantes del patógeno, que no afectan por igual a todas las especies de alisos y cuya actividad parece depender de factores ambientales, todavía poco estudiados.

Algunas variantes son localmente muy dañinas por lo que representan una amenaza muy seria sobre las alisedas y la estabilidad de los ecosistemas riparios.

A) Cambio climático: Las alisedas son bosques muy sensibles a las condiciones climáticas, como demuestra su gran variabilidad florística en función de los distintos territorios. A juzgar por su desarrollo y extensión, tienen su óptimo en la región Atlántica. También aparecen difundidas en áreas de condiciones mediterráneas húmedas y submediterráneas en las que, colonizando cursos de agua permanentes o con corto estiaje en áreas montañas con altas precipitaciones y sequedad atmosférica atenuada, toleran la sequía estival. Sin embargo, estas alisedas son frecuentemente de menor desarrollo, menos diversas y más frágiles frente a las agresiones antrópicas directas que las que se desarrollan en zonas oceánicas templadas. El calentamiento global podría poner en peligro precisamente a los bosques que se desarrollan en la región Mediterránea. Las manifestaciones más meridionales de las alisedas oceánicas (cuencas del Tajo, Guadiana y Guadalquivir), así como las alisedas continentales que reciben menores precipitaciones (cuencas del Tago, Duero y Ebro) podrían ser las más afectadas por el aumento de las temperaturas, el descenso de las precipitaciones y el incremento de los períodos de sequía.

El cambio climático previsiblemente provocará la extinción de algunas poblaciones periféricas, incidiendo sobre el rango total del hábitat. Con casi total seguridad afectará también a la superficie total ocupada, aunque es posible que mientras que en algunos territorios la superficie se retraiga, en otros se expanda. Muchos espacios ahora ocupados por alisedas mediterráneas se verán sustituidos por fresnedas o por formaciones arborescentes xerofíticas (adelfares, tarayales). A corto y medio plazo, la incidencia del cambio climático sobre la estructura y función de las comunidades se va a poder observar, sobre todo, en los cambios de composición florística, con pérdida de los elementos más sensibles y exigentes en humedad (p. ej., los grandes helechos). También es previsible que el calentamiento global tenga un efecto negativo sinérgico sobre alteraciones antrópicas del medio, potenciando los daños funcionales o dificultando la recuperación tras las agresiones.

En cuanto a la mayor amenaza que en la actualidad afrontan las alisedas, el decaimiento de los árboles por la infección de *Phytophthora alni*, ya hay evidencias de que el cambio climático puede incrementar o disminuir la severidad de la enfermedad según las condiciones de distintos territorios. Los factores ambientales, como la temperatura media del sitio y las características del suelo, parecen representar un papel importante en la aparición y evolución de la enfermedad y según modelizaciones llevadas a cabo en Francia (Aguayo *et al.* 2014), tanto las bajas temperaturas invernales como las altas temperaturas estivales resultan favorables para que las alisedas se recuperen de la enfermedad. Estos autores llegaron a la conclusión de que, dependiendo del área europea, el cambio climático podría aumentar o disminuir la gravedad del declive de las poblaciones de alisos. Así, el patógeno podría originar graves consecuencias negativas para la ecología de los ecosistemas ribereños de áreas que actualmente sufren inviernos muy fríos si el cambio climático dulcificara tales condiciones. Por el contrario, el calentamiento podría frenar la enfermedad en áreas en los que los veranos

se tornaran muy calurosos, mientras las condiciones hídricas continuasen favorables para este bosque. De ser cierta esta predicción, las alisedas mediterráneas ibéricas podrían ser menos propensas al desarrollo de la enfermedad, aunque no se tienen datos fiables al respecto.

B) Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales: Dada la alta dependencia del agua del aliso y las plantas asociadas a él, las alisedas se ven gravemente afectadas por regulaciones y por actuaciones que desembocan en mermas del caudal natural o el descenso de la capa freática, especialmente en el área Mediterránea. Estas agresiones tienen efecto rápido sobre la composición, estructura y función de las comunidades y sobre la superficie ocupada por el hábitat. Podrían llegar a tener repercusiones graves sobre el rango en caso de afectar de manera generalizada a las poblaciones disyuntas del extremo sur peninsular (Sierra Nevada, Sierra del Aljibe, etc.).

C) Agricultura, ganadería y silvicultura: Las alisedas reciben múltiples e intensas presiones que derivan de las actividades agropecuarias. Cuando crecen inmersas en paisajes agrarios a menudo se ven reducidas a formaciones lineares, estrictamente limitadas a las orillas de los cursos de agua. En estos casos no cuentan con conexión ni protección lateral con formaciones naturales de las vegas y las laderas, lo que altera sus condiciones microambientales e incide negativamente sobre su composición florística, su estructura y su funcionalidad. La diversidad de la flora y fauna asociadas a estas meras alineaciones de alisos es mucho menor que en las alisedas bien desarrolladas, incluso en ambientes agrosilvopastoriles. Estas situaciones ocasionan una grave pérdida de disponibilidad espacial para el desarrollo de un hábitat de gran trascendencia ecológica.



Alineación de alisos en un paisaje agrícola cercano a Cuacos de Yuste (Cáceres).

Las alisedas se ven también muy agredidas por la silvicultura, tanto por la que se realiza en el espacio aluvial –principalmente plantaciones de chopos–, como la que afecta al entorno inmediato, generalmente plantaciones de diversas especies de pino u otras coníferas en áreas de relieve más o menos accidentado. En ambos casos, las alisedas afectadas sufren a menudo daños profundos y pueden llegar a ser totalmente eliminadas. Estas prácticas no solo transforman de manera drástica el espacio ecológico ribereño, sino que alteran completamente las funciones y servicios del ecosistema fluvial.

El manejo desmedido del bosque fluvial tiene también consecuencias negativas, que a veces exceden el ámbito local e, incluso, pueden generar graves amenazas. Así, la aparición de la enfermedad de los alisos ocasionada por *Phytophthora alni* fue probablemente el resultado de la siembra de material vegetal contaminado a lo largo de los ríos del sur de Inglaterra (Webber *et al.* 2004).

D) Pastoreo: Esta actividad genera daños importantes sobre la estructura y función de las alisedas en muchos territorios. En especial, en el caso de las alisedas mediterráneas, pues en ellas el ganado encuentra el agua, el pasto verde y el ambiente fresco y sombreado que suele faltar fuera del ambiente ribereño. Cuando la carga de ganado es excesiva, el estrato herbáceo llega a desaparecer, con lo que el suelo queda desnudo y la aliseda aparece esquelética, sin sotobosque. De hecho, muchos bosques de alisos del centro y sur peninsular, aunque son formaciones continuas, poseen una estructura y una composición muy desvirtuadas por la presión ejercida por el ganado doméstico o por la creciente densidad de ganado cinegético (ciervos, corzos y jabalíes).

E) Especies invasoras: El ambiente de las alisedas – siempre con disponibilidad de agua, pocas veces demasiado frío– es especialmente favorecedor para el desarrollo vegetal. Ello implica que cuando los bosques naturales son perturbados, numerosas plantas alóctonas encuentren en su seno la posibilidad de desarrollo. De hecho, algunas de las especies invasoras más agresivas de nuestras riberas se instalan en el espacio de las alisedas, como los plátanos de sombra y las falsas acacias. Su acceso y crecimiento en el bosque ripario es facilitado por agresiones previas, pero su desarrollo posterior puede implicar situaciones irreversibles que dañan la composición y estructura del hábitat original. Las peores situaciones se observan puntualmente a lo largo de la región Atlántica y en las alisedas catalanas submediterráneas, donde se observan tramos en los que el desarrollo de árboles alóctonos han alterado completamente el dosel superior original.



Aliseda sin sotobosque por la presión del ganado cinegético en el arroyo Casillas (Ciudad Real).

F) Urbanización: Sobre un tipo de vegetación tan extendido como las alisedas, la urbanización es una presión real en todo momento y una amenaza que puede llegar a repercutir sensiblemente sobre la superficie total ocupada por el hábitat.

G) Transportes y redes de comunicación: La instalación de vías de comunicación en los fondos de valle en las de montaña afecta con mucha frecuencia a las alisedas, que encuentran en estas áreas un ambiente idóneo para el desarrollo. Aunque los daños no suelen afectar a largos tramos de los cursos de agua, localmente pueden ser profundos, incluso eliminando localmente la aliseda. En el conjunto del área ocupada por las alisedas, la pérdida de espacio potencial del hábitat podría llegar a ser significativa.

H) Actividad minera y extractiva: Las alisedas predominan en valles angostos del tramo medio de los ríos, espacio que, *a priori*, no es especialmente favorable para la explotación de áridos. Sin embargo, actividades mineras o extractivas en las laderas inmediatas al río pueden afectar a estos bosques, condicionando graves afecciones sobre la estructura y función de los

mismos y que podrían llegar a suponer una merma significativa de espacio ocupado por el hábitat. El vertido hacia el río de escombros generados por la actividad minera puede llegar a destruir completamente la vegetación riparia.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|-------|------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | M | A | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | M | M | A |
| Pastoreo | B | B/M | A |
| Especies invasoras | B | B | M/A |
| Urbanización | B | B/M | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | B | M | A |
| Intrusión humana | B | B | A |
| Incendios y extinción de incendios | B | B/M | M |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | M | A |

Tabla 3.3.1. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de las **alisedas en su conjunto**. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo.

I) Intrusión humana: La utilización de los bosques de aliso para usos recreativos –pesca, baños, picnic, etc.– está muy extendida y ocasiona alteraciones visibles tanto en la composición florística como en la estructura de las comunidades. En la mayoría de los casos se trata, sin embargo, de daños menores y fácilmente reversibles, que no tienen repercusión sobre la superficie ocupada o el rango del hábitat.

J) Incendios y extinción de incendios: Las alisedas no son bosques propensos al desarrollo de fuegos y raramente se ven gravemente afectadas por los incendios. Cuando los sufren, su capacidad de regeneración es muy elevada y rápida, lo que tiene que ver con el carácter pionero de la especie dominante y la adaptación del bosque a las condiciones ambientales extremas que originan las avenidas.

K) Contaminación de las aguas y los suelos: La polución del ecosistema fluvial implica normalmente daños importantes en la composición de las alisedas, especialmente en las de carácter oligótrofo, que se extienden mayoritariamente por la mitad occidental de la Península. Se ha constatado, además, que la salud de estos bosques se ve deteriorada incluso con niveles de contaminación que no son extraordinarios. Por ejemplo, se ha encontrado que existe correlación positiva entre el nivel de nitratos en un tramo del río y la incidencia de la infección por *Phytophthora alni* en los alisos de sus riberas, de forma que en los tramos más perturbados son más los árboles afectados por la enfermedad (Webber *et al.* 2004).

3.3.2. Bosques de vega

Se trata de un conjunto amplio y heterogéneo de formaciones arbóreas que ocupan las llanuras aluviales de los lechos de inundación de los ríos, las vegas. Pueden ser bosques



Restos del bosque de vega (alameda y tarayal de sustitución, en el río Tajo (Toledo).

dominados por una sola especie o pluriespecíficos en el nivel arbóreo, por lo que adquieren distintas fisionomías y complejidades estructurales: bosques mixtos, robledales-fresnedas, fresnedas, alamedas, olmedas, etc. En todos los casos son bosques dependientes del nivel freático asociado a los ríos y de las inundaciones periódicas que originan las avenidas. Constituyen el ecotono entre la vegetación ribereña hidrófila, la que bordea las orillas, y la vegetación zonal o climatófila, que se instala en las laderas.

Códigos identificativos: *91E0 *pro parte* (THIC); G1.2, G1.32 (EUNIS).

Distribución y afinidades ecológicas: El área potencial de los bosques de vega se extiende a casi todo el sistema fluvial ibérico. Este amplio tipo de vegetación podría estar igualmente extendido en todas las regiones biogeográficas (Alpina, Atlántica y Mediterránea), tan solo condicionado por la anchura del fondo de los valles, que deben ser lo suficientemente amplios. Si embargo, su distribución real en la actualidad es sumamente fragmentaria, pues han sido sustituidos por infraestructuras variadas, áreas urbanas y, sobre todo, cultivos. No se dispone de una idea, ni tan siquiera aproximada, de la superficie total ocupada por este tipo de vegetación, pero, en cualquier caso, la situación actual tan solo representa una pequeña proporción del espacio que podría ocupar. Tampoco se conocen los rangos de distribución de los diferentes subtipos. Quedan pocos ejemplos naturales e incluso éstos se encuentran muy alterados, pues las llanuras de inundación son las áreas más productivas para la agricultura y la ganadería. No sólo se pueden regar fácilmente con el agua del mismo río que las origina, sino que cuentan con suelos especialmente ricos y, en general, gozan de ventajas ambientales que favorecen el crecimiento de los cultivos.



Vega completamente transformada, sin vegetación natural. Arroyo de la Vega (Guadalajara).

Los bosques de vega tienen características funcionales dependientes de la dinámica fluvial e independientes del medio circundante. La inundación periódica de su espacio es el factor más importante, siendo una perturbación natural que aporta sustrato y nutrientes a estas

formaciones. La intensidad de las avenidas, su duración y el periodo de retorno, junto a la profundidad y regularidad del nivel freático, determinan en gran medida el tiempo de regeneración, la estructura y la composición florística del bosque de vega.

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

La explotación agraria de las llanuras aluviales ha sido la principal presión que ha llevado a la práctica extinción de los bosques de vega en el territorio español. En algunas zonas, los cultivos forestales en las vegas de los ríos han destruido grandes extensiones del espacio potencial de los bosques naturales. Se trata fundamentalmente de choperas, como las plantadas por doquier en la cuenca del Duero, pero también de eucaliptales en el caso de las cuencas sudoccidentales. Cuando no es la agricultura o la silvicultura la causa de su destrucción, lo es la ganadería, que igualmente aprovecha las ventajas ecológicas de los fondos de valle. Tampoco hay que olvidar los efectos destructivos de la invasión urbanística de las vegas a través, por ejemplo, de la instalación de polígonos industriales o de infraestructuras de apoyo tan frecuentes en muchos municipios.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|-------|------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | B | A | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | M | A | A |
| Pastoreo | B | B | A |
| Especies invasoras | B | M | A |
| Urbanización | B | A | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | B | M | A |
| Intrusión humana | B | B | A |
| Incendios y extinción de incendios | B | B | M |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | B | A |

Tabla 3.3.2. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de los **bosques de vega (remanentes) en su conjunto**. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo.

Sobre lo que queda de la vegetación natural de las vegas en la actualidad también pesan graves amenazas. En especial, el cambio climático que, según las predicciones, reducirá la humedad ambiental y edáfica que requieren los bosques de vega y que puede condicionar el retraimiento de su espacio potencial. Aunque de manera menos evidente, la explotación de los caudales y su regulación también afectarán sobremanera la recuperación de los bosques de vega, como se ha podido comprobar tras el cese de las actividades agrarias en algunas zonas montañas. Paralelamente, la canalización artificial de muchos cauces, así como la creación de diques y motas y otros obstáculos a la circulación lateral del agua desde el cauce a la vega, modifica las condiciones que permiten el desarrollo de los bosques aluviales. El urbanismo y las infraestructuras de transporte, en especial las vías de comunicación circulando en los fondos de valle, reducirán en multitud de localidades, aún más, la superficie

recuperable de las vegas. Además, las vegas ya abandonadas están siendo colonizadas por especies alóctonas invasoras, fenómeno al que contribuye la intrusión humana. Estas también supondrán un importante impedimento para la recuperación del bosque potencial. Así mismo, la menor presencia de agua en el medio hace que el impacto de la contaminación de los suelos sea mucho más notable en el tiempo y afecte a la composición y estructura de los bosques de vega. El conjunto ofrece un panorama desolador para el futuro de este importante hábitat ripario

3.4. Otros tipos de vegetación para los que es necesaria especial atención

Algunas otras comunidades leñosas riparias, tanto de la Península Ibérica, como de las Islas Canarias, son especialmente valiosas, aunque tienen un área más extensa que las tratadas en el apartado 3.2 pero no se encuentran tan difundidas como las que se han incluido en el apartado anterior. Todas tienen en común, además, el que son formaciones arbustivas o arborescentes. Muchas de ellas son comunidades dominadas por diversas especies de sauces y las trataremos de manera conjunta, aunque destacando las peculiaridades que pueda tener alguna de ellas. El resto, son comunidades más xerotolerantes, fundamentalmente desarrolladas en ambientes mediterráneos y asociados a cauces temporales (ramblas) o ríos y arroyos con un estiaje muy intenso.

3.4.1. Saucedas

Las mimbreras o saucedas son formaciones ribereñas muy variadas, dominadas por especies del género *Salix*. Estas comunidades heliófilas actúan como pioneras, al colonizar las orillas de los ríos y arroyos. Además, pueden permanecer en ellas cuando las condiciones de inestabilidad son regulares, como una orla protectora del bosque de ribera. Fijan los



Sauceda cantábrica a orillas del río Valdavia (Palencia)

sedimentos de las riberas gracias a su gran capacidad de propagación y enraizamiento y soportan el efecto erosivo y abrasivo de las avenidas, contribuyendo con su flexibilidad a crear flujos laminares, a la vez que retienen materiales arrastrados y frenan la potencia destructiva de las aguas. Por último, las saucedas también actúan como comunidades seriales, sustituyendo a otras más complejas y exigentes cuando son degradadas (Lara *et al.* 2007).

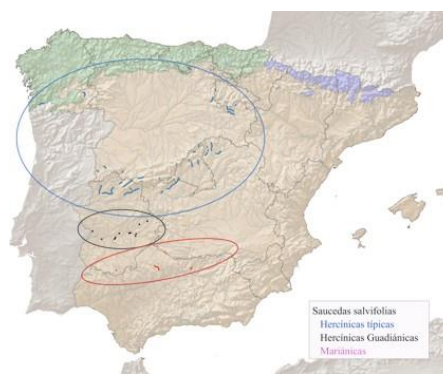
En la propuesta sintética de Lara *et al.* (2019a), se establecen 9 tipos diferentes de saucedas, todas ellas con el mismo valor ecológico, siempre muy elevado, pero con características morfo-estructurales, ecológicas y biogeográficas bien diferenciadas. De entre el conjunto de saucedas, algunas tienen notables peculiaridades biogeográficas, como es el caso de las que suponen tipos de vegetación endémicos. A continuación, se describen brevemente las características de las comunidades más destacables en este sentido biogeográfico.

SAUCEDAS CANTÁBRICAS – son comunidades endémicas de la Península Ibérica y resultan características de la región Atlántica y de la transición con la Mediterránea. Viven fundamentalmente en la cordillera Cantábrica, sobre todo en su vertiente sur, penetrando ligeramente en la submeseta norte y en la cuenca alta del Ebro. Pueden definirse como formaciones arbustivas y arborescentes, montanas, heliófilas e hidrófilas, indiferentes a la trofia de las aguas y los suelos, en las que el sauce cántabro (*Salix cantabrica* Rech.f.) domina o codomina junto a otros congéneres. Su ámbito climático es el montano húmedo con cierto matiz continental. No suelen sufrir estiajes intensos, ni rigores veraniegos excesivos, pero sí notables crecidas primaverales y fríos invernales. **Códigos identificativos:** F9.125 (EUNIS); 82A050 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



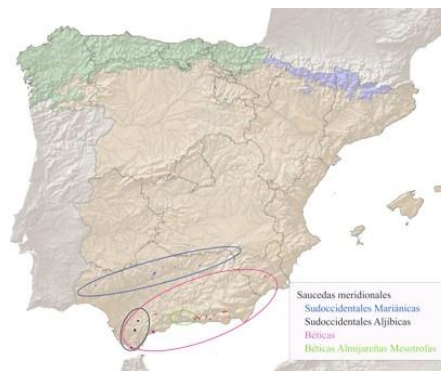
Mapa 3.4.1.1. Distribución aproximada de las saucedas cantábricas

SAUCEDAS SALVIFOLIAS – Están dominadas por el endemismo *Salix salviifolia* Brot. y resultan características y exclusivas de la región Mediterránea ibérica. Se extienden por tierras medias y bajas del interior y oeste peninsular, desde la sierra de Ancarres hasta Sierra Morena. Aparecen en un rango altitudinal amplio, en su mayoría entre los 400 y 1200 m de altitud, y son estrictamente silicícolas, viviendo en ríos de aguas oligótropas o débilmente carbonatadas. Soportan fuertes estiajes y altas temperaturas, aunque están prácticamente ausentes en el cuarto meridional peninsular. **Códigos identificativos:** F9.126 (EUNIS); 82A050 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



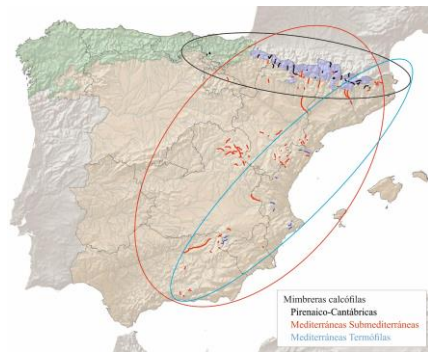
Mapa 3.4.1.2. Distribución aproximada de las saucedas salvifolias.

SAUCEDAS MERIDIONALES – Comunidades caracterizadas por el dominio de *Salix pedicellata* Desf., que se extienden por zonas de clima especialmente cálido de la cuenca Mediterránea. En España se conocen únicamente de puntos dispersos en los ríos montanos de Andalucía y Murcia: sierras Penibéticas, sierra del Aljibe y Sierra Morena. Viven desde el nivel del mar hasta aproximadamente 1300 m de altitud, siempre en regiones con nula o escasa incidencia de heladas y con fuerte sequía estival. Se asientan en todo tipo de sustratos, preferentemente en arroyos con caudal continuo o que mantienen una elevada humedad edáfica en el periodo estival. **Códigos identificativos:** F9.127 (EUNIS); 82A050 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



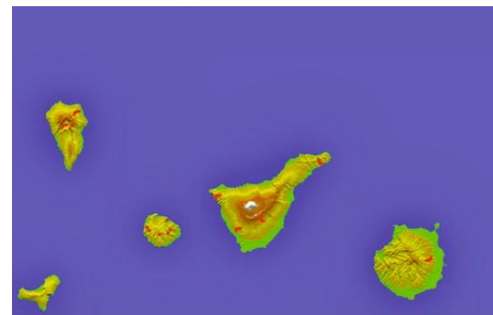
Mapa 3.4.1.3. Rango aproximado de las saucedas meridionales.

MIMBRERAS CALCÓFILAS – Formaciones características de las áreas montañosas de toda Europa, dominadas por varios sauces de aptitudes calcófilas, en especial *Salix eleagnos* Scop. y *S. purpurea* L. Son saucedas características de la mitad oriental ibérica, pues colonizan ríos de zonas calcáreas. En algunas áreas pueden también colonizar terrenos silíceos si el agua arrastra suficientes carbonatos. Se encuentran tanto en la región Alpina, como de las Atlántica y Mediterránea, desde el piso subalpino al colino y desde el supramediterráneo al mesomediterráneo. Colonizan las orillas y cauces de ríos y arroyos de áreas montañosas, con todo tipo de regímenes hídricos, incluso cuando se trata de cursos temporales. **Códigos identificativos:** F9.122 (EUNIS); 224010, 82A030, 82A060 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



Mapa 3.4.1.4. Rango aproximado de las mimbreras calcófilas.

SAUCEDAS CANARIAS – Las formaciones dominadas por *Salix canariensis* C.Sm. ex Link, son exclusivamente de distribución Macaronésica. Es una comunidad excepcional en este ámbito, pues se trata de una formación planocaducifolia única al prosperar en ambientes netamente subtropicales. En el archipiélago canario quedan limitadas a las islas centrales y occidentales de Gran Canaria, Tenerife, La Gomera y La Palma. Colonizan barrancos con caudal permanente, entre 300 y 1600 m de altitud. **Códigos identificativos:** G1.113 (EUNIS); 82A070, (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



Mapa 3.4.1.5. Rango aproximado de las Saucedas Canarias.

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

Todas las saucedas están ligadas a cursos de agua permanentes, aunque a menudo con caudal irregular, y son dependientes de la inestabilidad generada en las orillas como consecuencia de las avenidas propias de un régimen fluvial natural. Por ello, las amenazas más importantes hacia este tipo de comunidades ribereñas son los procesos que supongan mermas sustanciales en el caudal y en la alteración del régimen hídrico natural de los cursos de agua. Es previsible que tanto el cambio climático como las actuaciones para la regulación y explotación de caudales influyan de manera decisiva sobre el desarrollo y supervivencia de las saucedas.

A) Cambio climático: Sus efectos pueden derivar en alteraciones sustanciales de las condiciones ambientales que permiten el desarrollo de muchos tipos de saucedas, en el peor de los casos condicionando la pérdida de hábitat potencial y la sustitución de este tipo de comunidades por otras más xerotolerantes, como lo son los matorrales de rambla.

Son esperables desplazamientos latitudinales o altitudinales de algunos tipos o subtipos de saucedas. Así, es previsible que algunas comunidades se extingan en territorios que actualmente constituyen su límite meridional, como puede ser el caso de las saucedas salvifolias en Sierra Morena o de las saucedas cantábricas del borde septentrional de la depresión del Duero, ya en la región Mediterránea. Mientras que las comunidades dominadas por *Salix salviifolia* podrían llegar a expandirse hacia el noroeste, las saucedas cantábricas solo podrían retraerse hacia las partes altas de la cordillera Cantábrica, con pérdida efectiva de la superficie ocupada y del rango de distribución. Se espera, además, que el cambio climático cause profundos impactos sobre la composición, la estructura y la funcionalidad de las saucedas en todos los territorios.

B) Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales: Las saucedas son especialistas en colonizar ambientes fluviales fluctuantes, no solo por la inestabilidad de los sustratos sino también por la variabilidad estacional e interanual de los caudales. Pero su funcionalidad ecológica puede verse gravemente comprometida por una serie de presiones antrópicas que afectan a la geomorfología del ambiente ripario o al régimen hídrico del curso fluvial. La cada vez mayor regulación de caudales, su creciente sobreexplotación y la creación de barreras físicas que limitan la conectividad transversal del ecosistema ribereño están restringiendo sobremanera el hábitat efectivo de las saucedas. Como consecuencia, se favorece el desarrollo de comunidades riparias que requieren una mayor estabilidad ambiental, lo que puede llevar a una importante pérdida de variabilidad ambiental, que podría desembocar en un incremento de la pérdida de diversidad biológica.

Todos los tipos de saucedas están sufriendo tales presiones, pero las de área más restringida, como las saucedas meridionales o las canarias, son las que soportan un mayor impacto relativo. Por ejemplo, en Sierra Morena solo quedan ya vestigios muy alterados de saucedas meridionales, habiendo sucumbido las mejores manifestaciones bajo los embalses construidos en las últimas décadas. En el caso de las saucedas canarias, la intensa explotación del agua en las islas amenaza gravemente a casi todas las manifestaciones que se desarrollan fuera de las zonas de laurisilva; muchas ya han desaparecido por la sobreexplotación de los caudales y acuíferos de las islas, condicionada por la creciente demanda con fines agrícolas o de desarrollo turístico.

C) Agricultura, ganadería y silvicultura: Este tipo de presiones han tenido históricamente una importancia capital en la degradación, limitación del desarrollo y, en muchos casos, aniquilación de las saucedas. Dado que las actividades agrarias están en regresión en diversas áreas montañosas, se podría esperar una reducción de su impacto sobre la pérdida de superficie ocupada y la alteración estructural de las saucedas. Sin embargo, las prácticas forestales en esas mismas áreas de montaña siguen siendo tan lesivas como solían ser para todos los tipos de saucedas. En cuanto a las áreas de topografía más suave, las prácticas agrícolas han reducido a la mínima expresión espacial las saucedas de numerosos cursos de pequeña entidad.

D) Pastoreo: El sobrepastoreo tiene un efecto decisivo sobre la composición florística, estructura y función de los bosques y matorrales de ribera en general y todos los tipos de

saucedas sufren esta presión en mayor o menor medida según las áreas. En el caso de las saucedas cantábricas, una proporción importante de su superficie potencial está afectada por deforestaciones que favorecen la extensión de prados de siega y herbazales para el pastoreo directo de ganado doméstico.

E) Especies invasoras: La alteración general del ambiente ribereño de las saucedas, así como la fragmentación y pérdida de la estructura de las comunidades, propician la instalación y desarrollo de numerosas especies alóctonas. Especialmente preocupante, por su volumen, es la contaminación biológica de las saucedas que se desarrollan bajo climas cálidos. Numerosas saucedas meridionales y saucedas canarias están viéndose afectadas directa e indirectamente por la extensión de los cultivos tropicales y el desarrollo urbanístico, lo que transforma sus ecosistemas riparios y favorece, entre otros fenómenos, la desecación de lechos fluviales y la proliferación de plantas invasoras, en especial de la caña *Arundo donax*, que llega a desplazar irreversiblemente a las comunidades originales.

F) Urbanización: La presión urbanística afecta a todos los tipos de saucedas y su efecto es más significativo en las de menor extensión territorial. Por el crecimiento demográfico y turístico en las áreas más cálidas, es especialmente preocupante en el caso de las saucedas meridionales de las sierras penibéticas.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|---------------------|-----------------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | M (A) | B/M (A ¹) | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | M (A ¹) | M | A |
| Pastoreo | B | B/M | A |
| Especies invasoras | B/M | M | A |
| Urbanización | B/M | M/A | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | B | M | A |
| Intrusión humana | B | B | M/A |
| Incendios y extinción de incendios | B | B/M | M |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | M | M |

Tabla 3.4.1. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de las **saucedas en su conjunto**. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo. ¹ saucedas meridionales y canarias

G) Transportes y redes de comunicación: Muchas manifestaciones de saucedas se encuentran afectados o amenazados por carreteras y pistas, tanto en el llano como en las zonas de montaña. La construcción de carreteras y pistas en paralelo a los ríos no solo las

deteriora directamente, sino que altera la geomorfología natural y la conectividad lateral del ecosistema ripario y, en consecuencia, perjudica la funcionalidad del hábitat.

H) Actividad minera y extractiva: Las saucedas crecen a menudo sobre lechos de arena o guijarros que son codiciados para la extracción de áridos. Esta situación es especialmente frecuente en el caso de las saucedas salvifolias y mimbreras calcófilas desarrolladas en tramos medios de ríos y de arroyos importantes. Los daños directos sobre la integridad estructural y funcional de las comunidades afectadas son normalmente elevados y, en el caso de los subtipos de saucedas con menor extensión territorial, pueden llegar a tener consecuencias evidentes sobre la pérdida de superficie ocupada.

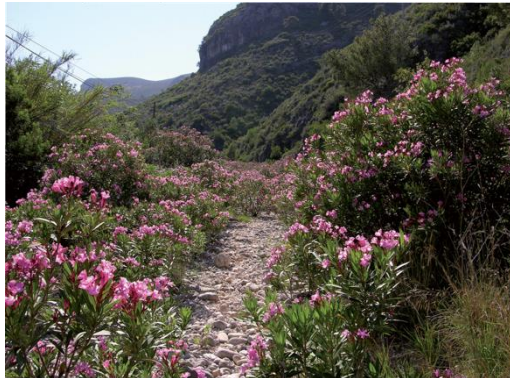
I) Intrusión humana: El desarrollo de actividades humanas en las saucedas es algo muy común. Por ejemplo, muchas actividades deportivas (pesca, senderismo, descenso de barrancos, escalada, etc.) se realizan en el ambiente de las mimbreras calcófilas o de las saucedas canarias y ello puede tener diversos efectos negativos sobre su estructura y función: compactación de las orillas, limitación de la regeneración natural, nitrificación del suelo, favorecimiento de la llegada de especies foráneas, etc.

J) Incendios y extinción de incendios: Como en muchos otros hábitats de ribera, este tipo de amenazas conllevan riesgos menores para el desarrollo y supervivencia de las saucedas.

K) Contaminación de las aguas y los suelos: La nitrificación generalizada de los cursos de agua en muchas zonas por efecto de las actividades agrícolas y ganaderas o por los vertidos urbanos altera la composición florística de muchas saucedas. Consecuencia de ello es la pérdida o enrarecimientos de las especies más sensibles en amplias áreas, lo que tiene especial repercusión cuando afecta a especies amenazadas de extinción.

3.4.2. Formaciones de rambla

Se agrupa bajo este epígrafe a la vegetación ligada a los cursos intermitentes o efímeros de agua de la región Mediterránea. Se trata de matorrales de diverso porte, dominados por plantas ribereñas con adaptaciones morfológicas y fisiológicas tendentes a minimizar las pérdidas de agua durante los períodos cálidos y secos. Se trata, pues, de hidrófitos xerofíticos y los más destacados son la adelfa (*Nerium oleander* L.), el aloc o sauzgatillo (*Vitex agnus-castus* L.), el tamujo (*Flueggea tinctoria* (L.) G.L.Webster) y los tarayes (*Tamarix* sp. pl.).

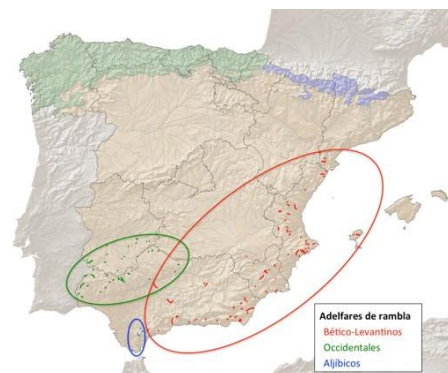


Matorral de adelfas en el cauce de la rambla de La Gallinera (Alicante)

Todos los tipos de vegetación natural que pueblan el lecho y las orillas de las ramblas son de porte arbustivo o arborescente. Son formaciones adaptadas a situaciones ambientales extremas, pues toleran el rigor térmico y el profundo estrés hídrico estival de las condiciones climáticas típicamente mediterráneas, y soportan el efecto destructivo de las avenidas propias del régimen torrencial de las ramblas.

A continuación, se tratan tres de los tipos de matorrales de rambla con más trascendencia en los paisajes ribereños ibéricos.

ADELFARES DE RAMBLA – Son comunidades exclusivas de la región Mediterránea, excepcionales en el medio ribereño por el carácter perennifolio del arbusto dominante: la adelfa (*Nerium oleander*). Su dispersión en la Península es meridional y periférica: se extienden por la llanura litoral y las montañas costeras levantinas y las sierras béticas, así como por el entorno de Sierra Morena; están presentes, además, en la isla de Ibiza. Son comunidades termófilas, capaces de colonizar cauces con caudal efímero desde el nivel del mar hasta más de 1000 m de altitud, sobre todo tipo de sustratos, excepto los arcillosos o salinos. Existen dos grandes subtipos de adelfares de rambla, los Bético-levantinos, que viven en terrenos calcáreos, y los Occidentales que son silicícolas. Además, los Aljibicos, restringidos al macizo del Aljibe y el Campo de Gibraltar, son también acidófilos. **Códigos identificativos:** 92D0 (THIC); F9.311 (EUNIS); 82D030 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



Mapa 3.4.2.1. Distribución de los Adelfares de rambla

TAMUJARES – Los dominados por el tamujo (*Flueggea tinctoria*), son matorrales freatófitos de talla mediana,

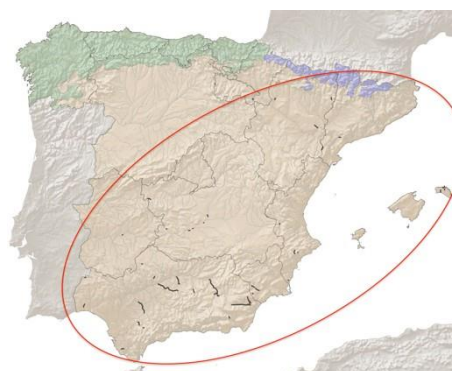


Mapa 3.4.2.2. Distribución de los tamujares (en situaciones permanentes)

densos, caducifolios y espinosos, endémicos del cuadrante suroccidental ibérico. En ramblas y arroyos de escasa entidad, donde no pueden desarrollarse comunidades riparias más complejas, se establecen como comunidades permanentes. Se localizan únicamente en el suroccidente de la región Mediterránea peninsular: cuencas del Tajo, Guadiana, Guadalquivir, y Tinto-Odiel. Viven bajo clima mediterráneo cálido, con cierta influencia oceánica, desde el nivel del mar hasta los 800 m, sobre sustratos de carácter silíceo. **Códigos identificativos:** 92D0 (THIC); F9.32 (EUNIS); 82D040 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).

TARAYALES IBÉRICOS BASÓFILOS – Son matorrales termófilos, no halófilos dominados por las especies de taray *Tamarix canariensis* Willd. y *T. africana* Poir.

Pueblan las ramblas y arroyos de caudal efímero sobre terrenos sedimentarios arcillosos y margosos sin altos contenidos salinos. Se distribuyen por el sur, centro y mitad oriental de la península y Baleares. En Canarias existen también tarayales de *T. canariensis*, denominados *Tarayales canarios*. **Códigos identificativos:** 92D0 (THIC); F9.3131 (EUNIS); 82D010 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



Mapa 3.4.2.3. Distribución de los tarayales ibéricos basófilos (no halófilos)

TARAYALES IBÉRICOS HALÓFILOS – Comunidades de rambla desarrolladas sobre sedimentos de textura limosa o arcillosa ricos en sales, a menudo margosos o yesosos. Suelen estar dominados por *Tamarix canariensis* y, en menor medida, por *T. africana* o por la especie hiperhalófila *T. boveana* Bunge. Debido a las elevadas concentraciones salinas del medio en el que viven, cuentan con una flora especialista halotolerante, que incluye a diversas plantas leñosas y herbáceas suculentas. Son exclusivos de la región Mediterránea en áreas de clima muy cálido y secas, que reciben lluvias irregularmente, con frecuencia torrenciales, desde el nivel del mar hasta casi 800 m de altitud. En España aparecen en el valle del Ebro y en el sureste ibérico, con algunos ejemplos en Baleares y en el centro peninsular. **Códigos identificativos:** 92D0 (THIC); F9.3131 (EUNIS); 82D020 (Rivas-Martínez *et al.* 1993).



Mapa 3.4.2.3. Distribución de los tarayales ibéricos halófilos

PRESIONES Y AMENAZAS ESPECÍFICAS

A) Cambio climático: El carácter termófilo y xerotolerante de las comunidades de rambla ha hecho suponer que adelfares, tamujares y tarayales podrían verse favorecidos con el calentamiento global. Es posible que el aumento de las temperaturas y la mayor irregularidad de las precipitaciones puedan impulsar o facilitar la expansión de las formaciones de rambla, que remplazarían a otras comunidades riparias más exigentes en humedad, ahora

desarrolladas sobre cursos de caudal continuo. En cualquier caso, el cambio climático condicionará la profunda alteración florística y funcional de los sotos y matorrales actuales y no se descarta que genere efectos negativos sobre la superficie ocupada en algunas áreas marginales. El rango general del hábitat puede verse alterado muy notablemente.

B) Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales: Las características ambientales de las ramblas y las adaptaciones biológicas de las formaciones que las colonizan hacen que puedan tolerar ciertos cambios en el régimen hídrico natural, aunque su funcionalidad ecológica puede verse gravemente alterada al crear barreras que modifiquen la morfología del espacio fluvial. Las peculiaridades de la vegetación de las ramblas hacen prever que este tipo de presiones ejercerán efectos negativos sobre todo a escala local, cuando en otros tipos de vegetación hidrófila suponen amenazas de gran calado.

C) Agricultura, ganadería y silvicultura: Las ramblas se ven a menudo invadidas por cultivos (por ejemplo, de cítricos), que alteran profundamente la vegetación natural o la eliminan en algunos tramos. Las actividades agroganaderas condicionan también el empobrecimiento y banalización de la flora de las formaciones de rambla, en las que desaparecen las especies más sensibles y son remplazadas por una flora eminentemente nitrófila. También desde la silvicultura se producen daños importantes, como sucede con la plantación de eucaliptos en las ramblas del suroeste de la península.

D) Pastoreo: Los barrancos, ramblas y arroyos de escaso caudal del área mediterránea más cálida son quizás los medios más alterados por el sobrepastoreo de ganado doméstico y salvaje. Ello altera sobremanera su flora, así como su estructura, por lo que probablemente también se vea alterada su funcionalidad fisiológica y ecológica.

E) Especies invasoras: Cuando por el uso ganadero, la extracción de áridos u otras agresiones antrópicas se degradan las comunidades de ramblas y se altera su estructura, penetran en ellas numerosas alóctonas entre el cortejo nitrófilo que se adueña del estrato herbáceo. Sin duda la amenaza más importante es el desarrollo de los cañaverales de *Arundo donax*, que encuentran en las ramblas alteradas un espacio idóneo para expandirse.

F) Urbanización: Esta es, sin duda, una de las mayores amenazas, junto a la agricultura de la vegetación de las ramblas, especialmente en las llanuras costeras y el piedemonte de las montañas litorales. Su efecto destructivo tiene consecuencias netas sobre la estructura y función de las comunidades, reduciendo la biodiversidad e interrumpiendo el corredor ecológico que suponen las ramblas. Igualmente, la destrucción afecta a la superficie ocupada por el hábitat.

G) Transportes y redes de comunicación: Los daños causados por este tipo de presiones sobre la vegetación de las ramblas son de carácter localizado.

H) Actividad minera y extractiva: La extracción de áridos es una de las actividades más dañinas para las formaciones de rambla, especialmente en el levante y sur peninsular.

I) Intrusión humana: El espacio de muchas ramblas se encuentra invadido por diversas actuaciones y actividades humanas. Ello daña la composición y estructura del hábitat, pero

perturba también la importante función de estos ecosistemas que en condiciones óptimas evacúan enormes caudales, tras precipitaciones torrenciales, disminuyendo los riesgos de inundaciones para la población.

J) Incendios y extinción de incendios: Los incendios pueden afectar a las formaciones vegetales de las ramblas más de lo que lo hacen normalmente con otros tipos de vegetación riparia. Sin embargo, debido a la gran capacidad de regeneración y dinamismo de estas comunidades los efectos negativos del fuego suelen ser transitorios y reversibles.

K) Contaminación de las aguas y los suelos: Los vertidos de residuos sólidos y líquidos directamente en las ramblas ocasionan importantes modificaciones locales del medio. Pero es la causada por las prácticas agrícolas intensivas la que genera una contaminación por nutrientes químicos (nitratos, amonio, fosfatos) que altera de forma profunda y generalizada las condiciones de muchas ramblas fuera de las zonas montañosas. Ello determina la nitrificación del medio, con la consiguiente pérdida de biodiversidad y la banalización de la flora, facilitando el desarrollo de especies invasoras.

| Amenazas y Presiones | RANGO | SUPERFICIE | ESTRUCTURA Y FUNCIÓN |
|--|-------|------------|----------------------|
| Cambio climático | A | A | A |
| Cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales | B | B | A |
| Agricultura, ganadería y silvicultura | B | M | A |
| Pastoreo | B | B | A |
| Especies invasoras | B | B/M | A |
| Urbanización | M | A | A |
| Transportes y redes de comunicación | B | M | A |
| Actividad minera y extractiva | B | M | A |
| Intrusión humana | B | B | M/A |
| Incendios y extinción de incendios | B | B/M | M |
| Contaminación de las aguas y los suelos | B | M | M |

Tabla 3.4.2. Resumen del impacto que cada presión/amenaza podría ejercer sobre el rango general, la superficie total ocupada y la estructura y función de las **formaciones de rambla en su conjunto**. Valores de los impactos: A – alto o severo; M – moderado; B – bajo.

4. EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LA VEGETACIÓN DE RIBERA, DIFERENCIADOS POR TERRITORIOS

En la actualidad, una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad es el cambio climático causado por diferentes factores antrópicos (Lovejoy & Hannah 2019). Por ejemplo, se ha demostrado que el cambio climático podría tener un efecto importante en la futura distribución potencial de especies vegetales (Felicísimo *et al.* 2011). La herramienta más empleada para conocer los posibles efectos del cambio climático sobre la distribución potencial de especies son los Modelos de Distribución de Especies (MDE, Mateo *et al.* 2011). Estos modelos ecológicos permiten elaborar estrategias de conservación (Mateo *et al.* 2013) y adaptación al cambio climático, incluyendo la migración asistida de especies y comunidades entre otras muchas aplicaciones (Guisan *et al.* 2017; Peterson & Bode 2021).

Los modelos de distribución de especies son representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie en función de las variables empleadas durante el proceso estadístico de modelización (Benito Garzón *et al.* 2006; Mateo *et al.* 2011). Se basan en los datos de distribución conocidos para la especie y una serie de variables ambientales o climáticas que determinan su distribución geográfica. Una ventaja fundamental de estos modelos es que se basan en cálculos estadísticos objetivos, prescindiendo de posibles sesgos en los datos de partida o en la aplicación de criterios subjetivos en la fase de toma de decisiones (Guisan & Zimmermann 2000; Hespanhol *et al.* 2015). Por otro lado, estos modelos se pueden proyectar a diferentes escenarios climáticos futuros, y el resultado nos facilita información sobre los potenciales cambios en la distribución de las especies (Benito-Garzón *et al.* 2013; Valladares *et al.* 2014; Ruiz-Benito *et al.* 2019).

4.1. Metodología

4.1.1. Datos de presencia

Se han elaborado modelos predictivos para las comunidades de mayor importancia en España, de acuerdo con la selección de comunidades de la sección 3 de esta memoria. Los puntos empleados en los análisis se han obtenido a partir de la base de datos georreferenciada de comunidades riparias reunidas por el equipo durante más de dos décadas de trabajo de campo. A partir de ella, se extractaron aleatoriamente 900 puntos repartidos por España continental y archipiélagos (la información básica de estos puntos puede consultarse en Calleja 2006; Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012). En el caso de las saucedas de *Salix daphnoides*, únicamente incluida en una ocasión en dicha base de datos, se han añadido las localidades españolas convenientemente corroboradas incluidas en la base de datos de GBIF y (<https://www.gbif.org/species/9153437>, consultado el 03-03-2022).

4.1.2. Variables climáticas y ambientales adicionales

Se han generado tres tipos de variables independientes. Las variables climáticas se han descargado de la base de datos Chelsa 2.1 (Hijmans *et al.* 2005; Karger *et al.* 2020, 2021) a una resolución de 1 km² para España peninsular. Las variables ambientales edáficas se han descargado de la base de datos

SoilGrids (Hengl *et al.* 2017). A su vez, se ha generado una variable hidrológica mediante el cálculo de la distancia euclídea a la red hidrográfica básica disponible en el IDE español (<https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/red-hidrografica.aspx>). Para evitar la multicolinealidad se ha realizado un análisis de correlación entre todas las variables disponibles. Como resultado hemos seleccionado las siguientes variables: estacionalidad de la temperatura, temperatura máxima diaria media del mes más cálido, temperatura mínima diaria media del mes más frío, temperatura media diaria del trimestre más lluvioso, precipitación del mes más lluvioso, estacionalidad de la precipitación, pH del suelo, proporción de partículas de arena, y distancia a la red hidrográfica. Estas variables se seleccionaron al no estar correlacionadas estadísticamente entre sí (Dormann *et al.* 2013) y por su importancia ecológica en la riqueza y distribución de especies y comunidades riparias en los climas mediterráneo y atlántico (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012; Leo *et al.* 2019).

El proceso de modelización ecológica y su proyección a climas futuros lleva asociada de forma inherente una incertidumbre (Felicísimo *et al.* 2011). La incertidumbre asociada con las proyecciones climáticas futuras se considerará mediante la inclusión de los Modelos Climáticos Globales (GCM, por sus siglas en inglés) y los escenarios de cambio climático (*Shared Socioeconomic Pathways*, SSP, por sus siglas en inglés) más recientes y relacionados con el reciente sexto informe del IPCC (IPCC 2022). Las proyecciones futuras se derivarán utilizando dos GCM: MPI-ESM1-2-HR (*Max-Planck-Institut für Meteorologie* en Alemania) y UKESM1-0-LL (*Hadley Center for Climate Prediction and Research* en el Reino Unido). Para cada GCM, se considerarán dos SSP diferentes: SSP126 y SSP585; con forzamiento radiativo bajo, y alto para fines de siglo, respectivamente (O'Neill *et al.* 2016). Analizaremos la vulnerabilidad al cambio climático determinando, principalmente, la exposición al cambio climático considerando la distribución potencial actual y su distribución potencial futura generada por modelos ecológicos para los diferentes escenarios.

4.1.3. Modelos ecológicos

Para cada formación se generó un Modelo de Distribución Potencial (MDP) que pretende predecir espacialmente la idoneidad espacial del territorio español en función de una serie de variables (fundamentalmente clima y complementariamente características del suelo) y los datos de presencia disponibles para esa comunidad vegetal, asumiendo que las relaciones bióticas y abióticas de dicha comunidad se mantienen estables en el tiempo. Se trata de una primera aproximación sencilla a la modelización de hábitats o comunidades vegetales, para desarrollar modelos más complejos y fiables sería necesario la inclusión de relaciones bióticas entre especies, limitaciones fisiológicas, y otros factores (Valladares *et al.* 2014; D'Amen *et al.* 2017; Mateo *et al.* 2017; Benito-Garzón & Vizcaíno Palomar 2021). Entre dichos factores, una opción disponible en la bibliografía sería la modelización de especies representativas de los hábitats, su variabilidad fenotípica a lo largo del territorio considerado y posteriormente aplicar una serie de filtros por pasos (Mücher *et al.* 2009; Benito-Garzón & Vizcaíno Palomar 2021). No obstante, este complejo trabajo requiere un tiempo e información que no estaban disponibles en el marco del presente proyecto.

Existe un gran número de técnicas estadísticas disponibles en modelización ecológica, y los resultados que ofrecen pueden ser diferentes (Mateo *et al.* 2010, 2019; Valladares *et al.* 2014; Zavala *et al.* 2015; Ruiz-Benito *et al.* 2019; Benito-Garzón & Vizcaíno Palomar 2021). Pero si se realiza un modelo de consenso empleando diferentes técnicas se consiguen modelos más fiables (Araújo & New 2007; Marmion *et al.* 2009). Estos modelos de consenso se pueden interpretar como un modelo final

que indica el grado de coincidencia entre varios modelos generados por diferentes técnicas estadísticas. En este estudio se ejecutó un modelo de consenso empleando tres técnicas estadísticas diferentes: *Generalized Linear Models* (GLM), *Boosted Regression Trees* (BRT) y *Random Forest* (RF). Para cada una de las tres técnicas se realizaron 10 réplicas (un total de 30 réplicas para cada formación) en las que el 70% de los datos disponibles se emplearon para hacer el modelo y el 30% restante para validarlo mediante el estadístico AUC (área bajo la curva ROC - Receiver Operating Characteristics, Fielding & Bell 1997). Este estadístico se corresponde con la probabilidad de que tomado al azar dos casos (una presencia y otra ausencia), el modelo otorgue a la presencia un valor mayor de idoneidad, repitiendo este proceso para todos los posibles pares. El valor de AUC está comprendido entre 0 y 1, un valor de 1 indica que todos los casos se han clasificado correctamente, mientras que un valor de 0.5 indica que el modelo no es diferente de clasificar los casos al azar. Se eliminaron las réplicas que no ofrecen suficiente fiabilidad (AUC inferior a 0.8) y se generó la media de las réplicas restantes para obtener el modelo de consenso final. Una vez extrapolado a toda la zona de estudio, este modelo nos ofrece valores de idoneidad (comprendidos entre 0 y 1000) para el nicho climático de la comunidad analizada en cada una de las cuadrículas del territorio. Posteriormente, se proyectó bajo condiciones climáticas futuras (dos modelos de circulación global y dos escenarios climáticos).

Los modelos de consenso originados tienen el inconveniente de que sus valores de idoneidad son continuos (valores comprendidos entre 0 y 1.000) y deben ser transformados en modelos binarios, clasificando toda la superficie en presencia potencial (valor 1) o ausencia potencial (valor 0) de la especie. De esta forma se pueden calcular áreas y hacer una comparación entre el área actual y futura predichas. El área ocupada se obtiene a partir del número de píxeles o cuadrículas de 1x1 km² para las que se predice la presencia del nicho climático idóneo para la comunidad. Para generar estos modelos binarios es necesario un punto de corte que permite clasificar el modelo original en un modelo binario. Podría pensarse que la elección de valor medio (500) es una buena idea, pero no es así (Liu *et al.* 2005) y existen varias aproximaciones estadísticas para obtener el punto de corte óptimo (Liu *et al.* 2013). Un punto de corte puede ser aquel que deja fuera un porcentaje determinado de presencias (por ejemplo, 5 %), es decir, permitir un 5% de error de comisión, y que se obtiene fácilmente solo con interceptar las presencias con los valores de idoneidad predichos (Mateo *et al.* 2011). Como los modelos binarios obtenidos con diferentes puntos de corte pueden llegar a ser diferentes (Liu *et al.* 2013), se generaron modelos binarios usando como punto de corte el sistema del 5% (Mateo *et al.* 2011) y, además, el valor obtenido de la optimización de los estadísticos AUC y Kappa. De esta forma es posible la comparación de los resultados obtenidos mediante los tres estadísticos y comprobar si los resultados son similares. Finalmente, se evaluó la exposición al cambio climático de cada especie, para ello se compararon los modelos binarios generados para la actualidad y el futuro.

4.2. Resultados de la modelización ambiental de comunidades seleccionadas

A continuación, se presentan los resultados gráficos de los modelos obtenidos para las formaciones estudiadas, incluyendo una capa con las Demarcaciones Hidrográficas para facilitar el seguimiento de los cambios que manifiestan los modelos. Se incluye una tabla con los números de píxeles en los que cada modelo indica que tendrán condiciones climático-litológico adecuadas para cada formación, con un punto de corte que permite un 5% de error de comisión, como se indica en la metodología (Mateo *et al.* 2011), pues el método más fiable de los tres empleados.

En los mapas, únicamente aquellos píxeles coloreados de verde indican una probabilidad de presencia con valores de idoneidad de las condiciones climáticas y líticas adecuados para la presencia

de cada comunidad. Toda la demás gama, de rosa pálido hasta amarillo, no sería adecuada en los escenarios analizados, pero sí indican posibles tendencias de futuro más allá del marco cronológico empleado (hasta 2070).



Figura 4.1. Resumen de las tendencias de cambio de nicho climático (teniendo en cuenta la litología) sobre las formaciones modelizadas.

En bastantes ocasiones, los modelos predicen cambios favorables para algunas comunidades (Fig. 4.1.), con aumento de la idoneidad ambiental en el territorio español. Esto es, los modelos proyectan un incremento en el número de píxeles que potencialmente pueden ser ocupados ante determinados escenarios climáticos. Esto no debe interpretarse directamente como que es probable que se produzca un aumento de la distribución de esa comunidad. Tal ampliación de área se produciría eventualmente si todos los componentes de las comunidades vegetales actuales tuvieran la misma eficacia en la dispersión y colonización de los nuevos enclaves idóneos. Pero esto es altamente improbable y por ello se propone la migración asistida (Hewitt *et al.* 2011). Además, hay que considerar las interacciones bióticas (competencia, facilitación, etc.) que igualmente jugaran un papel primordial en la reorganización espacial de las especies y en su ensamblaje en comunidades. Así, la colonización de nuevos enclaves por parte de una determinada comunidad vegetal riparia dependerá de otros bosques o matorrales que ocupan actualmente el territorio o que pueden haberlo ocupado en el futuro favorecidos por el mismo cambio climático. Puesto que no siempre hay una separación ambiental nítida entre comunidades y que prácticamente todas ellas van a experimentar cambios en la distribución de su potencialidad, no está claro en todos los casos cuál será el resultado de las interacciones entre las diversas comunidades. Pueden darse cambios florísticos menores que originen, al menos temporalmente, comunidades de carácter intermedio entre las que interactúan o puede haber reemplazo completo entre comunidades muy diferentes.

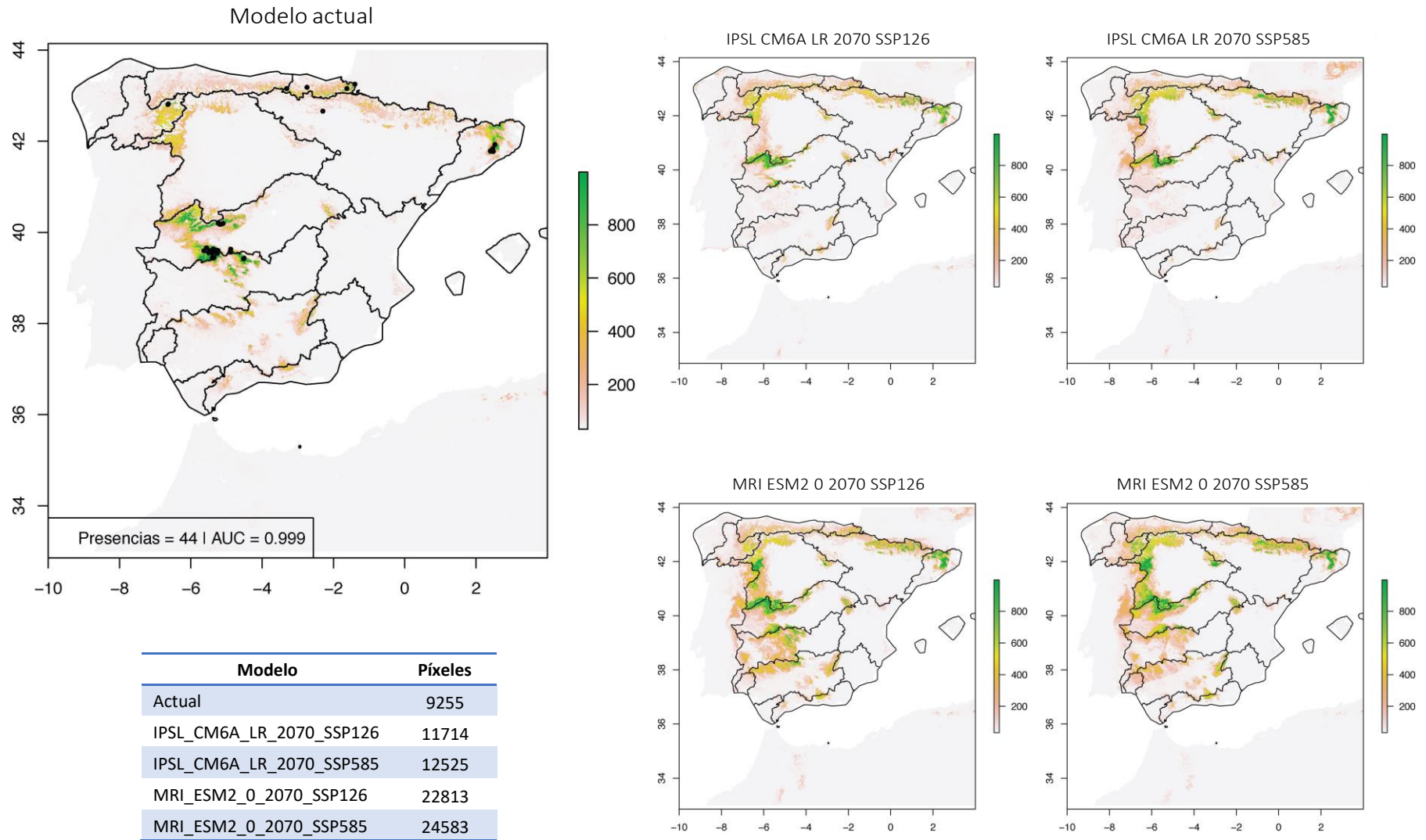
La situación contraria, sin embargo, en la que los modelos muestran una disminución total o regional en el número de píxeles con condiciones adecuadas (Fig. 4.1.), sí debe interpretarse como que ambientalmente esa zona deja de ser adecuada para mantener dicha comunidad. En esos casos, los

análisis realizados no permiten establecer en todos los casos qué ocurrirá con las comunidades riparias respecto de su rango de distribución y superficie ocupada. En algunos casos, podrían mantenerse los integrantes que aportan la fisonomía a la ripisilva, con cambios importantes en la composición florística, mientras que en las situaciones más severas o que afecten a comunidades climáticamente más delicadas, puede suponer la desaparición de dicha comunidad a escala local incluyendo cambios significativos en el rango de distribución.

No ha sido posible presentar modelos para todas las comunidades incluidas en la sección 3 de esta memoria, pues para algunas de ellas –como, por ejemplo, los ojaranzales o las fresnedas y saucedas negras pantanosas– los modelos no tienen la robustez suficiente como para poder considerarse válidos. Las formaciones modelizadas, aquellas con valores de AUC ≥ 0.8 se indican a continuación, en el orden en que describen a continuación las proyecciones de los modelos:

- Alisedas con loros y loreras.
- Saucedas de *Salix daphnoides*.
- Alisedas oceánicas.
- Alisedas continentales.
- Saucedas cantábricas.
- Saucedas salvifolias.
- Saucedas meridionales.
- Mimbreras calcícolas.
- Adelfares.
- Tamujares.
- Tarayales.

ALISEDAS CON LOROS Y LORERAS



Previsiones de cambios en el área potencial de las Alisedas con loros y loreras

| | |
|--|---|
| <p>Tendencias futuras generales</p> | <p>Los modelos muestran un importante aumento en el número de píxeles, con incrementos entre el 26.6 y el 165.6%, en la idoneidad climática del territorio español para albergar la comunidad.</p> <p>Las áreas climáticamente idóneas o áreas potenciales para su presencia se localizarán en zonas montanas frescas, sin ocupar áreas basales. Los modelos menos optimistas muestran además una disminución de rango respecto de la distribución real actual, con su práctica desaparición de Las Villuercas y Montes de Toledo. Se reduciría también la idoneidad en el extremo oriental de la Cordillera Cantábrica.</p> <p>Otros modelos proyectan aumentos importantes de potencialidad en Gredos, sobre todo en la vertiente S, pero también en la N. Aparecerían nuevas áreas potenciales en la Sierra de la Culebra, Montes de León, Sistemas Ibérico Norte y Sur, Cazorla (aunque edáficamente no parece un ambiente adecuado), vertiente S de Sierra Nevada y Pirineo Central desde el extremo oriental.</p> |
| <p>DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad</p> | <p>Cantábrico Oriental, Guadiana.</p> |
| <p>DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad *</p> | <p>Duero, Ebro, Guadalquivir, Distrito Cuenca Fluvial de Cataluña, Júcar, Mediterráneas de Andalucía, Miño-Sil, Segura, Tajo.</p> |

*En negrita, aquellas DDHH en las que la comunidad no está presente en la actualidad.

Las proyecciones no son concluyentes pues, mientras en algunos casos se predicen aumentos del área potencialmente idónea en diversos territorios y del rango general, otros modelos muestran una tendencia opuesta. En este caso, la capacidad migratoria de los principales componentes florísticos (y sus respectivos vectores polinizadores, dispersantes,

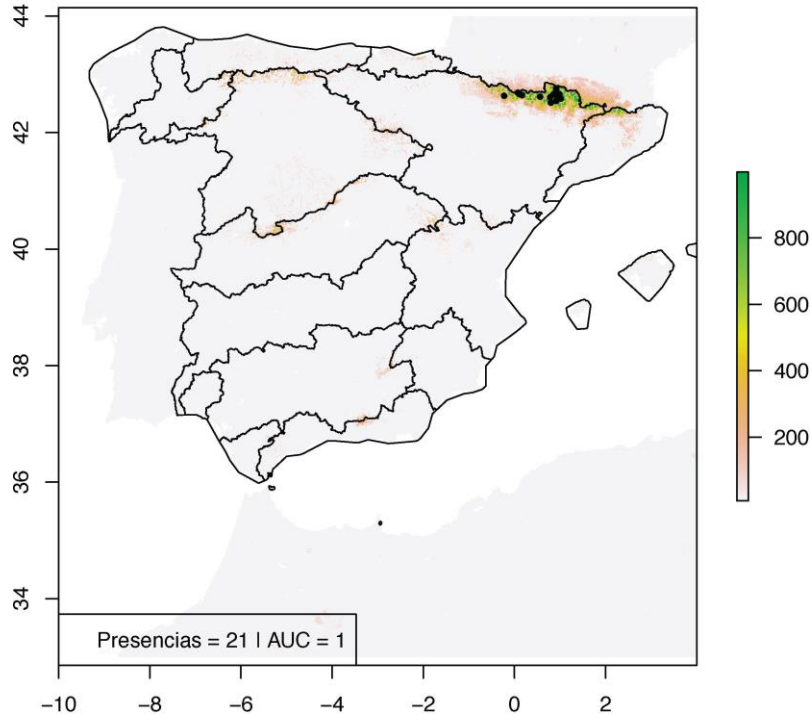
etc.) y la competencia con otras comunidades puede ser determinante de la evolución real de las alisedas con loros y las loreras.

Los incrementos de idoneidad proyectados para el E y SE ibérico no parecen probables, por el predominio de litologías que no son favorables para la comunidad en el ambiente mediterráneo. Sigue observándose una concentración en los lugares donde la comunidad podría desarrollarse: el extremo occidental del Sistema Central, Montes de León y el Pirineo y Prepirineo orientales. Esto no supone una mejora real respecto a la situación actual.

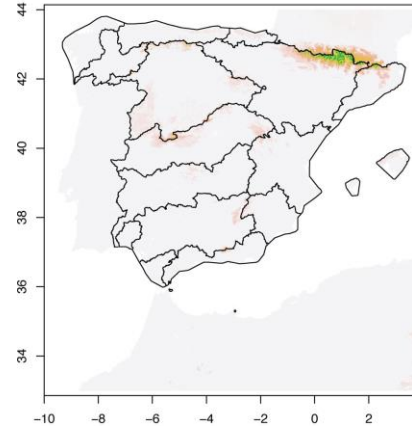
Incluso en el mejor de los casos, parece que seguiría siendo una comunidad de área muy limitada y sensible a las alteraciones antrópicas. Es probable que se produzcan grandes alteraciones en la composición, estructura y funcionalidad de los bosques existentes.

SAUCEDAS DE *SALIX DAPHNOIDES*

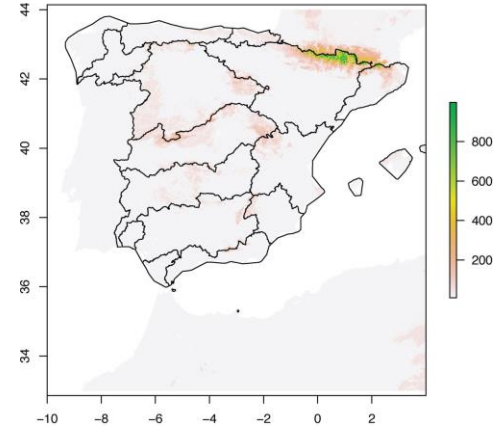
Modelo actual



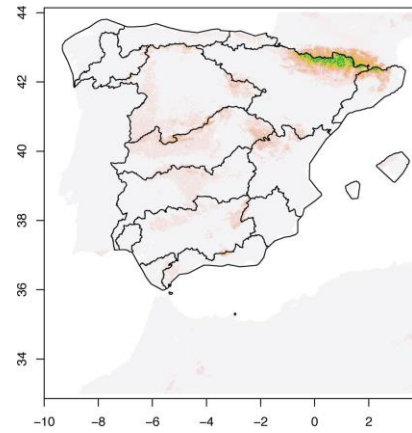
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



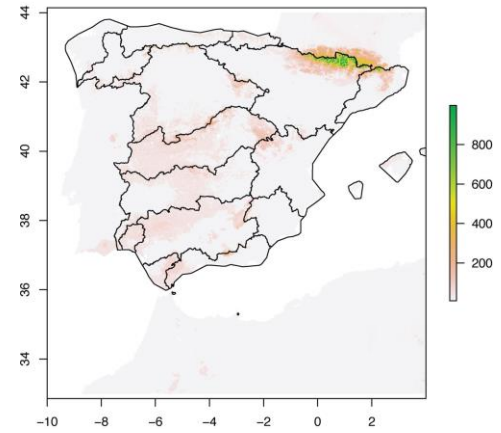
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ESM2 0 2070 SSP126



MRI ESM2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 1215 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 1032 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 949 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 1568 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 1069 |

Previsiones de cambios en el área potencial de las Saucedas de *Salix daphnoides*

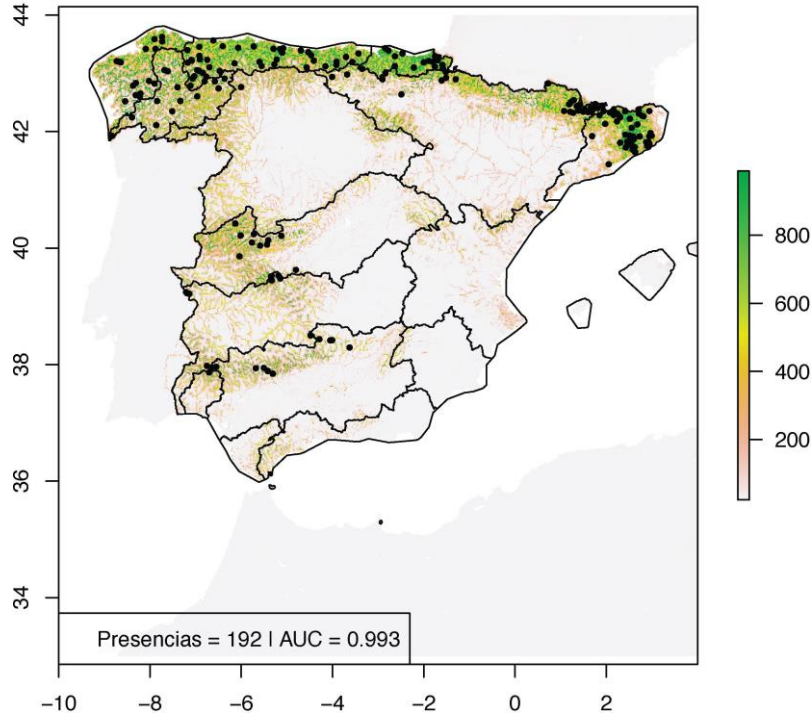
| | |
|--|---|
| <p>Tendencias futuras generales</p> | <p>Los modelos no muestran una tendencia homogénea. Tres de ellos proyectan pérdidas en el número de píxeles de entre el -21.9 y el -12.0%, mientras el modelo MRI ESM2 0 2070 SSP126 predice un incremento del 29.0% de píxeles.</p> <p>En cualquier caso, ningún modelo sugiere que se vayan a producir grandes cambios en la distribución de las áreas ambientalmente idóneas, que están localizadas en el Pirineo central, aunque la potencialidad en el Pirineo oriental se hace más importante.</p> |
| <p>DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad</p> | <p>Ninguna.</p> |
| <p>DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad</p> | <p>Ninguna.</p> |

Los modelos de esta comunidad han de tomarse con precaución, pues para elaborarlos se han incluido no solo localidades con saucedas desarrolladas –extremadamente raras en España, donde esta especie ártico-alpina tiene su límite suroccidental de distribución– sino también puntos en los que solo está presente la especie, formando parte de otras comunidades.

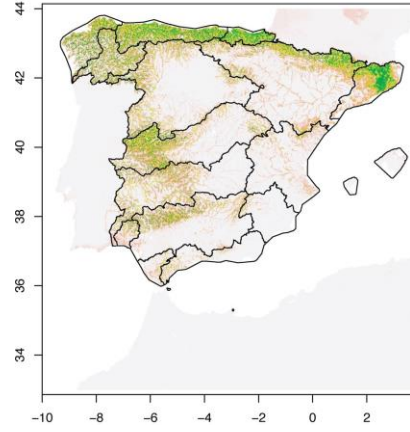
Dado el carácter finícola que tienen las localidades españolas para esta comunidad, parece poco probable que pueda producirse una extensión de su presencia en el país, quedando en una situación tan vulnerable o más que ahora mismo, en la que solo se conocen dos localidades con estas saucedas bien desarrolladas. Aunque los modelos predicen cambios en altitud del nicho climático, no es probable que la comunidad pueda ascender, ya que en niveles superiores se pierden las condiciones edáficas y topográficas adecuadas para esta formación propia de fondos de valles alpinos.

ALISEDAS OCEÁNICAS

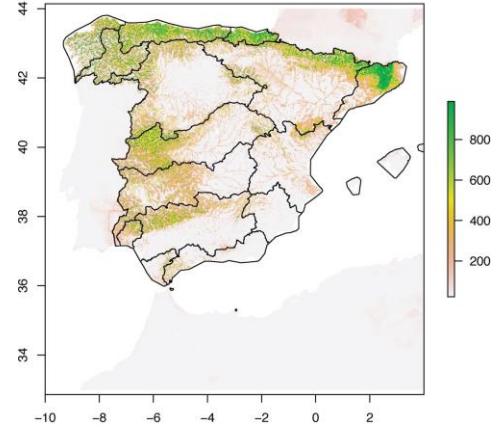
Modelo actual



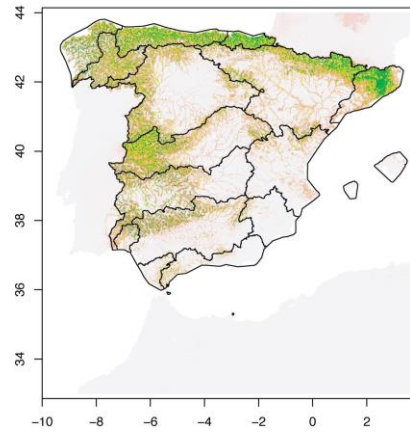
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



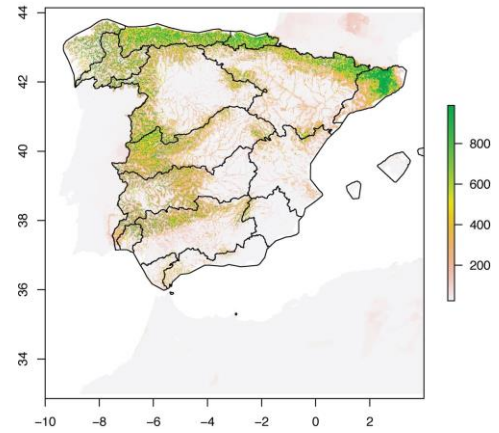
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ES2 0 2070 SSP126



MRI ES2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 60429 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 63920 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 67771 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 76924 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 77454 |

Previsiones de cambios en el área potencial de las Alisedas oceánicas

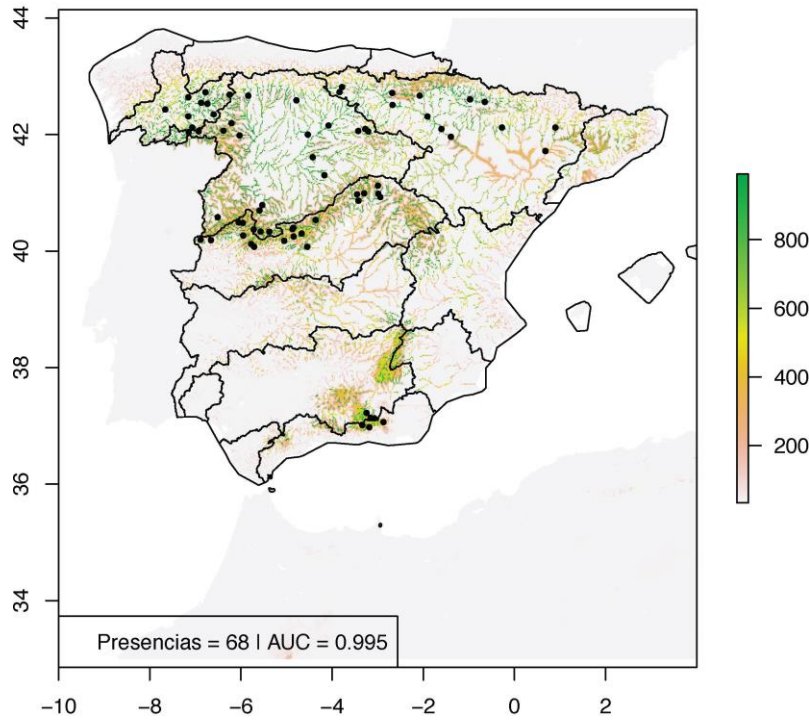
| | |
|--|--|
| <p>Tendencias futuras generales</p> | <p>Los modelos muestran un incremento en el número de píxeles entre el 5.8 y el 28.2%. Aunque parece que la tendencia es al incremento de la superficie ambientalmente idónea para la comunidad, no habría variación en el rango del hábitat, pues la potencialidad no se extiende a nuevos territorios.</p> |
| <p>DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad</p> | <p>Galicia Costa.</p> |
| <p>DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad</p> | <p>Distrito Cuenca Fluvial de Cataluña, Ebro, Guadalquivir, Guadiana, Tajo.</p> |

El modelo predice que el ambiente de las alisedas oceánicas no se va a ver amenazado a medio plazo. Sin embargo, el que se mantenga o se vaya a extender la comunidad depende de variables que no pueden ser modelizadas, como la migración conjunta de todos sus componentes florísticos (y fauna asociada) y la competencia con otras comunidades riparias. Hay que hacer notar que, aunque la superficie potencialmente ocupada no tiene una tendencia negativa y el rango no se verá gravemente alterado, es muy probable que las manifestaciones particulares de las alisedas en cada territorio sufran profundas alteraciones en la composición florística que pueden derivar en modificaciones en su estructura y funcionalidad.

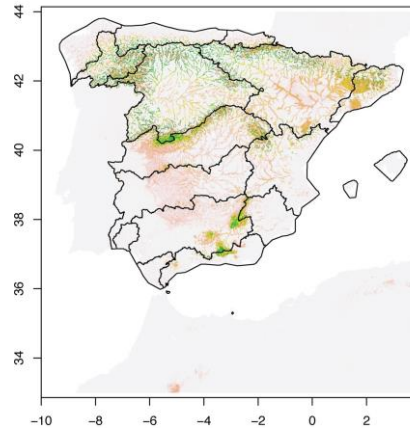
El efecto del cambio climático sobre la incidencia del decaimiento del aliso provocado por *Phytophthora alni* no se ha podido incluir en las modelizaciones y no es descartable que afecte negativamente a la extensión de las alisedas en ciertos territorios.

ALISEDAS CONTINENTALES

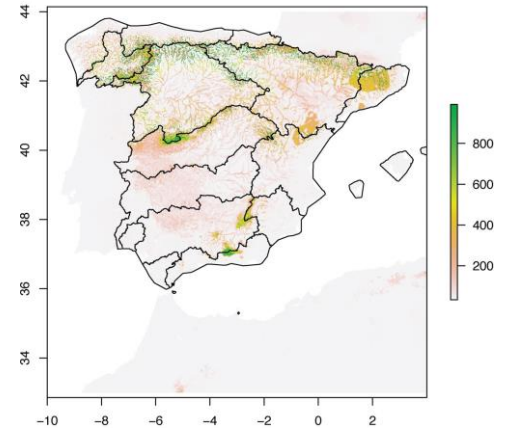
Modelo actual



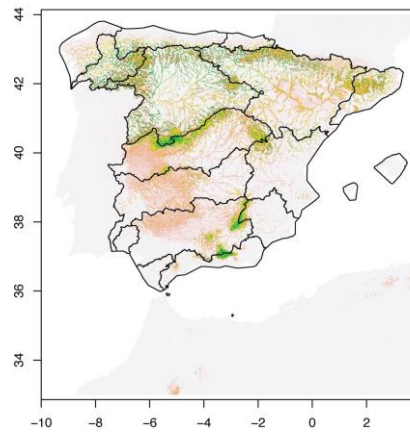
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



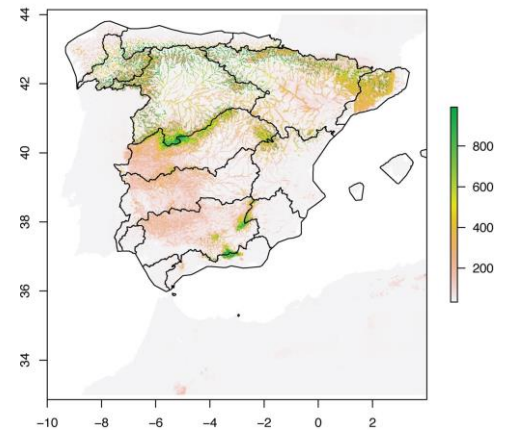
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ESM2 0 2070 SSP126



MRI ESM2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 41451 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 34114 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 22221 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 41842 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 37047 |

Previsiones de cambios en el área potencial de las Alisedas continentales

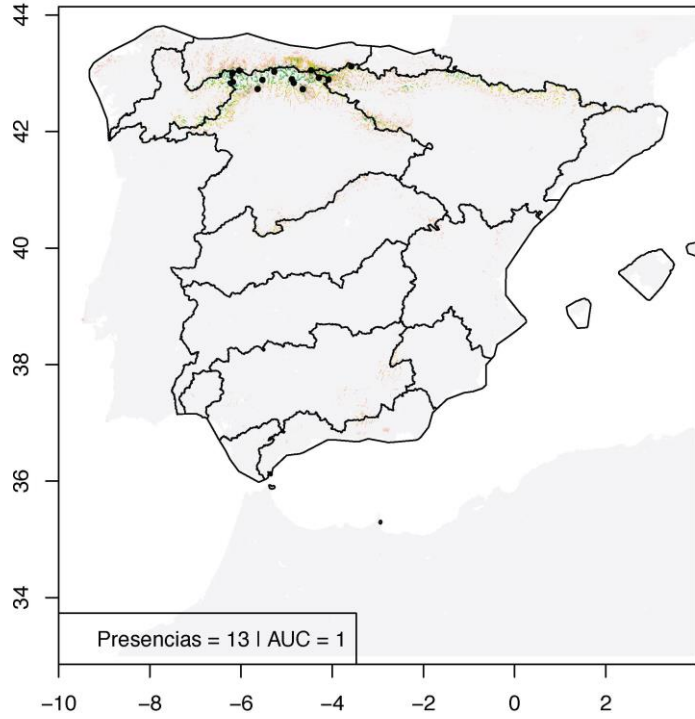
| | |
|--|--|
| <p>Tendencias futuras generales</p> | <p>Los modelos muestran una disminución en el número de píxeles, con la excepción del modelo MRI ESM2 0 2070 SSP126, que estadísticamente no pronostica cambios en la idoneidad ambiental de la comunidad. Estos descensos oscilan entre -10.6 y -46.4%, lo que supone pérdidas muy importantes en la potencialidad ambiental.</p> <p>La pérdida de potencialidad es mayor en cotas inferiores, produciéndose un ascenso general en altitud de la potencialidad ambiental probable. Mientras en zonas basales, como la Meseta Norte o la Depresión del Ebro el ambiente propicio para las alisedas prácticamente desaparecería, en Gredos y Sierra Nevada aumenta de manera importante la densidad de píxeles probables.</p> |
| <p>DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad</p> | <p>Duero, Ebro, Miño-Sil.</p> |
| <p>DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad</p> | <p>Guadalquivir, Mediterráneas de Andalucía, Tajo.</p> |

Estas alisedas, de carácter básicamente mediterráneo y matiz continental, son muy originales en el contexto europeo y son las que a priori se verían más afectadas por el cambio climático. Se predice una pérdida neta de hábitat idóneo. El parámetro más afectado podría ser la superficie total ocupada, sin cambios en el rango total, que no parece cambiar.

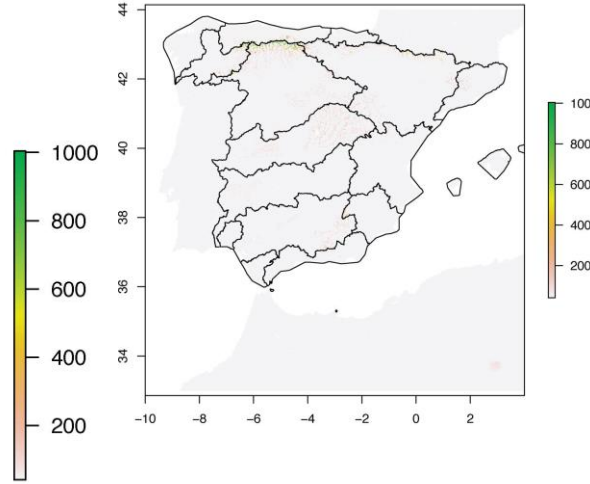
En esta comunidad, más que en ninguna, se prevén importantes cambios florísticos que podrían comprometer la viabilidad de algunas variantes actuales. Por ejemplo, el ascenso altitudinal de las alisedas continentales al que se verían obligadas para mantener un ambiente climáticamente adecuado, afectaría gravemente a las formaciones mesótrofas, pues la mezcla de sustratos y aguas con trofías diferentes que las origina se pierde en las partes altas de las cuencas.

SAUCEDAS CANTÁBRICAS

Modelo actual



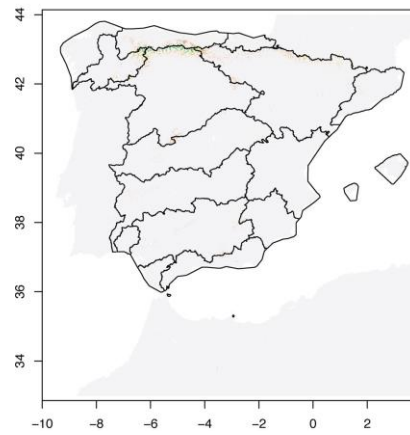
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



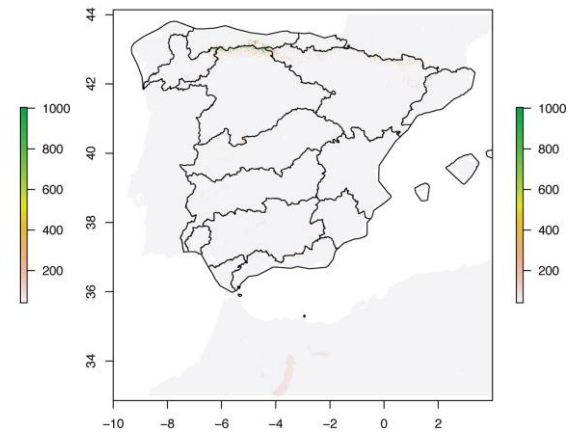
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ESM2 0 2070 SSP126



MRI ESM2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 1344 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 74 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 20 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 377 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 175 |

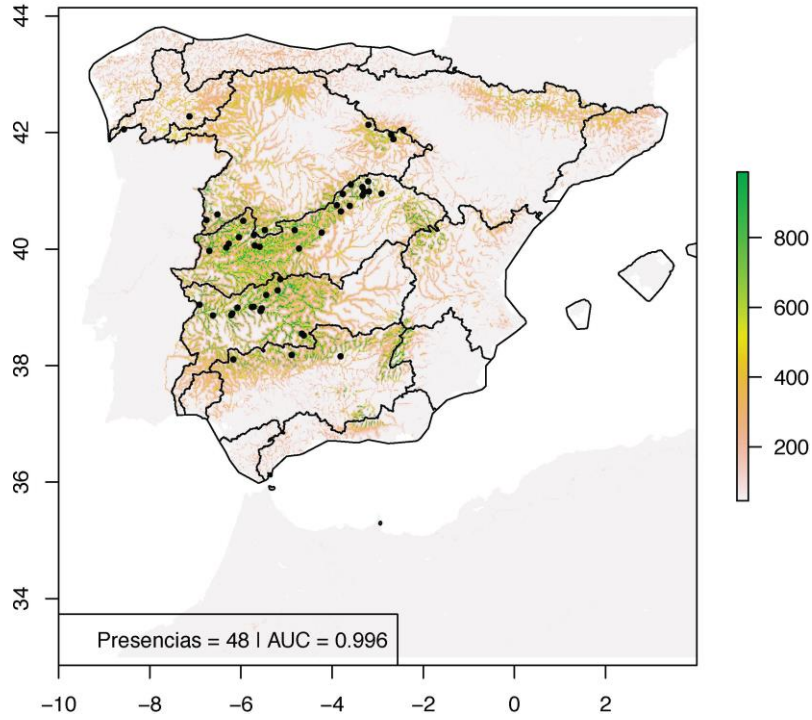
Previsiones de cambios en el área potencial de las Saucedas cantábricas

| | |
|---|---|
| Tendencias futuras generales | Los modelos muestran un descenso dramático en el número de píxeles potenciales, con variaciones entre -71.9 y el -98,5%. La idoneidad ambiental de esta comunidad prácticamente desaparece en España. |
| DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad | Duero, Ebro, Miño-Sil. |
| DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad | Ninguna. |

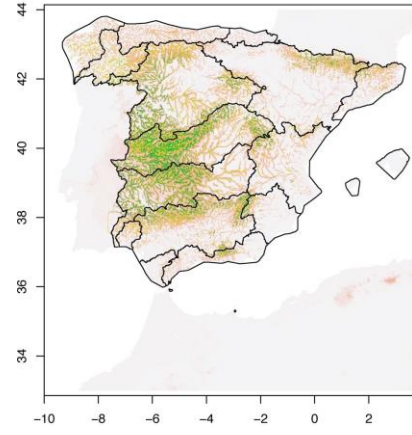
Esta comunidad endémica española es probablemente la más amenazada por el cambio climático de entre las que se ha modelizado el nicho climático. La única alternativa de esta sauceda ante el calentamiento global es refugiarse en las cabeceras de arroyos de áreas con clima submediterráneo de matiz continental. La reducción de la potencialidad predicha no se va a ver compensada, en ningún caso, con cambios en el rango, como migraciones hacia el norte. Todo indica que se trata de una comunidad muy amenazada por el cambio climático.

SAUCEDAS SALVIFOLIAS

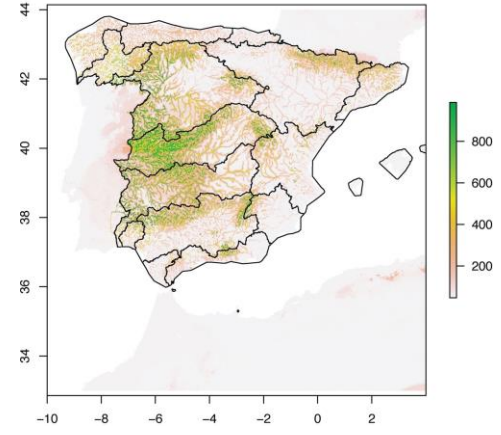
Modelo actual



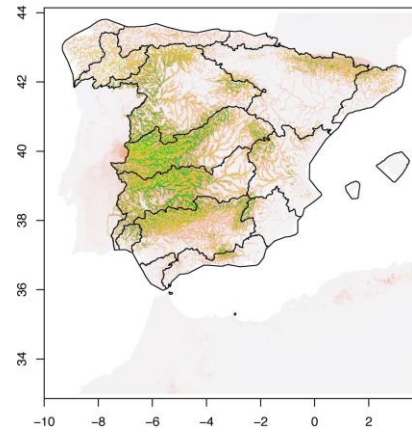
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



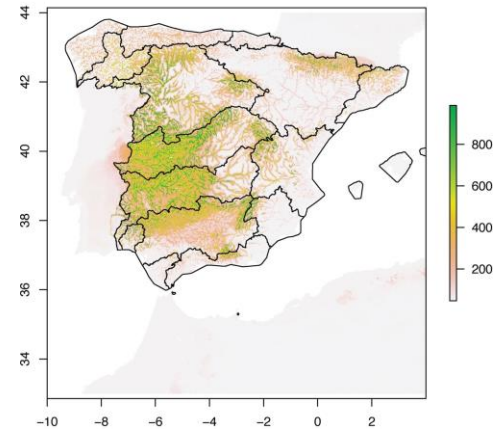
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ESM2 0 2070 SSP126



MRI ESM2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 33356 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 52092 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 52952 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 63929 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 59167 |

Previsiones de cambios en el área potencial de las Saucedas salvifolias

| | |
|---|---|
| <p>Tendencias futuras generales</p> | <p>Los modelos muestran un importante aumento en el número de píxeles, con incrementos entre el 56.2 y el 91.7%.</p> <p>Parece haber incrementos de potencialidad en las laderas meridionales de las sierras Mariánicas, su actual límite meridional, donde son raras y desarrolladas en condiciones precarias, o en Sierra Nevada, donde actualmente no aparecen saucedas salvifolias. Aumenta la densidad de localidades potenciales en las cuencas del Guadiana y Tajo. También se aprecia un ligero aumento de rango geográfico de la comunidad hacia el NW, aunque el número de tramos de ríos favorables en la cuenca del Duero supone un aumento considerable.</p> |
| <p>DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad</p> | <p>Ninguna.</p> |
| <p>DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad*</p> | <p>Duero, Ebro, Distrito Cuenca Fluvial de Cataluña, Júcar, Mediterráneas de Andalucía, Miño-Sil, Segura, Tajo, Tinto, Odiel y Piedras.</p> |

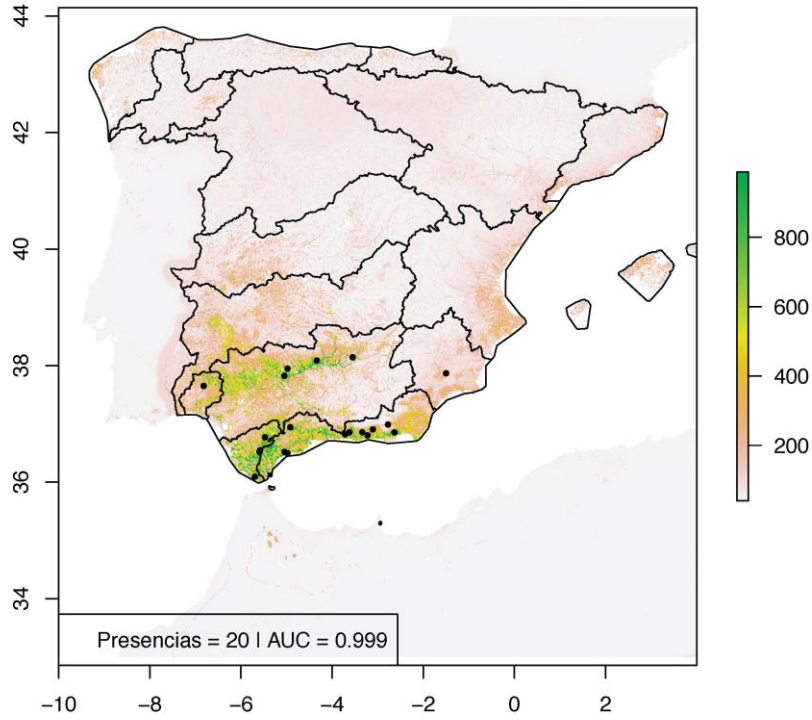
*En negrita, aquellas DDHH en las que la comunidad no está presente en la actualidad.

Aunque los modelos indican idoneidad ambiental en las DDHH orientales (Ebro, Distrito Cuenca Fluvial de Cataluña, Júcar, Segura), su aparición no parece probable por limitaciones tróficas del suelo y el agua. Aun así, el área potencial de las saucedas salvifolias podría verse aumentada debido a un incremento de densidad en áreas que actualmente ya ocupan y a la aparición y extensión en zonas noroccidentales de la cuenca del Duero.

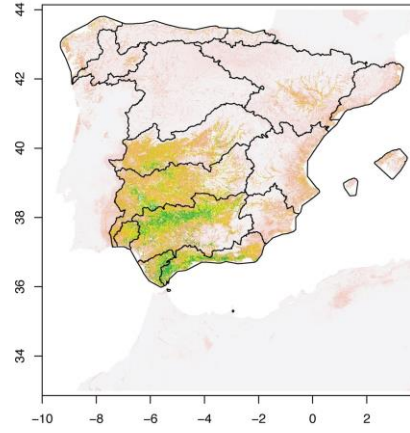
En cualquier caso, pronosticar los cambios que pueden producirse en las saucedas, ecológicamente tan complejas, conlleva una gran incertidumbre, especialmente en situaciones en que contactan con otras comunidades con las que la competencia es intensa. Esto sucede, por ejemplo, en las sierras Mariánicas con las saucedas meridionales o en la cuenca del Duero y oriente de la del Tajo con las saucedas que se denominan mixtas (Lara *et al.* 2007).

SAUCEDAS MERIDIONALES

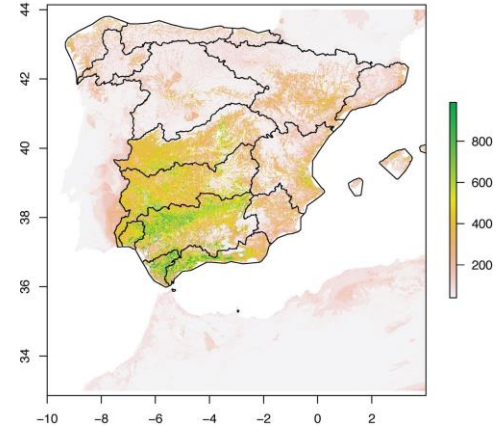
Modelo actual



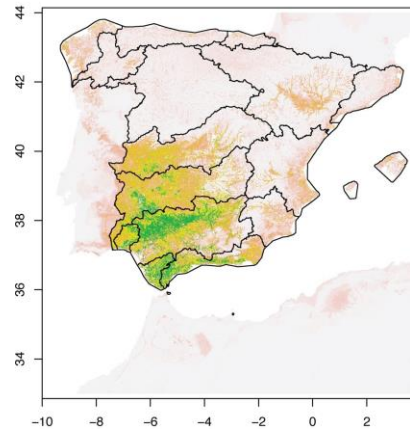
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



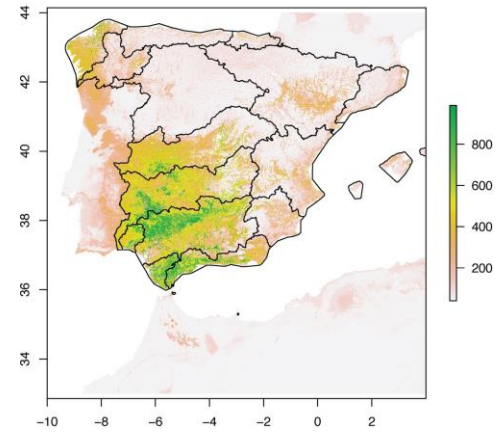
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ES2 0 2070 SSP126



MRI ES2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 5089 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 8562 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 6089 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 20614 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 21418 |

Previsiones de cambios en el área potencial de las Saucedas meridionales

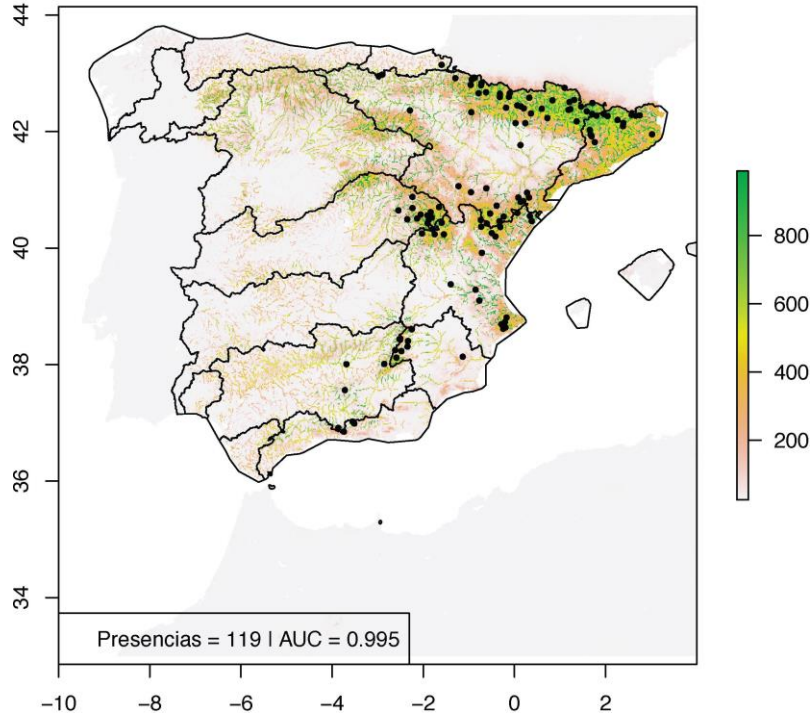
| | |
|--|--|
| Tendencias futuras generales | Los modelos muestran aumentos muy notables en el número de píxeles, con incrementos de entre el 19.6 y el 320.9%. Es la comunidad para la que se modeliza un mayor aumento de su potencialidad, tanto en área como en rango. |
| DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad | Ninguna. |
| DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad* | Galicia Costa , Guadalete y Barbate, Guadiana , Júcar , Mediterráneas de Andalucía, Miño-Sil , Tajo , Tinto, Odiel y Piedras. |

*En negrita, aquellas DDHH en las que la comunidad no está presente en la actualidad.

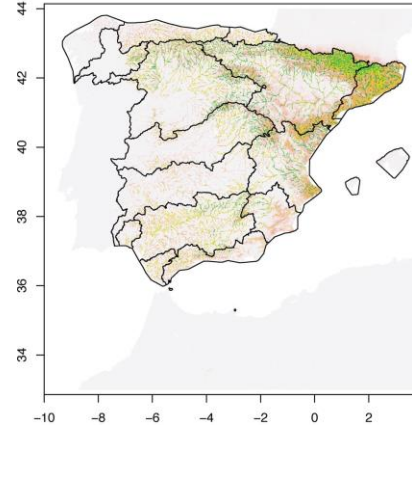
Actualmente, la comunidad solo es frecuente en la DH Cuencas Mediterráneas de Andalucía y aparece en las limítrofes (pero es extremadamente rara en la del Segura). Los modelos indican un aumento de potencialidad ambiental hacia el norte, extendiéndose notablemente por las sierras Mariánicas, sierra Suroeste (Jerez de los Caballeros, Badajoz) y Las Villuercas. Particularmente notable es la aparición de potencialidad que sugiere alguno de los modelos para zonas costeras de Galicia o las sierras levantinas.

MIMBRERAS CALCÍCOLAS

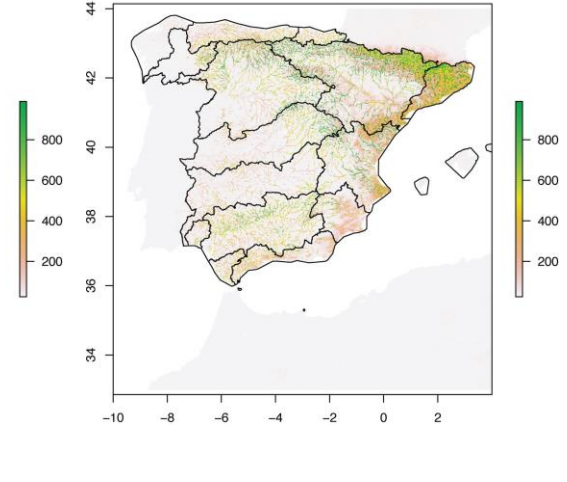
Modelo actual



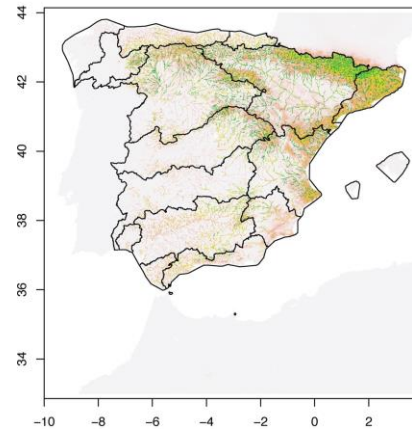
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



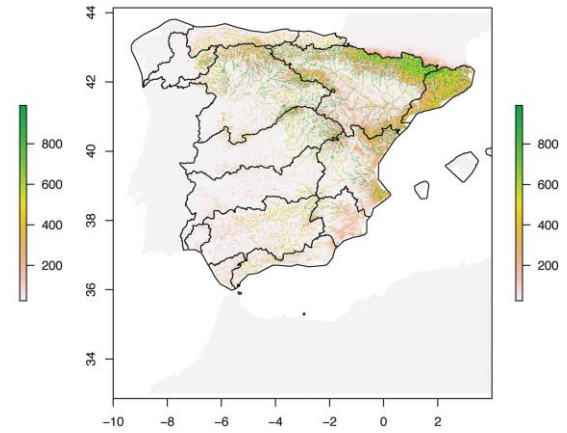
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ESM2 0 2070 SSP126



MRI ESM2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 47350 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 42810 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 41848 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 49011 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 46329 |

Previsiones de cambios en el área potencial de las Mimbreras calcícolas

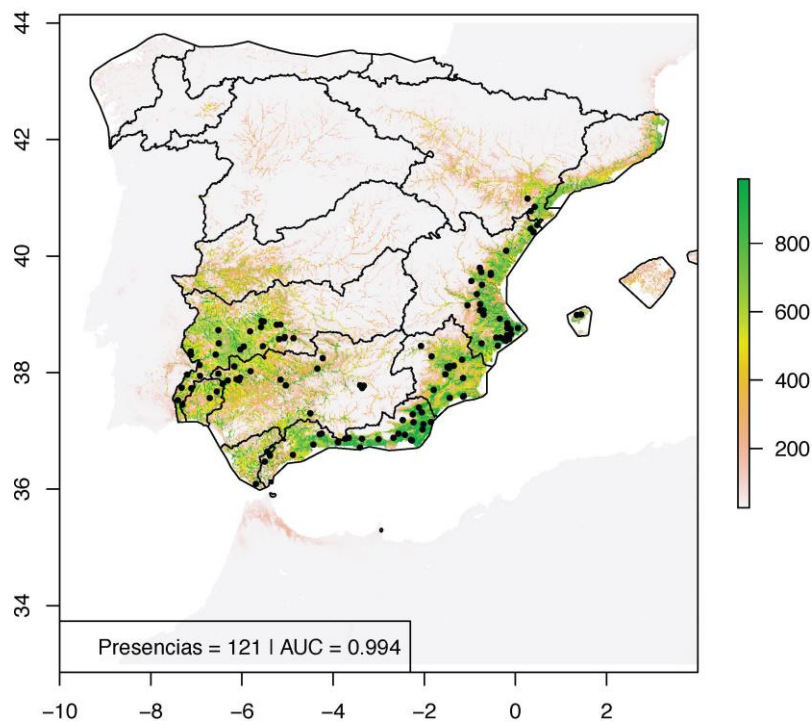
| | |
|---|---|
| Tendencias futuras generales | Los modelos son irregulares, pero, en todo caso, la tendencia parece ser a no haber grandes cambios. Tres muestran pérdidas en el número de píxeles, con valores entre el -11.6 y el -2.2%, mientras que el modelo MRI ES2 0 2070 SSP126 predice un incremento del 3.5% de píxeles. Notablemente, los cambios positivos se concentran en territorios con condiciones tróficas intermedias, donde en la actualidad estas mimbreras son sustituidas por otras similares, las saucedas mixtas con <i>S. salviifolia</i> . La pérdida o ganancia de píxeles, en este caso, no se considera relevante. |
| DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad | Ninguna. |
| DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad | Ninguna. |

Los modelos no indican una tendencia clara para la variación espacial del ambiente de esta comunidad, por lo que es probable que se mantenga estable la superficie ocupada, así como el rango general, a pesar del cambio climático.

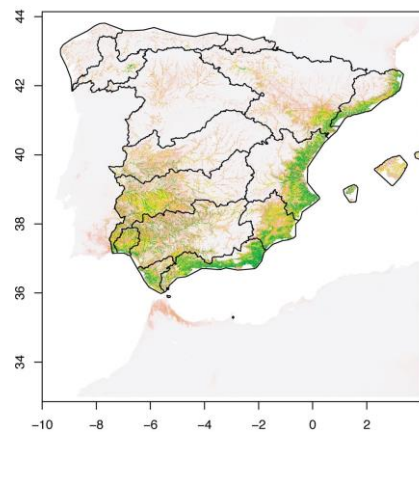
La incidencia del calentamiento global posiblemente afecte a la composición local de las formaciones. Esto podría tener incidencia negativa en la estructura y funcionalidad de las mimbreras.

ADELFARES DE RAMBLA

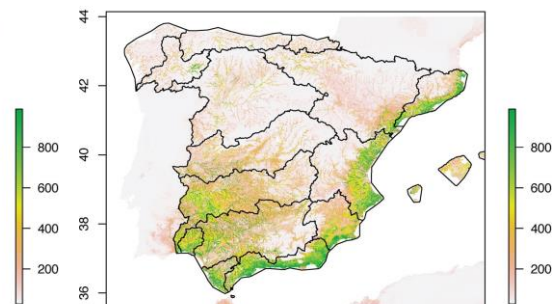
Modelo actual



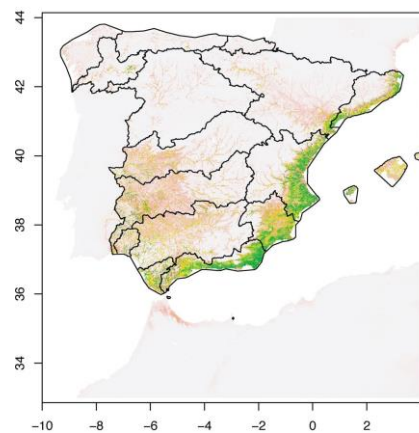
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



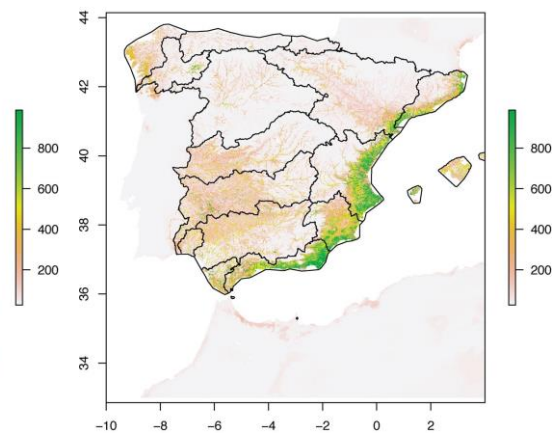
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ES2 0 2070 SSP126

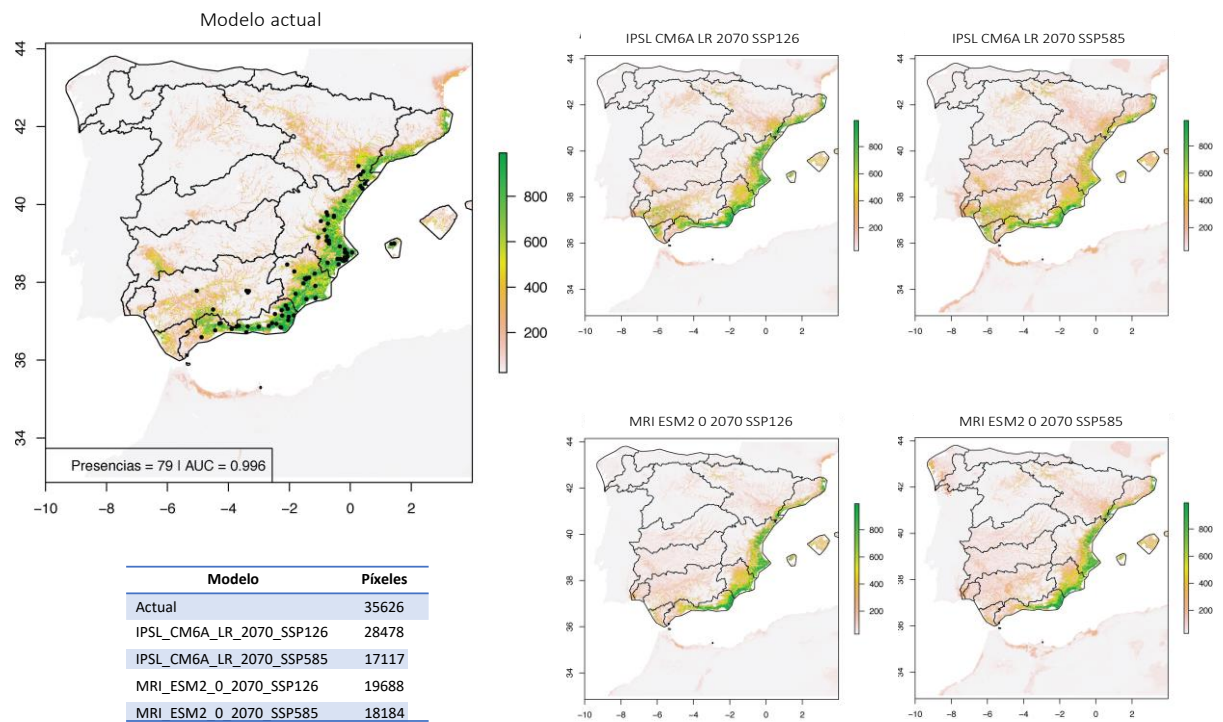


MRI ES2 0 2070 SSP585

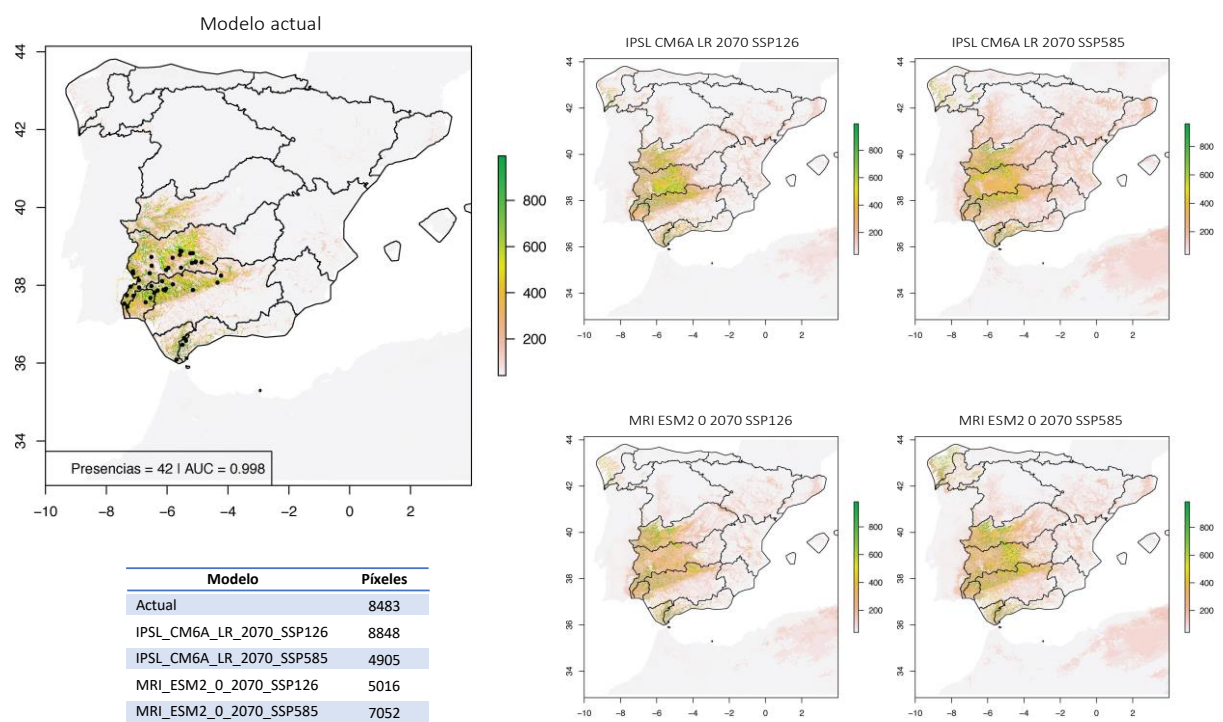


| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 65635 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 63903 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 61874 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 40492 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 35879 |

ADELFARES BÉTICO-LEVANTINOS



ADELFARES OCCIDENTALES



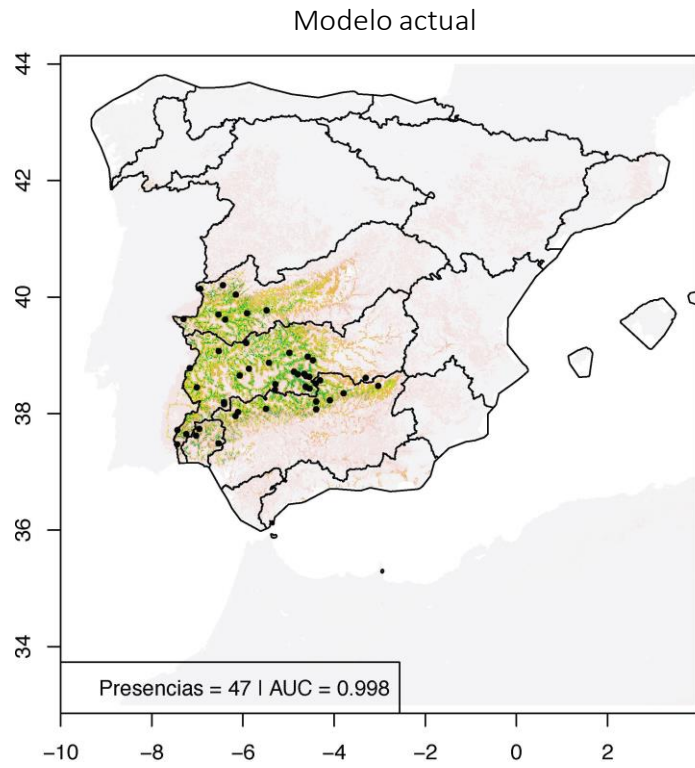
Previsiones de cambios en el área potencial de los Adelfares

| | |
|---|--|
| <p>Tendencias generales futuras</p> | <p>Para el conjunto de los adelfares, los modelos muestran un descenso general de píxeles, con un intervalo muy amplio entre máximos y mínimos, con descensos entre -2.6 y -45.3%. Es decir, desde una variación muy pequeña hasta la pérdida de casi la mitad de los píxeles potencialmente idóneos. Sin embargo, la incertidumbre se reduce notablemente al analizar cada tipo de adelfar por separado.</p> <p>Para los adelfares bético-levantinos se obtiene en todos los modelos una pérdida considerable, entre -20.1 y -51.9%, con tres de los modelos por encima de -44% de pérdida de áreas potenciales idóneas. Corresponde a una retracción de la idoneidad ambiental en el arco mediterráneo, muy destacada en las DDHH de Júcar y Segura.</p> <p>Los adelfares occidentales reducen en general su potencialidad climática, aunque no tan intensamente. Tres de los modelos indican una pérdida de píxeles adecuados de entre -16.9 y -42.2%. Solo el modelo IPSL CM6A LR 2070 SSP126 indica un pequeño aumento (4.3%). Por el contrario, es llamativa la aparición de ambientes favorables en la cuencadel Sil y en la D.H. de Galicia-Costa.</p> |
| <p>DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad</p> | <p>Bético-levantinos: Ebro, Júcar, Mediterráneas de Andalucía, Segura, Guadalete y Barbate.</p> <p>Occidentales: Guadalquivir, Guadiana.</p> |
| <p>DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad*</p> | <p>Bético-levantinos: Baleares, Tinto, Odiel y Piedras. Incierto en Guadalquivir y Guadalete y Barbate.</p> <p>Occidentales: Galicia-Costa, Miño-Sil, Tajo.</p> |

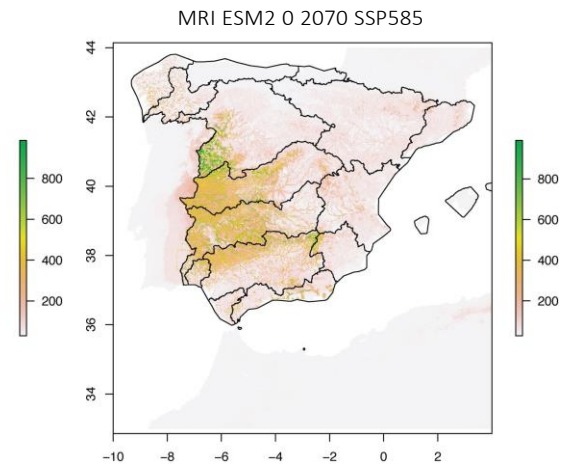
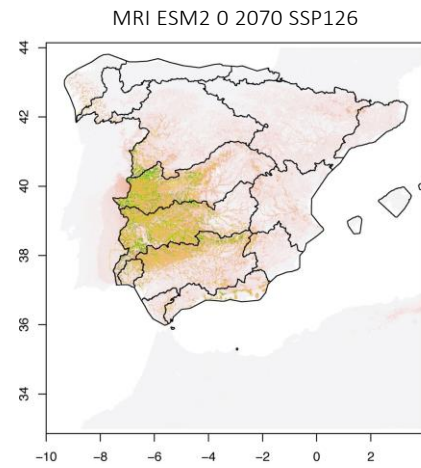
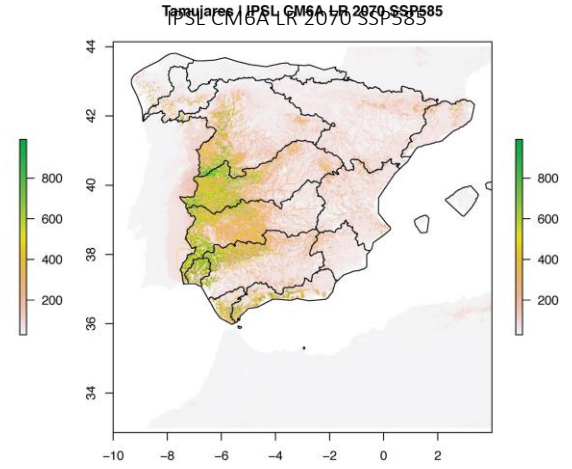
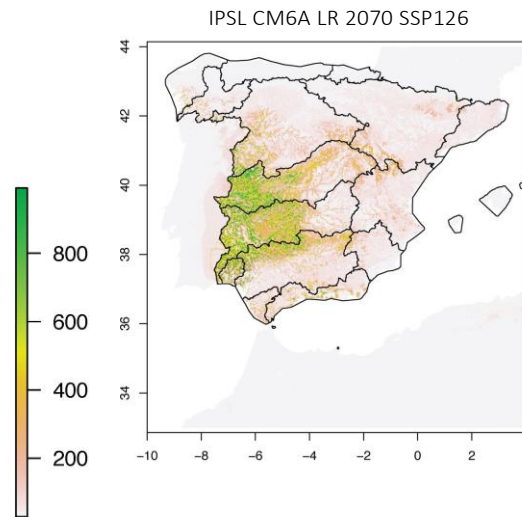
*En negrita, aquellas DDHH en las que la comunidad no está presente en la actualidad.

El carácter termófilo y xerófilo hace pensar en que estas comunidades se extenderían con el calentamiento climático. Sin embargo, la modelización de su nicho ecológico indica que esto no es previsible en el medio plazo. En el caso de los **adelfares bético-levantinos**, no hay retracción del área potencial, pero se predice una notable reducción de los cursos de agua adecuados para su desarrollo. De los modelos para los **adelfares occidentales** se puede deducir una reducción probable del área potencialmente idónea, pero, en paralelo, se proyecta una ampliación de su rango potencial hacia el norte. Mientras que el desplazamiento hacia Montes de Toledo y la vertiente meridional del Sistema Central parece muy probable, la colonización de cursos de agua en las cuencas gallegas resulta más difícil de asumir.

TAMUJARES



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 14157 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 17156 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 8573 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 5925 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 3978 |



Previsiones de cambios en el área potencial de los Tamujares

| | |
|--|---|
| Tendencias futuras generales | Tres de los modelos muestran pérdidas de potencialidad muy importante, entre el -39.4 y -71.2%. Sin embargo, el modelo IPSL CM6A LR 2070 SSP126 muestra un incremento de píxeles del 21.2%. |
| DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad | Guadalquivir, Guadiana, Tajo, Tinto, Odiel y Piedras. |
| DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad* | Duero, Mediterráneas de Andalucía, Miño-Sil, Segura (poco probable por la litología). |

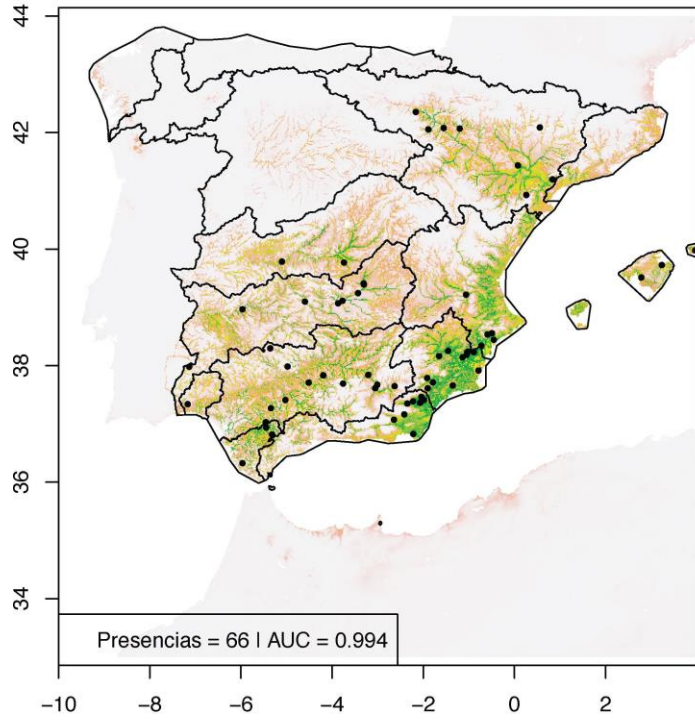
*En negrita, aquellas DDHH en las que la comunidad no está presente en la actualidad.

La modelización de esta comunidad endémica no es concluyente, pero, en general, hay reducción de la idoneidad ambiental en las zonas meridionales. Paralelamente, los modelos proyectan un desplazamiento de la idoneidad ambiental hacia el norte, ocupando el suroccidente de la cuenca del Duero, donde actualmente la comunidad no se desarrolla. Solo un modelo predice el aumento de enclaves favorables en el núcleo del área actual.

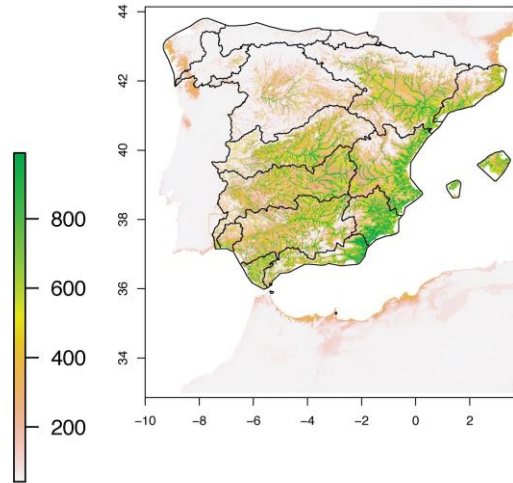
De modo general, la idoneidad ambiental de los tamujares podría disminuir en zonas basales de las cuencas del Tajo y Guadiana y de la vertiente meridional de Sierra Morena. Sin embargo, se mantendrían condiciones potencialmente adecuadas para ellos en zonas a mayor altitud de esos mismos territorios. Algunos modelos muestran también condiciones favorables en las costas andaluzas.

TARAYALES

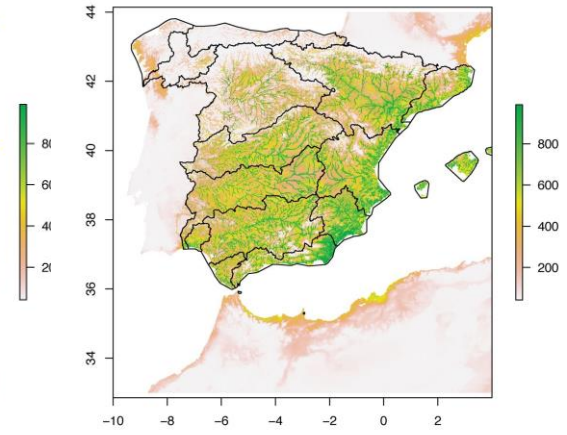
Tarayal | Actualidad
Modelo actual



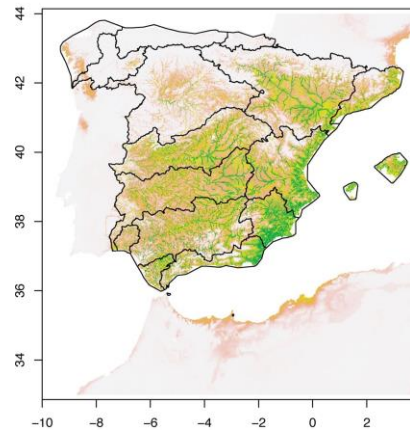
IPSL CM6A LR 2070 SSP126



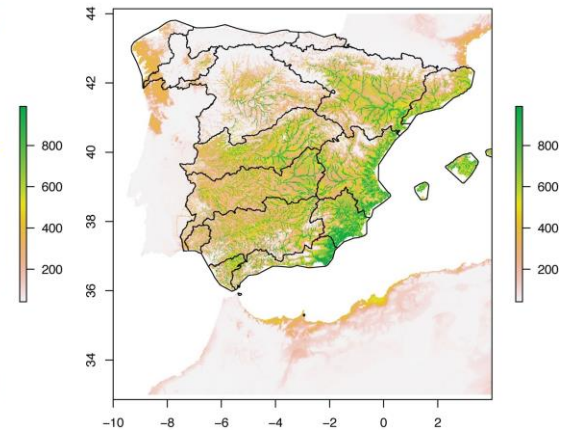
IPSL CM6A LR 2070 SSP585



MRI ESM2 0 2070 SSP126



MRI ESM2 0 2070 SSP585



| Modelo | Píxeles |
|--------------------------|---------|
| Actual | 60180 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP126 | 125973 |
| IPSL_CM6A_LR_2070_SSP585 | 181424 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP126 | 120143 |
| MRI_ESM2_0_2070_SSP585 | 142692 |

Previsiones de cambios en el área potencial de los Tarayales

| | |
|--|---|
| Tendencias futuras generales | Los modelos muestran un aumento muy importante en el número de píxeles, con incrementos entre el 99,6 y el 201.5%. |
| DDHH en las que puede reducirse el área potencial de la comunidad | Ninguna. |
| DDHH en las que puede producirse un aumento o la aparición de nueva área potencial para la comunidad* | Baleares, Duero , Ebro, Guadalete y Barbate, Guadiana, Distrito Cuenca Fluvial de Cataluña, Júcar, Mediterráneas de Andalucía, Miño-Sil , Segura, Tajo, Tinto, Odiel y Piedras. |

*En negrita, aquellas DDHH en las que la comunidad no está presente en la actualidad.

Los tarayales son, tras las saucedas meridionales, las formaciones para las que se predice un mayor aumento de su potencialidad, en concordancia con su carácter termoxerófilo. La extensión de su potencialidad es coherente con su afinidad ecológica actual, por lo que, muy probablemente, se amplíe tanto la superficie ocupada como el rango de estas comunidades.

Se ha de notar que se ha modelizado el conjunto de las comunidades dominadas por tarayes, pero hay que tener en cuenta que los tarayales halófilos están mucho menos extendidos, puesto que tienen una alta dependencia edáfica, y su posible extensión futura no sería comparable a la de los tarayales basófilos.

5. DIRECTRICES GENERALES Y MEDIDAS CONCRETAS PARA LA GESTIÓN, CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE LOS BOSQUES Y MATORRALES DE RIBERA.

5.1. Recomendaciones generales para la mejora de la situación actual en el conjunto de la red hidrográfica española

El cambio climático es una amenaza sobre los ecosistemas cuya gestión directa requiere una aproximación multidisciplinar, aplicada en una red de tramos fluviales en los que abordar un seguimiento. El seguimiento y las decisiones que se deriven de los mismos no van a poder cambiar el clima sino, en todo caso, mitigar sus efectos sobre el patrimonio natural de nuestros sistemas fluviales. Ahora bien, actualmente carecemos de datos empíricos suficientes sobre los efectos que el cambio climático tendrá en los bosques de ribera de España, que permitan establecer medidas específicas, aplicables con carácter general a corto plazo. Solo en algunos casos sería posible plantear medidas de gestión particulares que implicarían una actuación muy intensa sobre el territorio, como sería incrementar caudales en los ríos, algo que, va a ser cada vez más complicado en situaciones de aumento de sequía y temperatura.

En esta sección del informe se aportan recomendaciones generales que refuercen la protección de las riberas ante las agresiones que sí son gestionables, las de origen antrópico antes detalladas. Estas recomendaciones se han de contextualizar en el marco de dos normas fundamentales, que son la Ley de Aguas de España (BOE núm. 176, de 24/07/2001) y la Directiva Marco Europea del Agua (Directiva 2000/60/CE). Destacamos aquí que el mero cumplimiento de la Ley de Aguas, respetando las condiciones para la gestión de la zona de policía, sería más que suficiente para preservar adecuadamente los sistemas fluviales incluyendo los bosques de ribera.

Así mismo, es preciso integrar las recomendaciones relativas a los bosques de ribera que se aportan en este informe en el marco de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Esta estrategia consta de varios instrumentos de los que destacamos dos, las mesas de trabajo y el Catálogo Nacional de Reservas Hidrológicas.

Las mesas de trabajo son elementos fundamentales para dar soporte técnico y científico a la estrategia. Son 5 mesas: Agricultura, Urbanización, Regulación de caudales, Alteraciones morfológicas y Especies exóticas. Hay que poner de manifiesto que, salvo “Especies exóticas”, todas las mesas ignoran en sus planteamientos y medidas el patrimonio vegetal de los sistemas fluviales pese a que las medidas propuestas afectan o dependen directamente de la vegetación riparia. Por tanto, la estrategia Nacional de Ríos debería mejorar su planteamiento considerando como pilar fundamental el reconocimiento y gestión de la vegetación riparia y su diversidad (Lara *et al.* 2019a) dada su relación recíproca con el resto de los componentes (hidrológico, geomorfológico, etc.) de los sistemas fluviales (Corenblit *et al.* 2007, 2008). Así, por ejemplo, en relación a la mesa de trabajo centrada en agricultura, sería imprescindible

que la tipología de la vegetación de ribera (orillas y vegas) de España (Lara *et al.* 2019a) estuviera considerada explícitamente en las medidas propuestas sobre la creación o mantenimiento de las llamadas franjas protectoras (buffer-strip). En sus medidas tratan estas franjas como elementos estándares con una amplitud fija (20m) que no contempla la extraordinaria variabilidad de ambientes y comunidades riparias de España, especialmente los bosques de vega, que pueden tener dimensiones mucho más amplias (Lara *et al.* 2007, 2019a; Garilleti *et al.* 2012). Igualmente, en la mesa de trabajo sobre urbanización, el hecho de ignorar la vegetación riparia dificulta el establecimiento de medidas acertadas en la recuperación de los sistemas fluviales en medios urbanos. Aquí se debieran considerar los tipos de comunidades que atesora España para adecuar los ríos con flora y vegetación autóctona. Así se obtendrían tanto beneficios ambientales netos como pedagógicos sobre nuestro patrimonio forestal fluvial, evitando la promoción del uso de especies ornamentales exóticas, que eventualmente se comportan como invasoras. Paralelamente, la exclusión de la vegetación riparia y las necesidades ambientales que tienen las distintas comunidades vegetales que pueblan los ríos, limita la eficacia de las recomendaciones de las mesas sobre regulación de caudales y alteraciones morfológicas. La vegetación de ribera no es un componente que dependa de los factores físicos del medio fluvial, sino que también los condiciona e incluso modela (Corenblit *et al.* 2007, 2008).

Por otra parte, la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos tiene como elemento catalizador de las medidas de conservación el Catálogo Nacional de Reservas Hidrológicas. Nuestras propuestas en relación con dicho catálogo y al conjunto de la estrategia son:

- i) elaboración de una cartografía sobre la distribución real actual de los tipos de vegetación de ribera reconocidos para España (Lara *et al.* 2019a). Esta cartografía es básica y clave para una estrategia eficaz en la conservación y restauración de los sistemas fluviales de España.
- ii) sobre la cartografía anterior, es preciso ampliar el catálogo nacional de reservas hidrológicas, siguiendo las recomendaciones y número de enclaves indicados en (Calleja *et al.* 2019b) para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat de la Directiva Europea Hábitats presentes en España.
- iii) puesta en marcha del protocolo de seguimiento propuesto para dichos enclaves (Calleja *et al.* 2019a; Garilleti *et al.* 2019; Lara *et al.* 2019b) complementándolo con el protocolo relacionado con cambio climático incluido en la propia Estrategia Nacional de Restauración (MITECO 2020). Sería imprescindible ponerlos en marcha en una amplia red de enclaves, sean reservas fluviales o no, para monitorizar los efectos del cambio climático (y otras presiones) y así poder tomar medidas eficaces de gestión incluyendo la restauración.
- iv) establecimiento de la tipología de bosques y matorrales de ribera recientemente descrita (Lara *et al.* 2019a) como referencia obligada a la hora de acometer proyectos de restauración en sistemas fluviales. Existe además información básica muy detallada sobre preferencias ambientales y composición florística de cada tipo con sus respectivas variaciones geográficas (Lara *et al.* 2007; Garilleti *et al.* 2012).

Finalmente, en el contexto actual de rápido cambio global y cambio climático cabría crear un grupo o mesa de trabajo centrado en los componentes bióticos (vegetación y fauna) de los sistemas fluviales. En dicha mesa hay muchos retos que afrontar y uno de ellos será plantear, diseñar y experimentar a modo de prueba piloto, la migración asistida (Hewitt *et al.* 2011; Peterson & Bode 2021). Se trata de una aproximación conceptual y metodológica con numerosas ventajas, pero también desafíos e inconvenientes que puede ser preciso explorar en el contexto actual de rápido cambio climático.

5.1.1. Recomendaciones generales ante cambios inducidos en las condiciones hidráulicas naturales

- **PROTECCIÓN EFECTIVA FRENTE A TOMAS DE AGUA O CANALIZACIONES** que puedan limitar permanente o estacionalmente la disponibilidad de agua superficial. Afecta a todas las ripisilvas sin excepción, pero es especialmente importante en las regiones Mediterránea y Macaronésica, donde algunas comunidades de área reducida y muy dependientes del agua, como las **alisedas con loros y loreras**, los **ojaranzales** y las **saucedas canarias** pueden perder extensión por la reducción de agua fluyente.
- **CONTROL ESTRICTO DE LOS CAUDALES ECOLÓGICOS**. Especialmente relacionado, pero no exclusivamente, con los embalsamientos.
- **REEVALUACIÓN DEL CAUDAL ECOLÓGICO ADECUADO PARA CADA COMUNIDAD EN LOS DIFERENTES TERRITORIOS**. Para algunas comunidades con mayores requerimientos hídricos, como, por ejemplo, alisedas y loreras en ambientes mediterráneos, los aumentos de temperatura pueden necesitar ser compensados con una mayor disponibilidad hídrica. Es necesario un seguimiento del estado de la vegetación riparia en este sentido. Esto también se cumple para comunidades que no han sido modelizadas pero que, por sus requerimientos y extensión actual, pueden sufrir un mayor estrés hídrico asociado a aumentos de temperatura, como las alamedas hidrófilas o los bosques de vega.
- **PROTECCIÓN DEL NIVEL FREÁTICO FAVORECIENDO SU RECARGA**, mediante el control de caudales ecológicos y protección ante excesivas captaciones subterráneas. El nivel freático va a estar probablemente muy afectado por los cambios termoplumiométricos proyectados y es crucial para el mantenimiento o recuperación de los **bosques de vega** o las **fresnedas y saucedas pantanosas**.
- **MANTENIMIENTO DE VARIABILIDAD DE CAUDALES Y LA INESTABILIDAD DE LAS ORILLAS**. Las saucedas y mimbreras necesitan, para permanecer en el territorio y mantener su composición, estructura y funcionamiento, las oscilaciones ligadas a los cambios estacionales de los caudales. Esto es especialmente importante en comunidades muy amenazadas por el cambio climático, como las **saucedas cantábricas** o las **saucedas canarias**.
- **REDUCIR O IMPEDIR LA IMPLANTACIÓN DE BARRERAS FÍSICAS QUE OBSTACULICEN LA EXTENSIÓN TRANSVERSAL DE LAS FORMACIONES RIPARIAS Y/O LIMITEN SU CONECTIVIDAD TRANSVERSAL**.

Especialmente importante para formaciones ligadas a llanuras de inundación y con perspectivas negativas, como las **saucedas con *Salix daphnoides*** o los **bosques de vega**.

- **RECUPERACIÓN DE LOS CANALES Y DINÁMICAS NATURALES DE LOS RÍOS**, eliminando canalizaciones artificiales, motas o diques que impiden la extensión del agua por las llanuras aluviales durante las crecidas. Necesario para el mantenimiento o recuperación de **saucedas de *Salix daphnoides*** y **bosques de vega**.

La excesiva regulación de caudales empobrece la complejidad de los sistemas fluviales y por ende la de la vegetación riparia.

5.1.2. Recomendaciones generales ante presiones por agricultura, ganadería y silvicultura

- **CONTROLAR Y REDUCIR CUANDO SEA POSIBLE LOS USOS AGRÍCOLAS EN LAS ZONAS PRÓXIMAS AL CAUCE**. Favorecer la recuperación o el mantenimiento de comunidades de orilla depende de que las prácticas agrícolas no se ciñan demasiado al cauce, permitiendo tanto la protección lateral como cierta extensión en anchura del bosque o matorral. La reducción de la amplitud de las ripisilvas afecta muy negativamente a su estructura y funcionalidad.
- **REGULAR UN USO EXCESIVO DE ABONOS Y PESTICIDAS EN AMBIENTES RIPARIOS Y ADYACENTES**. El uso de abonos y pesticidas contribuye, entre otros efectos negativos, al empobrecimiento florístico y la banalización de la flora de las riberas.
- **ATENUAR LA INTENSIDAD DE LA PRÁCTICA GANADERAS EN EL INTERIOR Y LAS CERCANÍAS DE LAS COMUNIDADES RIPARIAS**. Además de la nitrificación de suelos y aguas producidas por una sobrecarga ganadera, que conlleva un cambio florístico con abundancia de especies banales y nitrófilas, el uso continuo del ganado rompe la estructura del suelo y lo compacta, dificultando la recuperación de las formaciones naturales.
- **MODERAR LOS USOS SILVÍCOLAS EN LAS ZONAS PRÓXIMAS AL CAUCE**. La silvicultura elimina comunidades riparias y de vega o altera de manera muy importante su composición y funcionalidad. En las ramblas se llegan a instalar cultivos forestales en el mismo cauce, que deberían restringirse o, idealmente, eliminarse. Grave en todos los casos, la silvicultura es especialmente importante cuando pueda afectar a comunidades muy sensibles o de las que existen reducidas manifestaciones como **alisedas con loros y loreras**, **ojaranzales**, **saucedas cantábricas** o **saucedas de *Salix daphnoides***. Deberían extremarse las precauciones no solo respecto a plantaciones, sino también a las labores de tala, clareo y limpieza de sotobosques que puedan afectar a la estructura y funcionalidad de las ripisilvas.
- **EVITAR CUANDO SEA POSIBLE LA CORRECCIÓN DE CAUCES**. Esta actividad, frecuentemente ligada a prácticas agrícolas, supone la simplificación del recorrido del río –que pueden terminar siendo prácticamente rectilíneos–, con la resultante profundización del cauce provocado por el aumento de velocidad del agua y la capacidad del río para erosionar y

transportar sólidos. Implica, además, un descenso del freático en la llanura aluvial y dificulta la formación o recuperación de **bosques de vega**.

- **ELIMINACIÓN DE USOS AGRÍCOLAS, GANADEROS Y SILVÍCOLAS EN ZONAS DONDE SE QUIERA RECUPERAR LOS BOSQUES DE VEGA.** Se trata de una medida de gestión extrema pero imprescindible para la recuperación de las comunidades de la llanura de inundación, que son incompatibles con estos usos.

5.1.3. Recomendaciones generales ante presiones por pastoreo

- **PREVENCIÓN DE SOBRECARGA DE GANADO DOMÉSTICO O CINEGÉTICO.** Se trata de evitar un uso intensivo de sotos que permanecen frescos y con vegetación herbácea en verano, particularmente en áreas mediterráneas. El ganado encuentra en estos lugares alimento y áreas de descanso, por lo que los emplean de manera continua. Esto genera cambios tanto en composición como estructura (fuerte empobrecimiento y banalización), lo que implica cambios en la funcionalidad de los sistemas. Si la utilización por el ganado es significativa, el estrato herbáceo desaparece, el suelo se compacta y el bosque original puede quedar reducido a un esqueleto constituido por las leñosas de mayor porte. En casos extremos, esto podría llevar a la desaparición local de formaciones con extensión limitada y desarrolladas en valles estrechos de ríos y arroyos de poco caudal, como en el caso de las **alisedas con loros y loreras**. El pastoreo también es un problema para comunidades de la región Atlántica, como las **saucedas cantábricas**, que suelen ser deforestadas para propiciar la aparición de prados de siega para el ganado doméstico.

Además de a bosques más o menos cerrados y umbríos, el pastoreo también afecta, y muy gravemente, a formaciones de porte arbustivo o arborescente de las ramblas mediterráneas, los **adelfares, tamujares y tarayales**. Aquí no es la sombra lo que se busca, sino plantas con las que nutrir al ganado durante casi todo el año. La recuperación y conservación de estas comunidades no parece posible sin un control riguroso –que socialmente es complicado de implementar– del pastoreo en las ramblas.

5.1.4. Recomendaciones generales ante presiones por especies invasoras

- **SEGUIMIENTO Y ELIMINACIÓN DE ESPECIES ALÓCTONAS**, con especial atención a las arbóreas o aquellas con carácter invasor e ingeniero de ecosistemas. Aunque muchas neófitas se incorporan a la comunidad sin graves efectos aparentes, se ha encontrado cierto número de especies de carácter invasor, algunas de ellas –herbáceas o arbóreas– con capacidad para alterar profundamente la vegetación de los lugares donde se instalan. Alteran o llegan a eliminar completamente las ripisilvas originales. Ambientes no muy fríos y con agua siempre muy accesible, como las **alisedas**, han sufrido en las últimas décadas alteraciones muy profundas en su estructura provocadas por árboles no nativos. Pero no solamente los árboles pueden cambiar la comunidad. En terrenos cálidos, la caña (*Arundo donax*) ha reemplazado a bosques y matorrales (**saucedas meridionales, saucedas canarias o adelfares**) o es una clara amenaza para otros, como

los **ojaranzales**. Igualmente, las comunidades de cursos medios y bajos (**fresnedas, alamedas**) y las asociadas a vegas, al estar en ambientes más intervenidos por el hombre, poseen actualmente cortejos florísticos muy desvirtuados dominados por especies exóticas e invasoras (*Robinia pseudoacacia*, *Ailanthus altissima*, *Conyza* spp., *Amaranthus* spp., *Xanthium* spp.).

- **PROCURAR LA CONSERVACIÓN DE BOSQUES O MATORRALES BIEN ESTRUCTURADOS.** Las comunidades bien constituidas florística y estructuralmente son más difícilmente modificadas por plantas invasoras, incluso por las más agresivas. Todas estas especies necesitan una vía de entrada en las riberas, que frecuentemente son puntos que han sufrido previamente agresiones relacionadas con usos agrosilvícolas o ganaderos: talas, clareos, “limpieza” de sotobosques, uso intenso por el ganado doméstico, nitrificación, estrechamiento de las formaciones riparias, etc. Además de estas, cualquier otra alteración que llegue a afectar a la estructura natural, como típicamente hace la intrusión humana, contribuirá en mayor o menor medida a la extensión de estos neófitos. Por otra parte, el control de estas presiones ayudará a reducir la intensidad de la implantación de la flora alóctona.
- **POLÍTICAS DE EDUCACIÓN Y CONCIENCIACIÓN SOBRE LAS PLANTAS INVASORAS.** El desconocimiento más o meno extendido en la Sociedad respecto del significado ecológico de estas plantas puede convertirse en un problema para su gestión, si no se encuentra apoyo a las medidas de erradicación. En algunos casos, estas plantas son consideradas bellas y apropiadas en el entorno –por ejemplo, *Crocsmia x crocosmiiflora* (Lemoine) N.E.Br. o *Robinia pseudoacacia*– o tienen un fuerte arraigo en la cultura popular (*Arundo donax*).

5.1.5. Recomendaciones generales ante presiones por urbanización

- **REDUCCIÓN DE LA EXPANSIÓN URBANÍSTICA EN EL ENTORNO DE LAS FORMACIONES MÁS FRÁGILES O CON PEOR PRONÓSTICO.** Las zonas intensamente urbanizadas no son gestionables de manera eficaz para mantener una estructura, composición ni funcionalidad adecuada. Por el contrario, son las zonas menos alteradas las que conservan comunidades riparias, muchas veces de alto interés que han de preservarse. Los restos de comunidades especialmente frágiles se han conservado en buena medida gracias a que no se ha construido en su entorno. Suelen tratarse de bosques o matorrales que ocupan una pequeña extensión local y general y que están gravemente amenazadas ante el cambio climático. Es el caso de **alisedas con loros y loreras, ojaranzales, saucedas de *Salix daphnoides* o saucedas cantábricas**, pero también de las más extendidas pero amenazadas **saucedas meridionales**, muy afectadas por el desarrollo turístico. Debe evitarse la urbanización o instalación de cualquier infraestructura que altere las manifestaciones de estas comunidades. En el caso de medidas para recuperar **bosques de vega**, potencialmente más extensos territorialmente que las anteriores comunidades, pero casi desaparecidos, también deben plantearse restricciones a la expansión urbanística.

5.1.6. Recomendaciones generales ante presiones por transportes y redes de comunicación

- **REDUCCIÓN DE LA IMPLANTACIÓN DE NUEVAS INFRAESTRUCTURAS EN EL ENTORNO DE LAS FORMACIONES MÁS FRÁGILES O CON PEOR PRONÓSTICO.** Las comunidades de extensión muy reducida y local pueden ser profundamente alteradas o eliminadas incluso por obras de aparente poco impacto, como la instalación de un puente sobre un arroyo o una carretera o pista en paralelo al río. Debe evitarse cualquier infraestructura nueva o ampliación de las existentes cuando afecten a comunidades raras y frágiles, especialmente aquellas para las que los modelos proyectan reducción de área o de localidades proyectadas en los modelos.
- **PRECAUCIÓN EN LA INSTALACIÓN DE VÍAS DE COMUNICACIÓN EN PARALELO AL CAUCE.** Las formaciones en mejor situación o pronóstico también han de protegerse y se recomienda actuar cuidadosamente. Las vías de comunicación deben situarse a una distancia suficiente del cauce, de manera que: 1) no afecten a la estructura de la ripisilva, 2) no produzcan una desconexión transversal de las comunidades, 3) permitan los movimientos del agua por la llanura de inundación y 4) no supongan la llegada a las orillas de desechos o contaminantes producidos o lanzados desde la vía.

5.1.7. Recomendaciones generales ante presiones por actividad minera y extractiva

- **ELIMINAR VOLCADOS DE ESCOMBROS MINEROS HACIA EL RÍO.** Una de las dos agresiones más importantes de la minería sobre las riberas es la destrucción que producen las escombreras.
- **COMPENSAR LAS POSIBLES ALTERACIONES EN LA DINÁMICA FLUVIAL.** Es necesario que las actuaciones en el cauce y caudal del río (excavaciones, represas) no produzcan cambios en las tasas de erosión y sedimentación que modifiquen el perfil fluvial.
- **REGULAR LA INCORPORACIÓN DE PARTÍCULAS SÓLIDAS A LA CORRIENTE,** de modo que no se incrementen las tasas de sedimentación aguas abajo.
- **REMEDIACIÓN DE AGUAS CONTAMINADAS ANTES DE SER VERTIDAS AL CAUCE.**

5.1.8. Recomendaciones generales ante presiones por intrusión humana

- **POLÍTICAS DE EDUCACIÓN Y CONCIENCIACIÓN AMBIENTAL.** La educación ambiental ayuda a comprender mejor el medio ribereño, su importancia ambiental y social y su fragilidad frente a acciones aparentemente inocuas como las relacionadas con su uso lúdico.
- **REGULACIÓN DE ACTIVIDADES RECREATIVAS DE MAYOR IMPACTO.** El caso más significativo es posiblemente el barranquismo, que afecta tanto a las orillas como al mismo cauce. También el paso continuado de personas hacia y por las orillas tiene un importante efecto sobre la composición y estructura de una comunidad: compacta el suelo, impide el desarrollo de herbáceas y altera la estructura general de la comunidad en las zonas de paso preferente. Si la finalidad es el baño, pueden crearse playas sin naturalidad en las que se hayan alterado profundamente o incluso alterado la ripisilva original.

- **RESTRICCIÓN DE ACCESOS Y USO.** Se trata de una medida extrema que puede ser necesaria en los casos de mayor fragilidad y pronóstico más desfavorable, como es el caso –pero no exclusivamente– de las **saucedas de *Salix daphnoides*** o las **saucedas cantábricas**.

5.1.9. Recomendaciones generales ante presiones por incendios y extinción de incendios

- **REGENERACIÓN NATURAL.** Dada la rápida recuperación que generalmente se observa en las riberas, especialmente las de zonas húmedas, es adecuado que la recuperación de la vegetación riparia sea lo más natural posible y dejar que siga sin mucha intervención humana todas las etapas de su autorreconstrucción.
- **CONTROLAR USOS INDEBIDOS O POCO ADECUADOS DURANTE LA REGENERACIÓN.** Aunque la recuperación sin intervención de comunidades edafohigrófilas sea más rápida que la de un bosque climatófilo, lleva un tiempo más o menos prolongado. Durante este periodo, el territorio puede sufrir otras alteraciones de las recogidas en este informe, aprovechando la evidente destrucción. La regeneración natural no implica –más bien, al contrario– una falta de vigilancia y control para evitar la instalación de usos no apropiados (agrícolas, ganaderos, silvicultura o infraestructuras de cualquier tipo). En las inmediaciones del cauce la zona de policía puede mantener un cierto control, pero hacia las vegas la invasión de la zona de **bosques de vega** por prácticas agrícolas o ganaderas puede constituir una amenaza.

5.1.10. Recomendaciones generales ante presiones por contaminación de las aguas y los suelos

- **DEPURACIÓN DE AGUAS ANTES DE SER VERTIDAS AL CAUCE.** Pocas medidas, más allá del estricto control de vertidos urbanos, mineros o industriales incontrolados o no tratados, pueden efectuarse ante la presión por contaminación de las aguas y suelos próximos a las orillas de las vegas.

5.2. Acciones particulares en tipos concretos de vegetación riparia según demarcaciones hidrográficas

Los principales tipos de vegetación de ribera de España (Lara *et al.* 2019a) están actualmente sujetos a toda una serie de presiones, incluyendo el cambio climático, que varían en función del territorio (véase secciones 2 y 4 de este informe). Dado que la gestión de las riberas recae en primera instancia en los Organismos de cuenca, la tabla 5.2 señala qué tipos de vegetación están presentes en cada una de las demarcaciones hidrográficas, indicando además cuáles requieren mayor atención mediante un código de colores: la caracterización en rojo indica que el tipo de vegetación es prioritario y está altamente amenazado; el color naranja se refiere a tipos de vegetación amenazados; y el color amarillo señala tipos de hábitats en un estado vulnerable. Esta tipificación ilustra así la urgencia en acometer medidas de conservación. Está basada en los resultados de los modelos de idoneidad ambiental proyectados a medio plazo (2070)

(sección 4) y en las presiones y amenazas sobre las comunidades más sensibles, descritas en el apartado 3 del estudio.

En general, **todos los tipos de vegetación considerados están amenazados** excepto los **tarayales**. Por otra parte, hay algunos tipos de vegetación cuyo estado difiere según la demarcación hidrográfica considerada, por ejemplo, las **saucedas salvifolias**, las **saucedas meridionales**, las **mimbreras calcófilas** y **tamujares**.

| COMUNIDAD RIBEREÑA / DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA | <i>Alisedas con loros y loreiras</i> | <i>Alisedas oceánicas</i> | <i>Alisedas continentales</i> | <i>Alisedas aljibicas</i> | <i>Ojaranzales</i> | <i>Fresnedas y saucedas negras pantanosas</i> | <i>Saucedas de Salix daphnoides</i> | <i>Saucedas cantábricas</i> | <i>Saucedas salvifolias</i> | <i>Saucedas meridionales</i> | <i>Mimbreras calcófilas</i> | <i>Saucedas canarias</i> | <i>Adelfares de rambla</i> | <i>Tamujares</i> | <i>Tarayales ibéricos basófilos</i> | <i>Tarayales ibéricos halófilos</i> | <i>Bosques de vega</i> |
|---|--------------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|--------------------|---|-------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------------|------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------|
| GALICIA-COSTA | | ✓ | | | | | | | | | | | | | | | ✓ |
| DISTRITO CUENCA FLUVIAL DE CATALUÑA | ✓ | ✓ | | | | | | | | | ✓ | | | | | | ✓ |
| CUENCAS MEDIT. ANDALUZAS | | | ✓ | ✓ | ✓ | | | | | ✓ | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| GUADALETE Y BARBATE | | | | ✓ | | | | | | ✓ | | | ✓ | | ✓ | | ✓ |
| TINTO, ODIEL Y PIEDRAS | | ✓ | | | | | | | | ✓ | | | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ |
| GUADALQUIVIR | | ✓ | | | | ✓ | | | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| SEGURA | | | | | | | | | | ✓ | ✓ | | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ |
| JÚCAR | | | | | | | | | | | ✓ | | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ |
| CANTÁBRICO OCCIDENTAL | | ✓ | | | | | | ✓ | | | | | | | | | ✓ |
| CANTÁBRICO ORIENTAL | ✓ | ✓ | | | | | | | | | ✓ | | | | | | ✓ |
| MIÑO-SIL | | ✓ | ✓ | | | | | ✓ | ✓ | | | | | | | | ✓ |
| DUERO | | ✓ | ✓ | | | | | ✓ | ✓ | | | | | | | | ✓ |
| TAJO | ✓ | ✓ | ✓ | | | | | | ✓ | | ✓ | | | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| GUADIANA | ✓ | ✓ | | | | | | | ✓ | | | | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ |
| EBRO | ✓ | ✓ | ✓ | | | | ✓ | ✓ | ✓ | | ✓ | | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ |
| ISLAS BALEARES | | | | | | | | | | | | | ✓ | | ✓ | ✓ | ✓ |
| ISLAS CANARIAS (DDHH de Gran Canaria, La Gomera, La Palma y Tenerife) | | | | | | | | | | | | ✓ | | | | | |

Tabla 5.2. Resumen de la presencia de los tipos de vegetación riparia más amenazados o de especial relevancia en las diferentes demarcaciones hidrográficas. Código de colores: rojo - tipos de vegetación prioritarios y altamente amenazados; naranja - tipos de vegetación amenazados; amarillo - tipos de hábitats vulnerables.

Los tipos de vegetación más presionados actualmente –incluyendo el cambio climático– son, sin duda, aquellos con unos mayores requerimientos hídricos, tanto atmosféricos como edáficos. Así, hay tipos de vegetación muy extendidos pero prioritarios y muy amenazados como son las **alisedas oceánicas**, las **alisedas continentales**, las **alisedas aljibicas** y las **alisedas con loros y loreras**. Hay que subrayar que los dos últimos tipos de alisedas, además de ser prioritarios, tienen un grado máximo de amenaza por la reducida área de ocupación que poseen. Igualmente, están amenazados y muestran una distribución restringida los **ojaranzales**, las **fresnedas pantanosas**, las **saucedas de *Salix daphnoides*** y, en menor medida, las **saucedas cantábricas** que, pese a su mayor área de distribución, son un tipo de vegetación endémico con un estrecho nicho ecológico circunscrito actualmente y en el futuro a la vertiente sur de las Cordillera Cantábrica. También se incluyen en este grupo las **saucedas canarias** pues, aunque son formaciones frecuentes en los barrancos de Tenerife, Gran Canaria, La Gomera y La Palma, su dramático estado de conservación hace que sean muy pocas las localidades con manifestaciones mínimamente representativas. Finalmente, se suman los bosques de vega, ya que actualmente están extraordinariamente degradadas, cuando no totalmente desaparecidas en la mayoría de los ríos. Son, además, muy vulnerables en el escenario de presiones actuales y futuras en todas las demarcaciones hidrográficas. En Canarias, la geomorfología de los sistemas fluviales impide su desarrollo.

Las recomendaciones fundamentales para todos estos tipos de vegetación riparia es el control exhaustivo de las captaciones de agua. Dicho control es urgente en los tipos de vegetación prioritarios y/o de distribución restringida: **alisedas con loros y loreras**, **ojaranzales**, **saucedas de *Salix daphnoides*** y **fresnedas pantanosas**. En el caso de las **saucedas canarias**, además, es urgente acometer planes de erradicación de especies exóticas invasoras. Su estructura y composición están totalmente desvirtuadas por la abundancia de *Arundo donax*, *Ageratina* spp., *Tradescantia* spp., etc. Por otra parte, en el caso de los bosques de vega es primordial que se limiten las actividades agroganaderas pues son las que históricamente han diezmado dichos bosques y han usurpado su espacio.

En segundo lugar, se destacan las formaciones amenazadas –pero no prioritarias– en todas las demarcaciones hidrográficas donde actualmente viven: **adelfares** y **tarayales ibéricos halófilos**. Paradójicamente, pese al carácter xerotermófilo de estos tipos de vegetación, la sobreexplotación de caudales y acuíferos en zonas áridas para abastecer necesidades desproporcionadas de agua para la agricultura intensiva y las infraestructuras turísticas está arruinando el hidrodinamismo de ríos y arroyos de caudal temporal y especialmente de las ramblas. En consecuencia, está mermando la extensión de estas formaciones y su estructura y composición florística están muy alteradas. Para estas formaciones es clave asegurar caudales mínimos y acometer planes a largo plazo de erradicación de flora y vegetación exótica. La alteración de la dinámica hidrológica natural de los cursos temporales está favoreciendo la colonización de los lechos y orillas por flora y vegetación que en muchos casos es exótica (territorios extra ibéricos) que se comporta como invasora. También sería necesario que las ramblas del sureste árido dejen de usarse como vías de comunicación pues muchas actualmente se usan como pistas no asfaltadas.

En tercer lugar, se enfatizan manifestaciones cuya evaluación varía entre amenazadas y vulnerables según la demarcación hidrográfica: **saucedas salvifolias, saucedas meridionales, mimbreras calcófilas y tamujares**. Todas ellas son tipos de bosques endémicos de la Península Ibérica salvo las mimbreras calcófilas. No obstante, en el seno de estas últimas hay variantes extraordinariamente originales en el contexto europeo. Todas ellas padecen igualmente la captación y regulación de caudales. Sobre todo, las saucedas dependen de caudales no regulados pues son especialistas en colonizar ambientes inestables. Por otra parte, los tamujares –formaciones igualmente endémicas–, experimentan actualmente una presión agroganadera abusiva.

Si el foco se pone en las demarcaciones hidrográficas, aquellas con un mayor número de tipos de vegetación de ribera amenazados o vulnerables son las que poseen mayor extensión y están caracterizadas por una mayor heterogeneidad ambiental (climática y edáfica). Aun así, todas las demarcaciones acogen uno o varios tipos de vegetación prioritarios muy amenazados. Destacan, no obstante, las del Ebro, Miño, Duero y Tajo. También sobresalen las demarcaciones Cuencas Mediterráneas Andaluzas, Guadalquivir y Guadiana al considerar los tipos de vegetación amenazados.

En todas las demarcaciones, salvo Canarias, se tiene la responsabilidad de o es necesario recuperar los bosques de vega. Además, cada una de ellas tiene sus respectivas peculiaridades en cuanto a tipos de vegetación riparia a preservar y restaurar:

GALICIA-COSTA

Ha de centrar sus esfuerzos en las **alisedas oceánicas**. Son formaciones muy singulares y, en su territorio, de carácter oligótrofo que son raras en el resto del territorio español (Lara *et al.* 2007).

DISTRITO CUENCA FLUVIAL DE CATALUÑA

Posee **loreras** y además una genuina variante de **alisedas oceánicas** con notables variaciones entre las manifestaciones pirenaicas, prepirenaicas y las ubicadas en las sierras litorales (Lara *et al.* 2007)

CUENCAS MEDITERRÁNEAS ANDALUZAS

Esta demarcación posee las **alisedas aljibicas** y los **ojaranzales**, que por su carácter subtropical precisan atención prioritaria incluso cuando muchas manifestaciones están dentro de espacios naturales protegidos (Garilleti *et al.* 2012). Además, alberga numerosos tipos de vegetación propios del sur de España: **tamujares, adelfares de ramblas y tarayales ibéricos halófilos** que están muy amenazados.

GUADALETE Y BARBATE

La prioridad también es conservar las **alisedas aljibicas** y los **adelfares de rambla**.

TINTO, ODIEL Y PIEDRAS

La prioridad es conservar las **alisedas oceánicas**, los **adelfares de rambla** y los tamujares. En el contexto de los adelfares hay variantes muy ricas en brezos o incluso brezales de *Erica andevalensis* endémicos de la cuenca (Garilleti *et al.* 2012).

GUADALQUIVIR

El tipo de vegetación más urgente a preservar es el de las fresnedas y saucedas negras pantanosas circunscritas al Parque Nacional de Doñana y su entorno. Pese a que las mejores manifestaciones están dentro de este espacio natural protegido, la sobreexplotación de los acuíferos de la comarca amenaza seriamente esta singular vegetación riparia.

Además, esta demarcación posee buenas manifestaciones de **alisedas oceánicas** –en Sierra Morena–, así como **adelfares de ramblas** muy diferentes (por ej., los de Sierra Morena frente a lo de las Sierras Béticas), **mimbreras calcófilas** igualmente singulares (especialmente las de Tejada-Almijara), **saucedas salvifolias finícolas** (Sierra Morena), **tamujares** y tarayales ibéricos halófilos (Garilleti *et al.* 2012)

SEGURA Y JÚCAR

Estas demarcaciones carecen de tipos de vegetación prioritarios y sin embargo albergan manifestaciones amenazadas que en su dominio son muy importantes, como son los **adelfares de ramblas**, **tarayales ibéricos halófilos**, **mimbreras calcófilas** y, puntualmente, **saucedas meridionales** (Sierra Espuña) (Garilleti *et al.* 2012).

CANTÁBRICO OCCIDENTAL

En esta demarcación es prioritario trabajar con las **alisedas oceánicas** y las **saucedas cantábricas** (Lara *et al.* 2007).

CANTÁBRICO ORIENTAL

En esta demarcación la atención ha de centrarse en **alisedas oceánicas** y en las **alisedas con loros y loreras** (S^a de Ordunte) (Lara *et al.* 2007).

MIÑO-SIL y DUERO

Ambas demarcaciones comparten tipos de vegetación que precisan atención prioritaria: **alisedas oceánicas**, **alisedas con loros y loreras** y **saucedas cantábricas**. Es precisamente en la demarcación del Duero donde se concentra la mayor parte de las singulares **saucedas cantábricas** (Lara *et al.* 2007).

TAJO

La demarcación del Tajo ha de actuar sobre tres tipos distintos de alisedas (**alisedas oceánicas, alisedas continentales y alisedas con loros y loreras**) y, además, destinar atención a los **tarayales ibéricos halófilos** en su sector centro-oriental (por ej., entorno de Aranjuez) (Lara *et al.* 2007; Garilletei *et al.* 2012).

GUADIANA

Es una demarcación con las riberas especialmente degradadas, sobre todo en el sector oriental y muy especialmente en la llamada “Mancha Húmeda” donde los sistemas fluviales han sido transformados en acequias o literalmente han desaparecido. La atención ha de centrarse en las **alisedas oceánicas, alisedas con loros y loreras, saucedas salvifolias y adelfares de rambla** (Garilletei *et al.* 2012).

EBRO

Esta demarcación abarca un amplio repertorio de **alisedas**, incluso dentro de los principales tipos (oceánicas y continentales). Además, posee las únicas y escasas localidades de **saucedas de *Salix daphnoides***. Tiene, además, numerosas manifestaciones **de tarayales ibéricos halófilos** y, de manera marginal, **saucedas cantábricas y adelfares de rambla** (Lara *et al.* 2007).

ISLAS BALEARES

El carácter de archipiélago parece que merma la capacidad de albergar comunidades riparias, sin embargo, es importante que proteja los escasísimos **adelfares de rambla** (Ibiza), **tarayales halófilos** y otras formaciones de ramblas como los alocares (Garilletei *et al.* 2012).

ISLAS CANARIAS

En estas islas es prioritario actuar para preservar y restaurar las **saucedas canarias** que actualmente, y por sobreexplotación de los acuíferos e inadecuada gestión de la flora ornamental, están siendo remplazadas por densas formaciones de exóticas invasoras. Además, en este archipiélago son relevantes otros tipos de vegetación riparia como las laurisilvas hidrófilas, los tarayales y las baleras (Garilletei *et al.* 2012).

6. REFERENCIAS

- ACA – Agència Catalana de l'Aigua. 2006. *HIDRI – Protocolo para la valoración hidromorfológica de los ríos*. Agència Catalana de l'Aigua.
- Aguayo J., Elegbede F., Husson C., Saintonge F.-X. & Marçais B. 2014. Modeling climate impact on an emerging disease, the *Phytophthora alni*-induced alder decline. *Global Change Biology* 20 (10): 3209–3221. <https://doi.org/10.1111/gcb.12601>
- Aguar F.C. & Ferreira M.T. 2005. Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation* 32 (1): 30–41. <https://doi.org/10.1017/S0376892905001992>
- Aguar F.C., Ferreira M.T., Albuquerque A., Rodriguez-Gonzalez P. & Segurado P. 2009. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial scale-dependence. *Fundamental and Applied Limnology* 175 (3): 249–267. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0175-0249>
- Aguar F.C., Ferreira M.T. & Moreira I. 2001. Exotic and native vegetation establishment following channelization of a western Iberian river. *Regulated Rivers: Research & Management* 17 (4–5): 509–526. <https://doi.org/10.1002/rrr.642>
- Ahtiainen M. & Huttunen P. 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4.
- Anderson B.G., Rutherford I.D. & Western A.W. 2006. An analysis of the influence of riparian vegetation on the propagation of flood waves. *Environmental Modelling & Software* 21 (9): 1290–1296. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.04.027>
- Araújo M.B. & New M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22 (1): 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Baatrup-Pedersen A., Jensen K.M.B., Thodsen H., Andersen H.E., Andersen P.M., Larsen S.E., Riis T., Andersen D.K., Audet J. & Kronvang B. 2013. Effects of stream flooding on the distribution and diversity of groundwater-dependent vegetation in riparian areas. *Freshwater Biology* 58 (4): 817–827. <https://doi.org/10.1111/fwb.12088>
- Baker W.L. 1990. Species richness of Colorado riparian vegetation. *Journal of Vegetation Science* 1 (1): 119–124. <https://doi.org/10.2307/3236061>
- Barrón E. & Peyrot D. 2006. La vegetación forestal en el Terciario. In: Carrión J.S., Fernández S. & Fuentes N. (eds) *Paleoambientes y cambio climático*: 54–76. Fundación Séneca - Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia, Murcia.
- Bendix J. & Stella J.C. 2013. Riparian vegetation and the fluvial environment: a biogeographic perspective. In: Butler D.R. & Hupp C.R. (eds) *Ecogeomorphology*: 53–74. Academic Press.
- Benito Garzón M., Blazek R., Neteler M., Sánchez de Dios R., Sainz H. & Furlanello C. 2006. Predicting habitat suitability with machine learning models: The potential area of *Pinus sylvestris* L. in the Iberian Peninsula. *Ecological Modelling* 197 (3–4): 383–393.
- Benito-Garzón M., Ruiz-Benito P. & Zavala M. 2013. Interspecific differences in tree growth and mortality responses to environmental drivers determine potential species distributional limits in Iberian forests. *Global Ecology and Biogeography* 22: 1141–1151. <https://doi.org/10.1111/geb.12075>
- Benito-Garzón M. & Vizcaíno Palomar N. 2021. Biogeographical patterns of local adaptation and plasticity of Mediterranean pines and their implications under climate change. In: Ne'eman G. & Osem Y. (eds) *Pines and their mixed forest ecosystems in the Mediterranean Basin*: 71–82. Springer, Cham.
- Bernal S., Butturini A., Nin E., Sabater F. & Sabater S. 2003. Leaf litter dynamics and nitrous oxide emission in a Mediterranean riparian forest. *Journal of Environmental Quality* 32 (1): 191–197. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1910>

- Biurrun I., Campos J.A., García-Mijangos I., Herrera M. & Loidi J. 2016. Floodplain forests of the Iberian Peninsula: Vegetation classification and climatic features. *Applied Vegetation Science* 19 (2): 336–354. <https://doi.org/10.1111/avsc.12219>
- Biurrun I., Campos J.A., Loidi J. & García-Mijangos I. 2014. A survey of the riverine forests of the northern Iberian Peninsula: numerical classification versus traditional syntaxonomy and relationships with climatic gradients. *Documents Phytosociologiques, sér 3*. 1: 93–108.
- Blanton P. & Marcus W.A. 2009. Railroads, roads and lateral disconnection in the river landscapes of the continental United States. *Geomorphology* 112 (3–4): 212–227. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.06.008>
- Blanton P. & Marcus W.A. 2013. Transportation infrastructure, river confinement, and impacts on floodplain and channel habitat, Yakima and Chehalis rivers, Washington, U.S.A. *Geomorphology* 189: 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.01.016>
- Blanton P. & Marcus W.A. 2014. Roads, railroads, and floodplain fragmentation due to transportation infrastructure along rivers. *Annals of the Association of American Geographers* 104 (3): 413–431.
- Boedeltje G., Bakker J.P., Ten Brinke A., Van Groenendael J.M. & Soesbergen M. 2004. Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal of Ecology* 92 (5): 786–796. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00906.x>
- Bonin L., Evette A., Frossard P.A., Prunier P., Roman D. & Vale N. 2013. *Génie végétal en rivière de montagne: connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales: végétalisation de berges et ouvrages bois*. In: 321. (hal-02598614).
- Brasier C.M., Rose J. & Gibbs J.N. 1995. An unusual *Phytophthora* associated with widespread alder mortality in Britain. *Plant Pathology* 44 (6): 999–1007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1995.tb02658.x>
- Broadmeadow S. & Nisbet T.R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences* 8 (3): 286–305. <https://doi.org/10.5194/hess-8-286-2004>
- Burton M., Samuelson L. & Pan S. 2005. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems* 8 (1): 93–106. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-1421-6>
- Caldwell M.M., Dawson T.E. & Richards J.H. 1998. Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia* 113 (2): 151–161. <https://doi.org/10.1007/s004420050363>
- Calleja A., Mingorance L. & Lara F. 2016. Epiphytic bryophyte communities of *Prunus lusitanica* Iberian forests: biogeographic islands shaped by regional climates. *Cryptogamie, Bryologie* 37 (1): 53–85.
- Calleja J.A. 2006. Geobotánica, estructura demográfica, conservación y biología predispersiva de *Prunus lusitanica* L. (loro) en la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Autónoma de Madrid.
- Calleja J.A., Benito-Garzón M. & Sainz H. 2009. A Quaternary perspective on the conservation prospects of the Tertiary relict tree *Prunus lusitanica* L. *Journal of Biogeography* 36 (3): 487–498.
- Calleja J.A., Garilleti R. & Lara F. 2019a. *Descripción de procedimientos para estimar las presiones y amenazas que afectan al estado de conservación de cada tipo de hábitat de bosque y matorral de ribera*. Serie “Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat”. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.
- Calleja J.A., Garilleti R. & Lara F. 2019b. *Definición de criterios para generar una propuesta de localidades de seguimiento de los tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Calleja J.A., Garilleti R. & Lara F. 2019c. *Descripción de procedimientos para estimar las presiones y amenazas que afectan al estado de conservación de cada tipo de hábitat de bosque y matorral de ribera*. Serie “Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat”. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.

- Calleja J.A. & Sainz H. 2009. Análisis e interpretación geobotánica de la estructura y composición florística de las loreras ibéricas. *Ecología* 22: 45–71.
- Calleja J.A., Sainz Ollero H. & Dominguez F. 2009. *Prunus lusitanica*. In: Bañares A., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S. (eds) *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Addenda 2008*: 110–111. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid.
- Cardoso Pereira S., Marta-Almeida M., Carvalho A.C. & Rocha A. 2020. Extreme precipitation events under climate change in the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology* 40 (2): 1255–1278. <https://doi.org/10.1002/joc.6269>
- Carrara F., Rinaldo A., Giometto A. & Altermatt F. 2014. Complex interaction of dendritic connectivity and hierarchical patch size on biodiversity in river-like landscapes. *American Naturalist* 183 (1): 13–25. <https://doi.org/10.1086/674009>
- Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Assini S., Banfi E., Barni E., Bovio M., Brundu G., Cagiotti M.R., Camarda I., Carli E., Conti F., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., Lucchese F., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Vidali M., Viegi L., Villani M.C., Wilhalm T. & Blasi C. 2010. Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. *Plant Biosystems* 144 (1): 12–28. <https://doi.org/10.1080/11263500903431870>
- Chen Y. & Xu Z. 2005. Plausible impact of global climate change on water resources in the Tarim River Basin. *Science in China Series D: Earth Sciences* 48: 65–73. <https://doi.org/10.1360/04yd0539>
- Christensen J.H., Hewitson B., Busuioac A., Chen A., Gao X., Held I., Jones R., Kolli R.K., Kwon W.-T., Mearns L., Menéndez C.G., Räisänen J., Rinke A., Sarr A., Whetton P., Arritt R., Benestad R., Beniston M., Bromwich D., Caya D., Comiso J., de Elía R., Dethloff K., Emori S., Feddema J., Gerdes R., González-Rouco J.F., Gutowski W., Hansen-Bauer I., Jones C., Katz R., Kitoh A., Knutti R., Leung R., Lowe J., Lynch A.H., Matulla C., McInnes K., Mescherskaya A.V., Plummer D., Rummukainen M., Schär C., Somot S., Stone D.A., Suppiah R., Tadross M., Wilby R., Wyman B.L., Fu C. & Giorgi F. 2007. Regional climate projections. In: Solomon S., Qin D., Manning M., Marquis M., Averyt K., Tignor M.M.B., LeRoy Miller, Jr. & Chen Z. (eds) *Climate change 2007: the physical science basis*: 847–940. Cambridge University Press, Cambridge; New York.
- Chytrý M., Pyšek P., Wild J., Pino J., Maskell L.C. & Vilà M. 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15 (1): 98–107. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00515.x>
- Clemente L., García L.-V., Espinar J.L., Cara J.S. & Moreno A. 2004. Las marismas del Parque Nacional de Doñana. *Investigación y Ciencia* mayo: 72–83.
- Confemadera 2010. *El cultivo y utilización del chopo en España*. Observatorio Industrial del Sector Madera y Mueble, Madrid.
- Corbacho C., Sánchez J.M. & Costillo E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95: 495–507.
- Corenblit D., Baas A.C.W., Bornette G., Darrozes J., Delmotte S., Francis R.A., Gurnell A.M., Julien F., Naiman R.J. & Steiger J. 2011. Feedbacks between geomorphology and biota controlling Earth surface processes and landforms: A review of foundation concepts and current understandings. *Earth-Science Reviews* 106 (3): 307–331. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.03.002>
- Corenblit D., Gurnell A.M., Steiger J. & Tabacchi E. 2008. Reciprocal adjustments between landforms and living organisms: Extended geomorphic evolutionary insights. *Catena* 73 (3): 261–273. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.11.002>

- Corenblit D., Tabacchi E., Steiger J. & Gurnell A.M. 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews* 84 (1–2): 56–86. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.05.004>
- Costa-Tenorio M., Morla Juaristi C. & Sainz Ollero H. 1997. *Los bosques ibéricos*. Planeta, Barcelona.
- Cushman J.H. & Gaffney K.A. 2010. Community-level consequences of invasion: impacts of exotic clonal plants on riparian vegetation. *Biological Invasions* 12 (8): 2765–2776. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9682-2>
- D’Amen M., Rahbek C., Zimmermann N.E. & Guisan A. 2017. Spatial predictions at the community level: from current approaches to future frameworks. *Biological Reviews* 92 (1): 169–187. <https://doi.org/10.1111/brv.12222>
- Dan Moore R., Spittlehouse D.L. & Story A. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 41 (4): 813–834. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03772.x>
- Danehy R.J. & Kirpes B.J. 2000. Relative humidity gradients across riparian areas in eastern Oregon and Washington forests. *Northwest Science* 74 (3): 224–233.
- Darby S.E. 1999. Effect of riparian vegetation on flow resistance and flood potential. *Journal of Hydraulic Engineering* 125 (5): 443–454. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1999\)125:5\(443\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:5(443))
- Delgado J., Rodríguez-Rodríguez M. & Díaz-Azpiroz M. 2019. Niveles de contaminación por metales pesados en el acuífero aluvial del Agrio en el entorno minero de Aznalcóllar (Sevilla) durante el periodo 2012-2018. *Geogaceta* 66: 47–50.
- Deltoro Torró V.I., Jiménez Ruiz J. & Vilán Fragueiro X.M. 2012. *Bases para el manejo y el control de Arundo donax L. (Caña común)*. Conselleria d’Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana, Valencia.
- Díaz-Paniagua C. & Aragonés D. 2015. Permanent and temporary ponds in Doñana National Park (SW Spain) are threatened by desiccation. *Limnetica* (34): 407–424. <https://doi.org/10.23818/limn.34.31>
- Dormann C.F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., Marquéz J.R.G., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P.J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P.E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A.K., Zurell D. & Lautenbach S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36 (1): 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dosskey M.G., Vidon P., Gurwick N.P., Allan C.J., Duval T.P. & Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46 (2): 261–277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- Dynesius M., Jansson R., Johansson M.E. & Nilsson C. 2004. Intercontinental similarities in riparian-plant diversity and sensitivity to river regulation. *Ecological Applications* 14: 173–191.
- Felicísimo Á.M., Muñoz J., Villalba C.J. & Mateo R.G. 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Flora y vegetación*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Fenn M.E., Baron J.S., Allen E.B., Rueth H.M., Nydick K.R., Geiser L., Bowman W.D., Sickman J.O., Meixner T., Johnson D.W. & Neitlich P. 2003. Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *BioScience* 53 (4): 404–420. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0404:EEONDI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0404:EEONDI]2.0.CO;2)
- Feo García S. 2013. En el ecotono: *Salix daphnoides* (1): en Lérida. Available from <http://enelecotono.blogspot.com/2013/03/salix-daphnoides-1-en-lerida.html> [Accessed 9 Mar. 2022].

- Fernandes M.R., Aguiar F.C. & Ferreira M.T. 2011. Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools. *Landscape and Urban Planning* 99 (2): 166–177. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.001>
- Ferreira M.T., Rodriguez-Gonzalez P.M., Aguiar F.C. & Albuquerque A. 2005. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: Development of a multimetric plant index. *Ecological Indicators* 5 (2): 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.01.001>
- Ferreras C. & Arozena M.E. 1987. *Los Bosques*. Alianza Editorial, Madrid.
- Fielding A.H. & Bell J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24 (1): 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Flanagan D., Foster G., Neibling W. & Burt J. 1989. Simplified equations for filter strip design. *Transactions of the ASAE* 32 (6): 2001–2007. <https://doi.org/10.13031/2013.31254>
- Fuller I.C. & Death R.G. 2018. The science of connected ecosystems: What is the role of catchment-scale connectivity for healthy river ecology? *Land Degradation & Development* 29 (5): 1413–1426. <https://doi.org/10.1002/ldr.2903>
- García de Jalón D., Martínez-Fernández V., Fazelpoor K. & González del Tánago M. 2019. Vegetation encroachment ratios in regulated and non-regulated Mediterranean rivers (Spain): an exploratory overview. *Journal of Hydro-environment Research* 30. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2019.11.006>
- García Gallo A., Wildpret de la Torre W. & Martín Rodríguez V. 2008. Especies vegetales consideradas invasoras de hábitats, en la Historia Natural de Canarias. *Lazaroa* 29: 49–67.
- Garillete R., Calleja J.A. & Lara F. 2012. *Vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (península y archipiélagos)*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Garillete R., Calleja J.A. & Lara F. 2019. *Descripción de métodos para estimar las tasas de cambio del parámetro 'superficie ocupada' por los tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera en sus respectivos rangos de distribución*. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.
- Gilbert O.L. 1986. Field evidence for an acid rain effect on lichens. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 40 (3): 227–231. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(86\)90097-8](https://doi.org/10.1016/0143-1471(86)90097-8)
- Golet G.H., Gardali T., Hunt J.W., Koenig D.A. & Williams N.M. 2011. Temporal and taxonomic variability in response of fauna to riparian restoration. *Restoration Ecology* 19 (1): 126–135. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00525.x>
- Gómez R., Hurtado I., Suárez M.L. & Vidal-Abarca M.R. 2005. Ramblas in south-east Spain: threatened and valuable ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15 (4): 387–402. <https://doi.org/10.1002/aqc.680>
- González del Tánago M. & García de Jalón D. 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica* 30 (2): 235–254.
- González del Tánago M., García de Jalón D., Lara F. & Garillete R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería civil* 143: 97–108.
- González del Tánago M., Martínez Fernández V., Aguiar F., Bertoldi W., Dufour S., Garcia de jalon D., Garófano Gómez V., Mandzukovski D. & Rodríguez-González P. 2021. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management* 292: 112730. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112730>
- González E., González-Sanchis M., Cabezas Á., Comín F.A. & Muller E. 2010. Recent changes in the riparian forest of a large regulated mediterranean river: implications for management. *Environmental Management* 45 (4): 669–681. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9441-2>
- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A. & Cummins K.W. 1991a. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41 (8): 540–551. <https://doi.org/10.2307/1311607>

- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A. & Cummins K.W. 1991b. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones: Focus on links between land and water. *BioScience* 41 (8): 540–551. <https://doi.org/10.2307/1311607>
- Guerra J., Cano M.J., Pérez Latorre A.V., Cros M.R. & Cabezudo B. 2003. Flora brio-pteridofítica de los bosques lauroides de *Rhododendron ponticum* L. del Parque Natural de los Alcornocales (Cádiz-Málaga, España). *Acta Botanica Malacitana* 28: 19–36.
- Guisan A., Thuiller W. & Zimmermann N.E. 2017. *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan A. & Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135 (2): 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Gundersen P., Laurén A., Finér L., Ring E., Koivusalo H., Sætersdal M., Weslien J.-O., Sigurdsson B.D., Högbom L., Laine J. & Hansen K. 2010. Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. *AMBIO* 39 (8): 555–566. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0073-9>
- Gurnell A.M., Bertoldi W. & Corenblit D. 2012a. Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews* 111 (1?2): 129–141. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.11.005>
- Hankins D.L. 2013. The effects of indigenous prescribed fire on riparian vegetation in central California. *Ecological Processes* 2 (1): 24. <https://doi.org/10.1186/2192-1709-2-24>
- Hauck J., Go C., Varjopuro R., Ratama O. & Jax K. 2012. Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making: some stakeholder perspectives. *Environ. Sci. Policy* 5: 13–21.
- Hefting M.M., Clement J.-C., Bienkowski P., Dowrick D., Guenat C., Butturini A., Topa S., Pinay G. & Verhoeven J.T.A. 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering* 24 (5): 465–482. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.003>
- Hengl T., Jesus J.M. de, Heuvelink G.B.M., Gonzalez M.R., Kilibarda M., Blagotić A., Shangguan W., Wright M.N., Geng X., Bauer-Marschallinger B., Guevara M.A., Vargas R., MacMillan R.A., Batjes N.H., Leenaars J.G.B., Ribeiro E., Wheeler I., Mantel S. & Kempen B. 2017. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLOS ONE* 12 (2): e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
- Herrero A. & Zavala M.Á. (eds) 2015. *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Hespanhol H., Cezón K., Felicísimo Á.M., Muñoz J. & Mateo R.G. 2015. How to describe species richness patterns for bryophyte conservation? *Ecology and Evolution* 5 (23): 5443–5455. <https://doi.org/10.1002/ece3.1796>
- Hewitt N., Klenk N., Smith A.L., Bazely D.R., Yan N., Wood S., MacLellan J.I., Lipsig-Mumme C. & Henriques I. 2011. Taking stock of the assisted migration debate. *Biological Conservation* 144 (11): 2560–2572. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.031>
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. & Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25 (15): 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hood W.G. & Naiman R.J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148 (1): 105–114.
- Hruska K., Dell'Uomo A., Staffolani L. & Torrisi M. 2008. Influence of urbanization on riparian and algal species composition in two rivers of central Italy. *Écoscience* 15 (1): 121–128.

- Hughes L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution* 15 (2): 56–61. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01764-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01764-4)
- Hupp C.R. & Rinaldi M. 2007. Riparian vegetation patterns in relation to fluvial landforms and channel evolution along selected rivers of Tuscany (Central Italy). *Annals of the Association of American Geographers* 97 (1): 12–30. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.2007.00521.x>
- IGME 2022. Parque Nacional de Doñana. Clima. Available from https://www.igme.es/zonas_humedas/donana/medio_fisico/clima.htm [Accessed 7 Mar. 2022].
- IPCC 2022. IPCC WGII Sixth Assessment Report. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. In: 63.
- Jansson R., Nilsson C., Dynesius M. & Andersson E. 2000. Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10 (1): 203–224. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0203:EORROR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0203:EORROR]2.0.CO;2)
- Järvelä J. 2002. Determination of flow resistance of vegetated channel banks and floodplains. In: Bousmar D. & Zech Y. (eds) *River Flow*: 311–318. Swets & Zeitlinger, Lisse.
- Ji X., Kang E., Chen R., Zhao W., Zhang Z. & Jin B. 2006. The impact of the development of water resources on environment in arid inland river basins of Hexi region, Northwestern China. *Environmental Geology* 50: 793–801.
- Johnson L., Trammell T., Bishop T., Barth J., Drzyzga S. & Jantz C. 2020. Squeezed from all sides: urbanization, invasive species, and climate change threaten riparian forest buffers. *Sustainability* 12 (4): 1448. <https://doi.org/10.3390/su12041448>
- Johnson S.E., Amatangelo K.L., Townsend P.A. & Waller D.M. 2016. Large, connected floodplain forests prone to flooding best sustain plant diversity. *Ecology* 97 (11): 3019–3030. <https://doi.org/10.1002/ecy.1556>
- Kaczynski K.M. & Cooper D.J. 2015. Post-fire response of riparian vegetation in a heavily browsed environment. *Forest Ecology and Management* 338: 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.017>
- Karger D.N., Schmatz D.R., Dettling G. & Zimmermann N.E. 2020. High-resolution monthly precipitation and temperature time series from 2006 to 2100. *Scientific Data* 7 (1): 248. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00587-y>
- Karger D.N., Wilson A.M., Mahony C., Zimmermann N.E. & Jetz W. 2021. Global daily 1 km land surface precipitation based on cloud cover-informed downscaling. *Scientific Data* 8 (1): 307. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-01084-6>
- Kauffman J.B. & Krueger W.C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications...a review. *Journal of Range Management* 37: 430–438.
- Koop H. 1987. Vegetative reproduction of trees in some European natural forests. *Vegetatio* 72 (2): 103–110.
- Lara F., Calleja J.A. & Garilletei R. 2019a. *Establecimiento de una tipología específica de tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera en España, con identificación de los factores ambientales que condicionan su distribución geográfica y su funcionamiento ecológico*. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.
- Lara F., Calleja J.A. & Garilletei R. 2019b. *Selección y descripción de variables que permitan diagnosticar el estado de conservación del parámetro ‘estructura y función’ de los diferentes tipos de hábitat de bosque y matorral de ribera*. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.
- Lara F. & Garilletei R. 2007. Flora exótica. In: González del Tánago M. (ed.) *La invasión de especies exóticas en los ríos. Plan Nacional de Restauración de Ríos*. Ministerio de Medio Ambiente; Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Lara F., Garilletei R. & Calleja J.A. 2007. *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. 2ª. Ministerio de Fomento, Madrid.
- Lara F., Garilletei R. & Ramírez P. 1996. *Estudio de la vegetación de los ríos carpetanos de la cuenca del Jarama*. CEDEX, Ministerio de Fomento, Madrid.

- Latorre A.V.P., Mera A.G. de, Navas P., Navas D., Gil Y. & Cabezudo B. 1999. Datos sobre la flora y vegetación del Parque Natural de Los Alcornocales (Cádiz-Málaga, España). *Acta Botanica Malacitana* 24: 133–184. <https://doi.org/10.24310/abm.v24i0.8523>
- Leo M., Calleja J.A., Lara F., Garillete R. & Medina N.G. 2019. Drivers of plant richness patterns of Mediterranean riparian forests at local and regional scales have bottom-up and top-down effects. *Journal of Vegetation Science* 30: 485–497. <https://doi.org/10.1111/jvs.12728>
- Liendo D., Biurrún I., Campos J.A., Herrera M., Loidi J. & García-Mijangos I. 2015. Invasion patterns in riparian habitats: The role of anthropogenic pressure in temperate streams. *Plant Biosystems* 149 (2): 289–297. <https://doi.org/10.1080/11263504.2013.822434>
- Lite S.J., Bagstad K.J. & Stromberg J.C. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments* 63 (4): 785–813. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.03.026>
- Liu C., Berry P.M., Dawson T.P. & Pearson R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28 (3): 385–393. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>
- Liu C., White M. & Newell G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40 (4): 778–789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>
- Loidi J. (ed.) 2017. *The vegetation of the Iberian Peninsula, volume 1*. Springer, Cham.
- López-Moreno J.I., Goyette S. & Beniston M. 2009. Impact of climate change on snowpack in the Pyrenees: Horizontal spatial variability and vertical gradients. *Journal of Hydrology* 374 (3): 384–396. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.049>
- Lovejoy T.E. & Hannah L. 2019. *Biodiversity and Climate Change: Transforming the Biosphere*. Yale University Press.
- Lyon J. & Gross N.M. 2005. Patterns of plant diversity and plant–environment relationships across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management* 204 (2): 267–278. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.019>
- Magdaleno F. & Fernández-Yuste J.A. 2013. Evolution of the riparian forest corridor in a large Mediterranean river system. *Riparian Ecology and Conservation* 1. <https://doi.org/10.2478/remc-2013-0005>
- Magdaleno F., Martínez R. & Roch V. 2010. Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil* 157: 85–96.
- Marmion M., Parviainen M., Luoto M., Heikkinen R.K. & Thuiller W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15 (1): 59–69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>
- Martínez-Fernández J., Sánchez N. & Herrero-Jiménez C.M. 2013. Recent trends in rivers with near-natural flow regime: The case of the river headwaters in Spain. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 37 (5): 685–700. <https://doi.org/10.1177/0309133313496834>
- Mateo R.G., Aroca-Fernández M.J., Gastón A., Gómez-Rubio V., Saura S. & García-Viñas J.I. 2019. Looking for an optimal hierarchical approach for ecologically meaningful niche modelling. *Ecological Modelling* 409: 108735. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108735>
- Mateo R.G., Croat T.B., Felicísimo Á.M. & Muñoz J. 2010. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Diversity and Distributions* 16 (1): 84–94. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00617.x>
- Mateo R.G., Felicísimo Á.M. & Muñoz J. 2011. Species distributions models: A synthetic revision. *Revista Chilena de Historia Natural* 84 (2): 217–240. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>

- Mateo R.G., Mokany K. & Guisan A. 2017. Biodiversity models: what if unsaturation is the rule? *Trends in Ecology & Evolution* 32 (8): 556–566. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.05.003>
- Mateo R.G., Vanderpoorten A., Muñoz J., Laenen B. & Désamoré A. 2013. Modeling species distributions from heterogeneous data for the biogeographic regionalization of the European bryophyte flora. *PLoS ONE* 8 (2): e55648. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0055648>
- Meave J., Kellman M., MacDougall A. & Rosales J. 1991. Riparian habitats as tropical forest refugia. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1 (3): 69–76. <https://doi.org/10.2307/2997492>
- Meehl G.A., Stocker T.F., Collins W.D., Friedlingstein P., Gaye T., Gregory J.M., Kitoh A., Knutti R., Murphy J.M., Noda A., Raper S.C.B., Watterson I.G., Weaver A.J. & Zhao Z.C. 2007. Global climate projections. In: Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K., Tignor M.M.B. & LeRoy Miller, Jr. H.A. (eds) *Climate Change 2007: the physical science basis*: 747–846. Cambridge University Press, Cambridge; New York.
- Mejías J.A., Arroyo J. & Andrés J. 2004. Refugios del ojaranzo en las sierras del sur de Cádiz. *Quercus* 215: 46–54.
- Mejías J.A., Arroyo J. & Ojeda F. 2002. Reproductive ecology of *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) in relict Mediterranean populations. *Botanical Journal of the Linnean Society* 140 (3): 297–311.
- Mestre I., Casado M.J. & Rodríguez E. 2015. Tendencias observadas y proyecciones de cambio climático sobre España. In: Herrero A. & Zavala M.Á. (eds) *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*: 87–98. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Minshall G.W. & Rugenski A. 2007. CHAPTER 31 - Riparian Processes and Interactions. In: Hauer F.R. & Lamberti G.A. (eds) *Methods in Stream Ecology (Second Edition)*: 721–742. Academic Press, San Diego.
- MITECO 2019. *Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos M-R-HMF-2019. Abril 2019*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.
- MITECO 2019. *Protocolo para el cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río MET-R-HMF-2019. Abril 2019*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.
- MITECO 2020. *Protocolo de seguimiento del cambio climático en las reservas naturales fluviales. Marco metodológico. Abril 2020*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.
- Morán-Tejeda E., Lorenzo-Lacruz J., López-Moreno J.I., Rahman K. & Beniston M. 2014. Streamflow timing of mountain rivers in Spain: Recent changes and future projections. *Journal of Hydrology* 517: 1114–1127. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.053>
- Morata Gasca A. 2014. *Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR4*. Agencia Estatal de Meteorología.
- Mouw J.E.B. & Alaback P.B. 2003. Putting floodplain hyperdiversity in a regional context: an assessment of terrestrial-floodplain connectivity in a montane environment. *Journal of Biogeography* 30 (1): 87–103. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00775.x>
- Mücher C.A., Hennekens S.M., Bunce R.G.H., Schaminée J.H.J. & Schaepman M.E. 2009. Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe. *Landscape and Urban Planning* 92 (2): 148–159. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.04.003>
- Munne A., Prat N., Sola C., Bonada N. & Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 13 (2): 147–163.
- Nadal-Sala D., Hartig F., Gracia C.A. & Sabaté S. 2019. Global warming likely to enhance black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) growth in a Mediterranean riparian forest. *Forest Ecology and Management* 449: 117448. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117448>
- Naiman R.J. & Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28 (1): 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>

- Naiman R.J., Décamps H., McClain M.E. & Likens G.E. 2005. *Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press, Amsterdam.
- Naiman R.J., Décamps H. & Pollock M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3 (2): 209–212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Navarro Flores A., Mendoza Fuentes J.L. & Doménech rubio L.M. 2005. Contaminación de aguas subterráneas por actividades mineras en el área de Sierra Almagrera (Almería). In: López Geta J.A., Rubio Campos J.C. & Martín Machuca M. (eds) *VI Simposio del Agua en Andalucía: 1277–1286. VI Simposio del Agua en Andalucía* Madrid (Instituto Geológico y Minero de España).
- Nilsson C., Ekblad A., Dynesius M., Backe S., Gardfjell M., Carlberg B., Hellqvist S. & Roland J. 1994. A Comparison of species richness and traits of riparian plants between a main river channel and its tributaries. *Journal of Ecology* 82 (2): 281–295. <https://doi.org/10.2307/2261296>
- Nilsson C., Grelsson G., Johansson M. & Sperens U. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* 70 (1): 77–84. <https://doi.org/10.2307/1938414>
- Nilsson C., Jansson R. & Zinko U. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276 (5313): 798–800. <https://doi.org/10.1126/science.276.5313.798>
- Ollero A. & Elso J. 2007. The need for a “fluvial territory” or “room for the river”: living with floods by acceptance of their functions. In: Baker C. & Eijk P. (eds) *Sustainable flood management: obstacles, challenges and solutions*: 59–63. INTERREG IIC Network ‘FLAPP’, Maastricht.
- O’Neill B.C., Tebaldi C., van Vuuren D.P., Eyring V., Friedlingstein P., Hurtt G., Knutti R., Kriegler E., Lamarque J.-F., Lowe J., Meehl G.A., Moss R., Riahi K. & Sanderson B.M. 2016. The Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model Development* 9 (9): 3461–3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>
- Osawa T., Mitsuhashi H. & Ushimaru A. 2010. River confluences enhance riparian plant species diversity. *Plant Ecology* 209 (1): 95–108. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9726-9>
- Peinado Lorca M. & Rivas-Martínez S. 1987. *La vegetación de España*. Servicio de Publicaciones Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- Pennington D.N., Hansel J.R. & Gorchov D.L. 2010. Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation* 143 (1): 182–194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.002>
- Pérez-García N., Font X., Ferré A. & Carreras J. 2013. Drastic reduction in the potential habitats for alpine and subalpine vegetation in the Pyrenees due to twenty-first-century climate change. *Regional Environmental Change* 13 (6): 1157–1169. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0427-5>
- Perry L.G., Andersen D.C., Reynolds L.V., Nelson S.M. & Shafroth P.B. 2012. Vulnerability of riparian ecosystems to elevated CO₂ and climate change in arid and semiarid western North America. *Global Change Biology* 18: 821–842. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02588.x>
- Peterson K. & Bode M. 2021. Using ensemble modeling to predict the impacts of assisted migration on recipient ecosystems. *Conservation Biology* 35 (2): 678–687. <https://doi.org/10.1111/cobi.13571>
- Pettit N.E. & Naiman R.J. 2007. Fire in the riparian zone: characteristics and ecological consequences. *Ecosystems* 10 (5): 673–687. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9048-5>
- Pino J., Seguí J.M. & Alvarez N. 2006. Invasibility of four plant communities in the Llobregat delta (Catalonia, NE of Spain) in relation to their historical stability. *Hydrobiologia* 570: 257–263.
- Pollock M.M., Naiman R.J. & Hanley T.A. 1998. Plant species richness in riparian wetlands: a test of biodiversity theory. *Ecology* 79 (1): 94–105. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[0094:psrirw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[0094:psrirw]2.0.co;2)
- Pulido F., Valladares F., Calleja J.A., Moreno G. & Gonzalez-Bornay G. 2008. Tertiary relict trees in a Mediterranean climate: abiotic constraints on the persistence of *Prunus lusitanica* at the eroding edge of its range. *Journal of Biogeography* 35 (8): 1425–1435.
- Raposo M., Quinto-Canas R., Cano-Ortiz A., Spampinato G. & Pinto Gomes C. 2020. Originalities of willow of *Salix atrocinerea* Brot. in Mediterranean Europe. *Sustainability* 12 (19): 8019. <https://doi.org/10.3390/su12198019>
- Regato P. 1988. *Contribución al estudio de la flora y la vegetación del Galacho de la Alfranca en relación con la evolución del sistema fluvial*. Diputación General de Aragón.
-

- Renöfält B.M., Nilsson C. & Jansson R. 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography* 32 (11): 2025–2037. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01328.x>
- Reyes P.S. & Burdett E. 2019. Evolución de la cobertura forestal en los alcornocales próximos al estrecho de Gibraltar a través del índice de vegetación EVI: *Ecosistemas* 28 (3): 73–80. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1787>
- Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C., Kirkman S.P., Pyšek P. & Hobbs R.J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13 (1): 126–139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Riis T., Kelly-Quinn M., Aguiar F.C., Manolaki P., Bruno D., Bejarano M.D., Clerici N., Fernandes M.R., Franco J.C., Pettit N., Portela A.P., Tammeorg O., Tammeorg P., Rodríguez-González P.M. & Dufour S. 2020. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience* 70 (6): 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Rivaes R.P., Rodríguez-González P.M., Ferreira M.T., Pinheiro A.N., Politti E., Egger G., García-Arias A. & Francès F. 2014. Modeling the evolution of riparian woodlands facing climate change in three European rivers with contrasting flow regimes. *PLoS One* 9 (10): e110200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110200>
- Rivas-Martínez S. 2011a. Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del mapa de vegetación potencial de España, parte IIb. *Itinera Geobotanica* 18 (2): 425–800.
- Rivas-Martínez S. 2011b. Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del mapa de vegetación potencial de España, parte IIa. *Itinera Geobotanica* 18 (1): 5–424.
- Rivas-Martínez S., Asensi A., Costa M., Fernández-González F., Sáez L., Masalles R., Molero-Mesa J., Penas A. & Pérez de Paz P.L. 1993. El proyecto de cartografía e inventariación de los tipos de hábitats de la Directiva 92/43/CEE en España. In: Gehu J.M. (ed.) *Colloques phytosociologiques XXII Syntaxonomie typologique des habitats*: 611–662. J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- Rodríguez Guitián M.A., Ramil-Rego P., Romero Franco R. & Ferreiro da Costa J. 2019. Revisión de los criterios de discriminación florística de las alisedas riparias templadas (sub)litorales del extremo noroccidental ibérico. *Recursos Rurais* (14). <https://doi.org/10.15304/rr.id5781>
- Ruiz-Benito P., Vacchiano G., Lines E., Reyer C., Ratcliffe S., Morin X., Hartig F., Mäkelä A., Yousefpour R., Chaves J., Palacios-Orueta A., Benito-Garzon M., Morales-Molino C., Camarero J., Jump A., Kattge J., Lehtonen A., Ibrom A., Owen H. & Zavala M. 2019. Available and missing data to model impact of climate change on European forests. *Ecological Modelling* 416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108870>
- Sabater F., Butturini A., Marti E., Munoz I., Romani A., Wray J. & Sabater S. 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society* 19 (4): 609–620.
- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T., Heffernan J., Jani A., Katz G., Soykan C., Watts J. & Welter J. 2005a. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86 (1): 56–62.
- Sainz Ollero H. & Sánchez de Dios R. 2011. La diversidad de los paisajes españoles. In: Viejo Montesinos J.L. (ed.) *Biodiversidad Aproximación a la diversidad botánica y zoológica de España*: 109–155. Real Sociedad Española de Historia Natural, Madrid.
- Sala O.E., Chapin F.S., III null, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (5459): 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

- Salinas M.J., Blanca G. & Romero A.T. 2000. Riparian vegetation and water chemistry in a basin under semiarid Mediterranean climate, Andarax River, Spain. *Environmental Management* 26 (5): 539–552. <https://doi.org/10.1007/s002670010111>
- Sanz-Elorza M., Dana E.D. & Sobrino E. 2005. Aproximación al listado de plantas vasculares alóctonas invasoras reales y potenciales en las islas Canarias. *Lazaroa* 26: 55–66.
- Schnitzler A., Hale B.W. & Alsum E.M. 2007. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138 (1–2): 146–156.
- Schultz R.C., Isenhardt T.M., Simpkins W.W. & Colletti J.P. 2004. Riparian forest buffers in agroecosystems: lessons learned from the Bear Creek Watershed, central Iowa, USA. *Agroforestry Systems* 61 (1): 35–50. <https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028988.67721.4d>
- Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad 2005. Proyecto de restauración hidrológico forestal de las áreas afectadas por escombreras de pizarras en las márgenes del río Sil, del río Seco y del arroyo Pereanes. TT.MM. de Carballeda de Valdeorras, el Barco de Valdeorras y Villamartín de Valdeorras, (Ourense). Clave: N1.444.035/2111.
- Serrano L., Reina M., Martín G., Reyes I., Arechederra A., León D. & Toja J. 2006. The aquatic systems of Doñana (SW Spain): watersheds and frontiers. *Limnetica* 25 (1): 11–32. <https://doi.org/10.23818/limn.25.02>
- Sharpe P.J. & Baldwin A.H. 2009. Patterns of wetland plant species richness across estuarine gradients of Chesapeake Bay. *Wetlands* 29 (1): 225–235. <https://doi.org/10.1672/08-111.1>
- Sieben E.J.J. 2019. Zonal and azonal vegetation revisited: How is wetland vegetation distributed across different zonobiomes. *Austral Ecology* 44 (3): 449–460. <https://doi.org/10.1111/aec.12679>
- Solla A., Pérez-Sierra A., Corcobado T., Haque M.M., Díez J.J. & Jung T. 2010. *Phytophthora alni* on *Alnus glutinosa* reported for the first time in Spain. *Plant Pathology* 59 (4): 798–798. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2009.02254.x>
- Sparovek G., Beatriz Lima Ranieri S., Gassner A., Clerice De Maria I., Schnug E., Ferreira dos Santos R. & Joubert A. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 90 (2): 169–175. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00195-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00195-5)
- Stella J.C., Battles J.J., McBride J.R. & Orr B.K. 2010. Riparian seedling mortality from simulated water table recession, and the design of sustainable flow regimes on regulated rivers. *Restoration Ecology* 18: 284–294. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00651.x>
- Stella J.C., Rodríguez-González P.M., Dufour S. & Bendix J. 2013. Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia* 719 (1): 291–315. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1304-9>
- Sterling A. 1992. *Los sotos y riberas fluviales: valores naturales, importancia de su conservación*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Madrid.
- Sterling A. 1996. Los sotos, refugio de vida silvestre. Ministerio de Agricultura y Pesca, Madrid.
- Stromberg J.C., Tiller R. & Richter B. 1996. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications* 6 (1): 113–131. <https://doi.org/10.2307/2269558>
- Suso J. & Llamas M.R. 1993. Influence of groundwater development on the Doñana National Park ecosystems (Spain). *Journal of Hydrology* 141 (1): 239–269. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90052-B](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90052-B)
- Sutphin N.A., Wohl E.E. & Dwire K.A. 2016. Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms* 41 (1): 38–60. <https://doi.org/10.1002/esp.3857>
- Tabacchi E., Correll D.L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A.-M. & Wissmar R.C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40 (3): 497–516. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00381.x>

- Tortosa G., Correa D., Sánchez-Raya A.J., Delgado A., Sánchez-Monedero M.A. & Bedmar E.J. 2011. Effects of nitrate contamination and seasonal variation on the denitrification and greenhouse gas production in La Rocina Stream (Doñana National Park, SW Spain). *Ecological Engineering* 37 (4): 539–548. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.029>
- Triquet A.M., McPeck G.A. & McComb W.C. 1990. Songbird diversity in clearcuts with and without a riparian buffer strip. *Journal of Soil and Water Conservation* 45 (4): 500–503.
- Trombulak S.C. & Frissell C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14 (1): 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Tyler G. 1990. Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104 (1–3): 231–253. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1990.tb02220.x>
- Valladares F., Matesanz S., Guilhaumon F., Araújo M., Balaguer L., Benito-Garzon M., Cornwell W., Gianoli E., van Kleunen M., Naya D., Nicotra A., Poorter H. & Zavala M. 2014. The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. *Ecology Letters* 17. <https://doi.org/10.1111/ele.12348>
- Vargas Yáñez M., García Martínez M.C., Moya Ruiz F., Tel E., Parrilla G., Plaza F., Lavín A. & García M.J. 2010. *Cambio climático en el Mediterráneo español*. 2ª. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Ciencia e Innovación, Madrid.
- Viceto C., Cardoso Pereira S. & Rocha A. 2019. Climate change projections of extreme temperatures for the Iberian Peninsula. *Atmosphere* 10 (5): 229. <https://doi.org/10.3390/atmos10050229>
- Vilà M., Pino J. & Font X. 2007. Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science* 18 (1): 35–42.
- Vít P., Douda J., Krak K., Havrdová A. & Mandák B. 2017. Two new polyploid species closely related to *Alnus glutinosa* in Europe and North Africa – An analysis based on morphometry, karyology, flow cytometry and microsatellites. *Taxon* 66 (3): 567–583.
- VVAA 2009. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino., Madrid.
- Walter, H. 1985. *Vegetation of the Earth and ecological systems of the Geo-biosphere*. 3th Edition. Springer-Verlag, Berlin.
- Ward J.V., Tockner K. & Schiemer F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. *Regulated Rivers: Research & Management* 15 (1–3): 125–139. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<125::aid-rrr523>3.0.co;2-e](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::aid-rrr523>3.0.co;2-e)
- Webber J., Hendry J. & Gibbs S. 2004. *Phytophthora* disease of Alder. In: 1–6. Information note: Forestry Commission, Edinburgh.
- Zavala M.Á., Ruiz-Benito P., Benito-Garzon M. & García-Valdés R. 2015. Aplicación de los Modelos de Distribución de Especies (MDE) para el análisis de los efectos del cambio climático en los bosques ibéricos. In: Herrero A. & Zavala M.Á. (eds) *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*: 419–432. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Zelnik I., Mavrič-Klenovšek V. & Gaberščik A. 2020. Complex undisturbed riparian zones are resistant to colonisation by invasive alien plant species. *Water* 12 (2): 345. <https://doi.org/10.3390/w12020345>