

MANUAL
TÉCNICO

CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE RÍOS Y RIBERAS



LIFE
ALNUS



Agradecimientos

Queremos mostrar nuestro agradecimiento a Alfredo Ollero y Jordi Vayreda, quienes han revisado parte de los contenidos de este manual. Un reconocimiento muy especial también a los propietarios rurales y a las entidades sin ánimo de lucro que se han comprometido en la conservación de los espacios fluviales, y a las personas que, de un modo u otro, han participado en las acciones del proyecto LIFE ALNUS y en la elaboración de este manual.

Coordinación:



Socios:



Colaboradores:



CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE RÍOS Y RIBERAS

Título:

Manual técnico de conservación y restauración de ríos y riberas

Coordinadores:

Jordi Camprodon, Pol Guardis y Marc Ordeix

© **fotos:** los autores

© **de los textos y las ilustraciones:** los autores

Foto cubierta y interiores a página completa: Jordi Bas

Edita: Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya

Diseño y maquetación: CTFC

1a edición: diciembre de 2022

ISBN: 978-84-09-51247-8

Depósito Legal: L 717-2023

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.8192044>

Foto cubierta: colonia de aves ardeidas en una aliseda de llanura aluvial del río Ter, en la comarca de Osona, Cataluña. Autor: Jordi Bas.

Cita recomendada:

Camprodon, J., Guardis, P., Ordeix, M. (eds.). 2022. *Manual técnico de conservación y restauración de ríos y riberas*. LIFE ALNUS. Programa Life Naturaleza y Biodiversidad de la Unión Europea. Edita: Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya, Solsona.

Cita recomendada de capítulo:

García, G., Pascual, R., Cadiach, O., Balart, A., Solé, J., Manzano, M. 2022. Metaecosistemas y metarestauración: el LIFE ALNUS, una experiencia de diagnóstico y restauración de sistemas fluvio-aluviales a escala regional. En: Camprodon, J., Guardis, P., Ordeix, M. (eds.). 2022. *Manual técnico de conservación y restauración de ríos y riberas*. LIFE ALNUS. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya. Programa Life Naturaleza y Biodiversidad de la Unión Europea.

Las opiniones expresadas en este manual son las de sus autores y no necesariamente reflejan los puntos de vista de la Unión Europea o la Comisión Europea, por lo que no son atribuibles a dichas instituciones.





ÍNDICE

| | |
|--|------------|
| PRESENTACIONES | 7 |
| 1 / INTRODUCCIÓN. POR UNOS ECOSISTEMAS FLUVIALES FUNCIONALES | 11 |
| 2 / METAECOSISTEMAS Y METARESTAURACIÓN: EL LIFE ALNUS, UNA EXPERIENCIA DE DIAGNÓSTICO Y RESTAURACIÓN DE SISTEMAS FLUVIO-ALUVIALES A ESCALA REGIONAL | 23 |
| 3 / CONSERVACIÓN DEL BOSQUE DE RIBERA Y GESTIÓN FORESTAL | 55 |
| 4 / GESTIÓN DE LA VEGETACIÓN EXÓTICA EN ESPACIOS DE RIBERA | 101 |
| 5 / RECUPERACIÓN DE ESPACIOS FLUVIALES EN EL ÁMBITO URBANO. EL RÍO CONGOST EN GRANOLLERS | 123 |
| 6 / RESTAURACIÓN HIDROMORFOLÓGICA DE LOS SISTEMAS FLUVIALES. LAS ISLAS FLUVIALES DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO TER | 137 |
| 7 / EL ALT SEGRE. ACCIONES DEL LIFE ALNUS PARA LA RESTITUCIÓN DEL BOSQUE DE RIBERA | 165 |
| 8 / SEGUIMIENTO DE INDICADORES BIOLÓGICOS E HIDROMORFOLÓGICOS | 183 |
| a. Indicadores fluviales | 184 |
| b. Indicadores riparios | 216 |
| c. Indicadores hidromorfológicos | 254 |
| 9 / PROCESO DE INCORPORACIÓN Y AMPLIACIÓN DE ESPACIOS EN LA RED NATURA 2000. EL CASO DEL PROYECTO LIFE ALNUS | 263 |
| 10 / GOBERNANZA DE LOS ESPACIOS FLUVIALES | 271 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 281 |



Detalle de flores y frutos de aliso (*Alnus glutinosa*). Foto: Jordi Bas.

En los últimos años, y desde el marco de sus responsabilidades, el Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural de la Generalitat de Catalunya ha elaborado documentos estratégicos sobre el estado actual de conservación de la biodiversidad y del patrimonio natural en nuestro país.

Uno de ellos, el informe sobre el «Estado de la Naturaleza en Cataluña 2020», análogo a los presentados por Naciones Unidas, la Comisión Europea y los países más avanzados en esta materia, demuestra que Cataluña no es ajena a la situación de emergencia mundial por la pérdida de biodiversidad (cerca al 60 %), si bien con una menor intensidad (un 25 %).

Durante décadas, debido a la expansión industrial y demográfica, nuestra sociedad ha hecho un uso abusivo de los ríos y sistemas fluviales en general, especialmente en aquellas zonas más pobladas. El resultado han sido hábitats fragmentados debido a las actividades antrópicas, con la consecuente degradación de los bosques de ribera —en especial las alisedas mediterráneas— y de las poblaciones piscícolas que habitan nuestros ríos.

A esto se le suma el hecho de que estamos ante una nueva dinámica de los ríos como consecuencia del cambio climático, en la que ganan protagonismo fenómenos meteorológicos extremos como las sequías, las riadas, el aumento de la temperatura del agua, etc.

El proyecto LIFE ALNUS ha generado conocimiento, ha contribuido a la recuperación de las alisedas y otros bosques de ribera. Ha ayudado también a divulgar la importancia de la vegetación riparia y las llanuras aluviales, cuya ocupación se caracteriza por la gran complejidad de los diversos usos humanos.

LIFE ALNUS destaca la importancia de la gobernanza compartida frente a la gran diversidad de intereses socioeconómicos que confluyen en los espacios fluviales. Precisamente, quiero aprovechar estas líneas para hacer un llamamiento a potenciar el trabajo conjunto de todas las administraciones y actores que concurren, con sus respectivos intereses, en los espacios fluviales, para poder alcanzar un estado de conservación favorable de las alisedas y, por extensión, de los espacios fluviales, tal como venimos haciendo desde el Departamento.

Confiamos poder afirmar, dentro de unos años, que el proyecto LIFE ALNUS fue una pieza fundamental para lograr este objetivo.

Finalmente, quiero agradecer al Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña, al resto de socios y socias del proyecto, así como a todos los actores que se han implicado en el proyecto, por todo lo que nos ha aportado el proyecto LIFE ALNUS a la hora de potenciar y mejorar las políticas de conservación de las alisedas de nuestro territorio, así como el resto de los valores naturales asociados a los ecosistemas fluviales.

El objetivo del proyecto LIFE ALNUS ha sido la recuperación de la estructura, las funciones y la buena gobernanza de los ecosistemas de ribera teniendo en cuenta su condición de espacios humanizados, algunos con un intenso uso público. De esta manera, la recuperación de estos bosques de ribera ha podido dar respuesta a los distintos puntos de vista de todos los actores que intervienen en el río: administraciones, propietarios, usuarios, científicos, ecologistas, etc. El LIFE ALNUS ha planificado y participado en la recuperación de las dinámicas ecológicas fluviales de acuerdo con la legislación europea (Directivas Marco del Agua, Hábitats e Inundaciones). Su finalidad es ayudar al sistema fluvial (el río y sus riberas) a recuperar su buen estado ecológico, y hacerlo en equilibrio con todos los intereses y objetivos de los distintos actores sobre el territorio.

En los estudios previos, el LIFE ALNUS ha logrado alcanzar una mejor comprensión de la problemática de conservación de los bosques de ribera en un contexto de cambio global y, por primera vez en Cataluña, a nivel de cuenca. El proyecto ha tenido en cuenta las problemáticas específicas de las tres cuencas en las que se ha actuado (Besòs, Alt Ter y Alt Segre): la desaparición de los grandes bosques, la regulación hidrológica y la recuperación del hábitat en zonas degradadas, entre otros. Ha abordado la restauración del buen estado ecológico de las riberas en la cuenca hidrográfica desde un enfoque de optimización en la toma de decisiones. Se han elaborado planes de conservación para las cuencas del Besòs, Alt Ter y Alt Segre que engloban 24 ZEC y 950 km lineales de espacios fluviales (485 km dentro de ZEC y 465 km en cursos de interconexión de ZEC) de las tres cuencas fluviales de actuación.

Los planes de conservación priorizan aquellas zonas en las que resulta más eficiente llevar a cabo las actuaciones de restauración ecológica con herramientas de modelización espacial, como la planificación sistemática. La visión del proyecto es mejorar significativamente los espacios fluviales, aplicando una gestión activa que favorezca los procesos naturales y dejando que el hábitat se reorganice solo una vez realizadas las acciones clave de restauración. Para conocer el progreso de las acciones ejecutadas, el proyecto construyó una serie de estaciones ecológicas de seguimiento que se ceden para la posteridad.

Entre los resultados obtenidos con el proyecto cabe destacar que, por primera vez, se llegó a un acuerdo con una empresa hidroeléctrica para implementar una regulación de los caudales y mejorar el estado de conservación de las zonas de ribera afectadas. Asimismo, se amplió hasta 970 ha la protección legal de los sistemas fluviales que todavía no estaban integrados dentro de la Red Natura 2000, en especial tramos con alisedas aluviales, un hábitat de interés comunitario prioritario casi desaparecido.

El otro paquete de acciones de conservación se centró en la restauración y mejora ecológica del hábitat, allí donde estaba degradado o fragmentado. Las acciones se realizaron en tramos fluviales identificados como prioritarios en los planes de conservación. Incluyeron la mejora ecológica de alisedas mediante la aplicación de medidas silvícolas, la restauración de bosques de ribera fragmentados o

desaparecidos y la regulación de usos de riberas en más de 255 ha. Por último, se ejecutaron cuatro proyectos demostrativos en un total de 162 ha ensayando posibles soluciones a las problemáticas más complejas a las que se enfrentan los hábitats a escala regional y mediterránea.

Este proyecto también llevó a cabo un enorme trabajo de difusión y transferencia. Destacan las actividades de educación ambiental para escuelas cercanas a las zonas de implementación, y los acuerdos sintetizados en decálogos temáticos de propuestas consensuadas con los distintos sectores implicados en la gestión y el uso de los espacios fluviales. Dichas actividades se llevaron a cabo partiendo de cinco aulas de debate relacionadas con la gestión forestal y ganadera, las centrales hidroeléctricas, la gobernanza municipal, los acuerdos con la propiedad rural y el uso público.

Desde el CTFC trabajamos para la conservación de la biodiversidad, la gestión sostenible de los sistemas naturales y la planificación del territorio. Estudiamos la biología y la ecología de las poblaciones, los hábitats y las especies amenazadas, bioindicadoras o clave en el funcionamiento de los ecosistemas en un contexto de cambio global. Además, modelizamos los factores que determinan la distribución de las especies.

Apoyamos a las administraciones en la integración y el análisis de información sobre la biodiversidad, y en el desarrollo de herramientas innovadoras de planificación para generar productos que mejoren la toma de decisiones de gestión de los sistemas naturales, incluyendo los de conservación de la biodiversidad.

En el actual contexto de cambio global —frente al cual nuestro país se encuentra en una situación muy vulnerable—, y en el que se registra una mayor frecuencia de fenómenos meteorológicos extremos como el temporal Gloria, puede ser un buen momento para repensar y reorientar con prudencia los criterios de restauración de los espacios fluviales. Por ejemplo, el proyecto ofreció a los gestores del agua unas recomendaciones de gestión de los restos vegetales (y los sedimentos) depositados por las crecidas. Otro producto clave es este manual, que recoge las distintas experiencias vividas con el proyecto y presta especial atención a la propuesta de medidas de conciliación entre la conservación y la gestión forestal de las riberas.

La apuesta es clara y el proyecto LIFE ALNUS acepta el reto: mejorar el conocimiento y conservar los bosques de ribera integrados en el sistema fluvial. Al ser un proyecto demostrativo, ha trasladado su conocimiento a las administraciones encargadas de la gestión de los espacios fluviales para hacer compatible el mantenimiento y la minimización de los riesgos con la conservación de los bosques de ribera y su restauración. Los resultados obtenidos pueden ser fácilmente transferibles y replicables en otras cuencas catalanas y del conjunto de la región mediterránea europea. Este es nuestro compromiso.



Bosque de ribera en las Bases de Gallissà (Bellver de Cerdanya, río Segre) / Foto: Jordi Bas.

1 /

INTRODUCCIÓN.
POR UNOS ECOSISTEMAS
FLUVIALES FUNCIONALES

1 / INTRODUCCIÓN. POR UNOS ECOSISTEMAS FLUVIALES FUNCIONALES

1.1. Recuperación y conservación de procesos ecológicos

La vegetación de ribera siempre se ha entendido como un sistema lineal que recorre un curso de agua. Sin embargo, cuando la orografía, la dinámica hidráulica y los usos del suelo lo permiten, esta vegetación se extiende más allá de la galería que circunda las orillas de los ríos y torrentes, ampliándose hacia las llanuras aluviales inundables. Y, precisamente, en las llanuras aluviales es donde los bosques de ribera despliegan todo su esplendor y exuberancia; donde desarrollan hasta su máxima expresión las funciones ecológicas múltiples que ofrecen, la riquísima biodiversidad que atesoran y su belleza paisajística particular, que los convierte en uno de los entornos más apreciados por los humanos.

La región mediterránea aglutina una gran diversidad de bosques de ribera, desde las alisedas de cabecera a las alisedas, saucedas y alamedas de los terrenos aluviales, donde los cursos de agua tienen menos pendiente. Aunque las riberas están bastante bien preservadas en las cabeceras forestadas de montaña, estos ecosistemas se muestran, en general, alterados e intensamente fragmentados en valles y llanuras; hasta el punto de que se calcula que más del 80 % de los bosques de ribera de las llanuras aluviales europeas han desaparecido.

Las alisedas, alamedas y saucedas afines (*Alnopadion*, *Alnio-incanae*, *Salicion-albae*) son Hábitats de Interés Comunitario (HIC) designados por la Comisión Europea y, en el caso de las alisedas, de conservación prioritaria. El informe sobre el estado y las tendencias de los tipos de hábitats reguladas por la Directiva Hábitats durante el período 2013-2018 clasifica el estado de conservación de los bosques aluviales de alisedas y otros bosques afines como «desfavorable-malo». Su estado ha empeorado respecto a la evaluación del período 2007-2013, cuando se clasificó de «desfavorable-inadecuado». Su evolución sigue siendo desfavorable treinta años después de la entrada en vigor de la Directiva Hábitats y veinte años tras la implementación de la Red Natura

2000. Asimismo, la conservación y restauración de los bosques de ribera es plenamente coherente con la Directiva Marco del Agua, cuyo objetivo es contribuir a alcanzar el buen estado ecológico de los ríos de la Unión Europea. El recuerdo de lo que debieron ser las grandes selvas riparias se ha perdido en la noche de los tiempos. Probablemente, deberíamos remontarnos a la época previa a la expansión de la agricultura en los valles más poblados para imaginar cómo eran.

A pesar de su modesta extensión, Cataluña alberga una gran diversidad de sistemas ecológicos mediterráneos, entre los que destaca una gran variedad de bosques de ribera. Cabe destacar que la Red Natura 2000 del territorio español contiene el 48 % de la superficie total de alisedas en la región mediterránea, de las cuales casi el 15 % están en Cataluña. Esto significa que la responsabilidad en la conservación de este hábitat en la Europa mediterránea recae en gran medida sobre el Estado español.

La conservación y recuperación de los bosques de ribera en Europa plantea un importante reto científico, social y político que, hasta la fecha, solo se ha abordado a través de proyectos de restauración aislados y locales. En otras palabras, aún no se han impulsado proyectos europeos de conservación de las alisedas y otros bosques de ribera afines desde un enfoque integrado y transversal a escala regional o nacional. Este es el reto al que se enfrenta el proyecto LIFE ALNUS, cofinanciado por el Programa LIFE Naturaleza y Biodiversidad de la Unión Europea. El objetivo del proyecto LIFE ALNUS es contribuir significativamente y de forma estratégica en la mejora de la conservación, la restauración y la gobernanza de las alisedas y otros bosques de ribera afines en Cataluña. El proyecto se ha llevado a cabo en las cuencas de los ríos Besòs, Ter y Segre, a lo largo de más de mil kilómetros lineales. Estas tres cuencas contienen más del 50,5 % de la distribución geográfica de las alisedas en Cataluña.



Río y bosque. El Segre en la Cerdanya / Foto: Jordi Bas.

1. 2. Problemática ambiental de los espacios fluviales

El espacio o ecosistema fluvial (o ripario-fluvial) está formado por el curso de los ríos y su área de influencia: cauces habitualmente inundados, llanuras aluviales que se inundan temporalmente por las crecidas, balsas, lagunas y agua freática asociada. Estos espacios fluviales albergan hábitats acuáticos y riparios estrechamente relacionados entre sí que son y han sido ampliamente explotados por la actividad humana desde tiempos remotos. Con el inicio de la Revolución Industrial, estos ecosistemas se utilizaron como fuerza motriz para las fábricas y para suministrar electricidad y agua a los sectores de la agricultura, la industria y las conurbaciones urbanas en pleno crecimiento. Como consecuencia, el paisaje actual se ve afectado tanto por factores naturales (lluvias torrenciales, sequías) como por la actividad humana (agrícola, industrial, urbana y recreativa). A pesar de los esfuerzos realizados para preservarlos y mejorarlos, los espacios fluviales de llanuras y valles que han sufrido un gran impacto de la actividad humana distan mucho de estar en buenas condiciones ecológicas. De hecho, los bosques de ribera que cubren extensas áreas de llanuras aluviales se han convertido en paisajes prácticamente extinguidos en la península ibérica. Diversas son las causas de su desaparición; describimos brevemente sus principales problemáticas.

Contaminación del agua

La contaminación del sistema hídrico continental, superficial y freático proviene de vertidos de origen industrial, agrícola, ganadero y doméstico. Aunque los sistemas de saneamiento implantados en Cataluña y en el resto de la Unión Europea permiten regular la mayor parte o gran parte de las aguas residuales urbanas e industriales, todavía existe una importante contaminación difusa, asociada a las actividades agrícolas y ganaderas, que se filtra a las aguas superficiales y subterráneas.

Los espacios fluviales tienen la capacidad de autodepurarse, de descomponer la materia orgánica que les llega de forma natural; es decir, la que forma parte del mismo sistema ecológico (hojas, ramas, troncos, etc.). También pueden absorber parte de la carga orgánica y de nutrientes procedente de las actividades humanas. Sin embargo, la autodepuración depende de la intensidad, el caudal de cada curso fluvial y del tipo de vertido, ya que, con demasiada frecuencia, se supera la capacidad de asimilación del río y de la vegetación de ribera. Pudimos observar este fenómeno durante el seguimiento de indicadores biológicos (macroinvertebrados acuáticos y peces) realizado en el marco del proyecto LIFE ALNUS. Por ejemplo, cuando en septiembre de 2020 se rompió un colector de aguas residuales urbanas durante unos días, la calidad biológica de un tramo del río Ter en el Ripollès —que había empezado a recuperarse gracias a la aplicación de un régimen

de caudales ambientales en una esclusa utilizada para la explotación hidroeléctrica— se simplificó.

Extracción de agua y variación del caudal

En los ríos mediterráneos, la densidad de aprovechamientos para el riego o para la producción de electricidad es especialmente elevada. La agricultura, por ejemplo, emplea casi tres cuartas partes del agua consumida en Cataluña. El resto del consumo se reparte entre la ganadería, la industria y el uso doméstico.

La extracción de agua de los ríos hace que los caudales sean inferiores a lo que sería deseable, generándose déficit hídrico, un aporte extraordinario de nutrientes y estrés hídrico sobre la vegetación de ribera. La falta de caudales aguas abajo de las presas y esclusas dificulta la supervivencia y la regeneración de los alisos y otras especies riparias leñosas, cuyas raíces deben mantenerse siempre húmedas o mojadas. A partir de LIFE ALNUS, la Agencia Catalana del Agua ha acordado con una empresa hidroeléctrica implementar caudales ecológicos o de mantenimiento en dos esclusas del río Ter.

La transformación de los espacios fluviales

Los valles y llanuras, con sus fértiles llanuras y sus recursos hídricos, han sido ocupados y explotados intensamente por los seres humanos. Los terrenos potencialmente inundables se han destinado en gran medida —o principalmente— a la agricultura, la ganadería, la extracción de sedimentos, el desarrollo urbanístico, la construcción de infraestructuras y la silvicultura intensiva. Esta degradación favorece la erosión y la pérdida del suelo, así como una mayor contaminación, debido a que las plantas retienen el suelo y actúan al mismo tiempo como filtros de contaminantes. La transformación de las llanuras aluviales ha supuesto la reducción o pérdida de un patrimonio biológico propio y de gran riqueza. Además, al transformarse en zonas urbanizadas, se pierde su gran potencial de suministrar alimentos de proximidad. El seguimiento de los indicadores biológicos del proyecto LIFE ALNUS ha proporcionado valiosos datos que ayudan a entender la distribución de los organismos bioindicadores en relación con el estado de conservación del bosque de ribera y del

medio acuático asociado a la matriz paisajística. Los tramos fluviales con bosques de ribera más extensos y complejos (superiores en diversidad vegetal y madurez) albergan mayor biodiversidad, especialmente los paisajes con mosaico agroforestal o los dominados por los bosques zonales.

Especies invasoras

Las especies introducidas, alóctonas o exóticas, genéricamente, son aquellas que se establecen en un territorio que no es su hábitat nativo y al que han accedido por la acción del hombre. Se calcula que, aproximadamente, entre el 10 y el 20 % de las especies que llegan a nuestro territorio tienen la capacidad de adaptarse a él. Entre las especies naturalizadas, otro 10-20 % presenta una gran capacidad de resistencia y proliferación. Su adaptabilidad les permite propagarse por los entornos naturales, competir y desplazar especies autóctonas, modificar los ecosistemas y afectar a la economía e incluso a la salud humana. Son las especies invasoras.

Los espacios fluviales son los ecosistemas en los que las especies invasoras, acuáticas y semiacuáticas como los cangrejos rojos o los visones americanos, se propagan con mayor facilidad. La vegetación de ribera autóctona compite con especies con gran capacidad de propagación, como la acacia blanca, el ailanto, el negundo y la caña. Estudios previos del proyecto LIFE ALNUS han cartografiado y evidenciado la expansión de especies vegetales invasoras en el conjunto de las tres cuencas del proyecto. La estrategia para reforzar la vegetación de ribera autóctona ha consistido en identificar y actuar en los tramos fluviales donde las especies invasoras estaban presentes, pero no eran dominantes, y se podía recuperar más fácilmente el espacio a partir de la vegetación autóctona ya existente.

Falta de conectividad ecológica

Los impactos ambientales mencionados anteriormente fragmentan los hábitats riparios. La continuidad de los bosques de ribera se ha perdido, no solo en las cabeceras de los ríos de montaña, sino también en valles y llanuras aluviales, a menudo tras siglos de ocupación humana de estos espacios. La falta de caudales y

la presencia de instalaciones hidráulicas dificultan o impiden el movimiento y la conexión entre poblaciones de fauna, como es el caso de la anguila, que ya ha desaparecido del interior de Cataluña. También el resto de las poblaciones de peces autóctonos se han visto afectadas y están en declive en todas partes, entre otras razones por la gran dificultad que encuentran para acceder a sus lugares de desove (reproducción) o alimentación. La ampliación de la Red Natura 2000 propuesta por el LIFE ALNUS permite dar mayor cobertura legal a los espacios fluviales y facilitar su gobernanza y recuperación.

Efectos del cambio climático

Los espacios fluviales mediterráneos pertenecen a un ámbito bioclimático muy expuesto y vulnerable al cambio climático. Los caudales ordinarios de los cursos de agua se ven reducidos y alterados debido al progresivo aumento de la temperatura, a la reducción de las precipitaciones y a la creciente recurrencia de episodios extraordinarios de sequía y crecidas. Estas condiciones bioclimáticas subóptimas ya están afectando a las comunidades riparias, en particular, a las alisedas. El proyecto LIFE ALNUS ha podido comprobar cómo el decaimiento observado en los alisos de la cabecera de cuenca está relacionado con las sequías graves recurrentes. También ha evidenciado el efecto de las crecidas extraordinarias (tormentas Leslie y Gloria) sobre la dinámica hidromorfológica, el bosque de ribera y las comunidades de macroinvertebrados y peces.

Cobertura legal insuficiente y gobernanza compleja

Lamentablemente, los mejores ejemplos de alisedas no disponen en muchos casos de una cobertura legal de protección. A pesar del gran esfuerzo invertido en el despliegue de la Red Natura 2000, pocos espacios fluviales de Cataluña quedan bajo su protección. El proyecto LIFE ALNUS ha constatado que algunos de los mejores ejemplos de alisedas en llanuras aluviales, extremadamente esporádicas, se encuentran fuera del área de protección de las Zonas Especiales de Conservación (ZEC). Por ello, una de las principales acciones que propone el proyecto es ampliar esta cobertura legal.

Por otro lado, los espacios fluviales concentran una gran diversidad de intereses socioeconómicos que interactúan entre sí, y hacen que la gobernanza de los espacios fluviales sea, posiblemente, la más compleja, por no decir la más complicada, de todos los sistemas naturales. No es de extrañar que a menudo exista una falta de coordinación entre los sectores implicados, entre figuras de protección a escala europea, estatal y catalana, entre las distintas administraciones y entre estas y los ciudadanos. Como consecuencia, es claramente necesaria una revisión de las medidas de protección y de los modelos de gobernanza imperantes.

Cataluña es una de las regiones biogeográficas europeas con mayor potencial de mejora del estado de conservación de su hábitat, pero, al mismo tiempo, también se enfrenta a algunos de los retos de conservación más difíciles, a causa de su densidad de población y su desarrollada actividad económica. Asimismo, alberga una parte del frente mediterráneo en el que las alisedas tendrán que adaptarse a periodos de sequía más intensos y recurrentes como consecuencia del cambio climático. En este sentido, las experiencias adquiridas con el proyecto LIFE ALNUS y otros similares servirán como valiosos modelos para futuras acciones.



Herbazal higófilo de una aliseda en la orilla de la riera de Ardenya, cuenca del río Besòs, Parque Natural de la Serralada Litoral. Foto: Jordi Camprodon.

1. 3. Las funciones del bosque de ribera

A pesar de la mejora sustancial de la calidad de las aguas de los ríos, todavía quedan grandes objetivos por alcanzar en la segunda década del siglo XXI: dejar fluir caudales ecológicos, minimizar la contaminación difusa, desurbanizar las llanuras aluviales y restaurar los procesos fluviales y los hábitats riparios. La concienciación ciudadana es clave para acelerar la restauración de los espacios fluviales. Por desgracia, el bosque de ribera sigue siendo el eterno incomprendido. Aún persiste la idea de que los sistemas fluviales y, en particular, la vegetación de ribera, constituyen un importante factor de riesgo para la actividad humana en caso de grandes crecidas. El discurso técnico estándar postula que, para reducir el riesgo de inundaciones, es necesario adaptar el río, mediante obras de contención hidráulica y la reducción de la vegetación viva o muerta. Por otra parte, persisten ciertos usos tradicionales, como la corta a hecho para obtener madera y leña del bosque de ribera, que mantienen el bosque en un estado de juventud aparente, alejado de los procesos naturales. Afortunadamente para el sistema fluvial, ya no se permiten las extracciones de sedimentos de los bosques de ribera. El nuevo paradigma para la gobernanza de los espacios fluviales propone cambiar esta tendencia a la domesticación y pasar de la explotación intensiva de los ríos a un enfoque más ecosistémico. Instalar una mota o una escollera como respuesta a la inundación de unos campos, un camping o un polígono industrial supone trasladar el problema a los vecinos de aguas abajo, donde no se han previsto medidas correctoras hidráulicas. Retirar árboles caídos por el riesgo de que bloqueen un puente, o la corta a hecho de una aliseda, significa perder funciones ecológicas y servicios ecosistémicos. Si un puente está supuestamente en peligro por el material que arrastra una crecida, es porque este puente no está convenientemente adaptado al río que atraviesa. Los puentes bien construidos han sobrevivido siglos.

El nuevo enfoque consiste en diseñar puentes con bóvedas y seguridad hidráulica que permitan el desagüe y, en consecuencia, reconstruir a los puentes inadaptados. Una aliseda puede aprovecharse para la obtención de madera si se mantiene su cubierta arbolada de forma

permanente. El nuevo paradigma implica deconstruir las llanuras aluviales teniendo en cuenta los periodos de grandes inundaciones. Como dice el refrán catalán: «A prop del riu, no t'hi facis el niu» (**'Cerca del río, no construyas tu nido'**). A la luz de estos precedentes y de los retos del futuro, debemos recordar las funciones ecosistémicas esenciales que brindan los bosques de ribera en particular y que acaban definiendo la ecología de los ríos.

Valor paisajístico

La singular y extraordinaria belleza de la vegetación de ribera es bien conocida y constituye un componente fundamental del paisaje, arraigado desde la antigüedad en la contemplación tranquila, los paseos, las reuniones alrededor de una fuente, la pesca, así como todo tipo de expresiones artísticas. El esplendor de la vegetación de ribera ha sido exaltado a lo largo de la historia del arte. Los bosques de ribera aportan un gran valor estético y económico al territorio, ofreciendo un gran potencial para actividades recreativas y ecoturísticas.

Efectos de la vegetación de ribera en las crecidas

La vegetación de ribera es una herramienta eficaz para gestionar las crecidas de los ríos, porque ayuda a retener el flujo de agua y a reducir su velocidad. Las llanuras de inundación sin urbanizar distribuyen en un flujo laminar las crecidas en los caudales de agua, con todos los materiales que transporta, y constituyen la solución natural para controlar las riadas.

El aumento de la rugosidad del terreno es el principal elemento que controla el paso de las avenidas. Los árboles y los restos vegetales también ayudan a concentrar los flujos, formando redes de canales y zonas de aguas más tranquilas, que favorecen la retención del agua y la creación de nuevos microhábitats. Los sedimentos y los restos orgánicos aportados por una crecida aumentan la fertilidad del suelo y protegen las infraestructuras de las inundaciones. Durante las



Amentos de sauce blanco (*Salix alba*) a orillas del río Ter en la comarca de Osona / Foto: Jordi Camprodon.

crecidas, el bosque del río reduce la velocidad del agua y retiene sedimentos. En cambio, si el río se canaliza y sus alrededores se convierten en zonas urbanizadas, el río fluye más rápido y cuando se desborda puede causar daños graves.

Refugio de animales y plantas

Los espacios fluviales figuran entre los ecosistemas más complejos y biodiversos de la Tierra. Contribuyen de forma decisiva a preservar buena parte de la biodiversidad europea. El medio acuático, con todas sus particularidades respecto al terrestre, está constituido por formas de vida propias. En las riberas, la flora se caracteriza por la gran diversidad de especies con características ecológicas diferentes. En conjunto, la vegetación comprende una serie de estratos verticales que albergan la fauna típicamente forestal, a menudo específica de los hábitats riparios (por ejemplo, invertebrados asociados a una especie vegetal concreta). Al mismo tiempo, se establece una interacción muy interesante entre el medio terrestre y el acuático. Las partes del bosque de ribera en contacto con el agua o sumergidas (raíces, tallos, ramas) ofrecen refugio a invertebrados acuáticos, peces, anfibios, aves y mamíferos, mientras que la presencia de insectos alados asociados al agua atrae a aves y mamíferos insectívoros de todas partes.

Filtro de contaminantes

Los bosques de ribera actúan como «filtros verdes» de la contaminación. Mejoran la calidad y la transparencia del agua al filtrar los sedimentos en suspensión y absorber los nutrientes procedentes de las actividades humanas (industriales, agrícolas y urbanas). Actúan como bio-reactores para depurar la contaminación difusa y una cierta proporción de aguas residuales.

Regulación del grado de insolación y de la temperatura del agua

La vegetación y el porcentaje de cobertura arbórea en la ribera regulan la temperatura del agua y el grado de insolación del cauce del río. A mayor sombra en el cauce, la temperatura del agua del río y la orilla disminuye, incrementando la diversidad de plantas y animales del ecosistema.

Conectividad ecológica

El medio acuático y el bosque de ribera son unos corredores ecológicos de primer orden, una vía rápida para los desplazamientos de la fauna y la dispersión de propágulos vegetales. Por ejemplo, la migración de aves se produce en gran medida siguiendo los cursos y valles fluviales. Los espacios fluviales permiten conectar poblaciones de diferentes territorios y cuencas y facilitan el intercambio genético entre poblaciones.

1. 4. Objetivos y acciones de conservación

El proyecto LIFE ALNUS propone trascender las experiencias locales de restauración del hábitat. Aborda, por primera vez a escala ibérica, todas las cuestiones que afectan a los espacios fluviales a diferentes escalas: región hidrogeográfica, cuencas hidrológicas, ZECs y tramos de actuación prioritaria. Para ello, adopta un enfoque transversal e integrado, que abarca la planificación, gestión, restauración y gobernanza de los espacios fluviales, incluyendo el seguimiento ecológico de las actuaciones, aplicable a largo plazo.

El objetivo principal es avanzar en la conservación a escala regional y europea de las alisedas* y otros bosques de ribera afines, partiendo de la restauración y mejora en tres cuencas fluviales: Segre, Ter y Besòs. La experiencia adquirida ha permitido profundizar en el conocimiento de las problemáticas y superar los principales retos y dificultades que comporta la conservación de los espacios ripario-fluviales a escala de cuenca, desde una perspectiva técnico-científica, aunque también social y administrativa. En términos de transferencia y reproducibilidad, sus éxitos y fracasos serán muy útiles para futuros proyectos en otras cuencas fluviales, especialmente las de la región mediterránea.

* Según la Directiva Hábitats, bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnio incanae*, *Salicion albae*). Código 91E0*

Ejes estratégicos y de trabajo

Todas las acciones previstas en el LIFE ALNUS han sido proyectadas para las distintas escalas que gobiernan los ecosistemas fluviales: la geográfica (Cataluña), la funcional o de unidad de cuenca (Besòs, Ter y Segre) y la del continuo fluvial (tramos seleccionados donde actuar). Los estudios cartográficos previos han evidenciado una situación más crítica de la esperada: en el ámbito de las tres cuencas ALNUS solo se han encontrado 316 ha de alisedas (184 ha en el Segre, 106 en el Ter y 26 ha en el Besòs), muy por debajo de las esperadas a vista de pájaro por la red fluvial. Se añaden 2043 ha de bosque de ribera con alisos y 432 ha de bosques riparios sin alisos.

Esta información previa incluye la localización de elementos de impacto, como la cubierta de especies vegetales invasoras. Esta información constituyó la base para la elaboración de los «Planes de restauración y conservación del hábitat» a escala de cada cuenca. Los planes tienen como objetivo restituir a largo plazo la continuidad de los hábitats riparios dentro de la Red Natura 2000. Al mismo tiempo, la restauración del continuo fluvio-ripario permite la interconexión de todas las ZECs del territorio. La estrategia del plan para cada cuenca pasa por la selección y priorización de tramos fluviales cruciales para la conservación y restauración dentro del conjunto del continuo fluvial. Para hacerlo posible, se han utilizado herramientas estadísticas de toma de decisiones: modelos con indicadores multicriterio y modelos de planificación sistemática. El capítulo 2 explica cómo se han llevado a cabo los estudios previos y la planificación.

El proyecto partió de la premisa de que la mejor opción para la restauración de espacios fluviales es la recuperación de las dinámicas naturales; es decir, permitir que el río se autorregule mediante la recuperación de caudales, la dinámica de sedimentos y el régimen de crecidas. Esta restauración pasiva puede aplicarse cuando los factores de impacto han desaparecido o disminuido significativamente. Sin embargo, esto no siempre es posible o del todo posible. Por consiguiente, el objetivo del proyecto es implementar acciones de restauración activa que faciliten la recuperación de los procesos naturales y permitan al río organizarse y recuperarse por sí mismo. Para ello, ayudamos al sistema fluvial retirando motas y barreras, restableciendo caudales, plantando y eliminando especies invasoras, mientras que la estructura del bosque se mejora mediante trabajos silvícolas y plantaciones.

Mejora de la estrategia de protección legal del hábitat

El proyecto LIFE ALNUS completa la estrategia catalana de conservación del hábitat, perfeccionando y ampliando la protección de los espacios naturales de acuerdo con la Directiva Hábitats. Debido a su precario estado de conservación, la Red Natura 2000 protege los espacios naturales más importantes de la Unión Europea, aquellos que albergan

hábitats y especies de flora y fauna de interés comunitario. Para ello, se articularon tres acciones complementarias: *i)* La mejora de la delimitación de las ZECs preexistentes, *ii)* la creación de nuevas ZECs, y *iii)* la mejora de la interconexión entre las ZECs dentro de cada cuenca.

Una protección legal superior debe permitir priorizar y mejorar el estado de conservación de los espacios fluviales. Por ello, el proyecto trabajó en estrecha colaboración con la Dirección General de Políticas Ambientales y Medio Natural (DGPA) de la Generalitat de Catalunya, que es el organismo competente en la planificación de la Red Natural 2000 en el país. La selección de espacios se llevó a cabo partiendo de los estudios previos (capítulo 2) y de los trámites administrativos puestos en marcha por la DGPA, que incluyen un proceso participativo con todos los interesados, administraciones públicas competentes y agentes territoriales y sociales implicados. Se prevé ampliar la Red Natura 2000 en unas 970 ha en los espacios fluviales de las cuencas del Segre, Ter y Besòs (capítulo 9).

Restauración de la continuidad y calidad ecológica del hábitat

A lo largo de los años, las diversas políticas y actuaciones de conservación y preservación no siempre han incidido en la generación de información y transferencia de conocimiento de los procesos ecológicos. Sin embargo, cada vez más se tiene en cuenta y se prioriza la recuperación del funcionamiento ecosistémico como objetivo holístico y principal, para la buena salud de los ecosistemas, así como para ayudar a evolucionar y aumentar su valor ecológico a lo largo del tiempo.

En el caso de los bosques de ribera, como en otros hábitats forestales, es importante poner en valor la continuidad de los hábitats, ya que esta continuidad permite favorecer la conectividad ecológica interna. El LIFE ALNUS ha implementado acciones para restaurar tramos degradados del bosque de ribera que todavía ofrecen un potencial de recuperación ecológica óptima —y que, por consiguiente, no conllevan problemas de resolución compleja—, identificados como prioritarios en los planes de conservación.

Las acciones se han centrado en *i)* la reconexión del continuo fluvial (desfragmentación del hábitat);

ii) la reintroducción del hábitat en subcuencas y tramos extensos en los que ha desaparecido; *iii)* la mejora de la estructura vegetal del bosque y de su biodiversidad, a través de trabajos silvícolas de diversos tipos (capítulo 3), y *iv)* el control de las especies exóticas invasoras (capítulo 4). Las actuaciones se han planteado como experiencias demostrativas de gestión forestal del hábitat y de la biodiversidad asociada, en contextos ecológicos y sociales dispares y representativos de las diversas problemáticas detectadas. Un resultado transferible consistió en unas directrices técnicas para la gestión forestal sostenible del hábitat (capítulo 3). Para proteger, mejorar y conservar los bosques de ribera, fue necesario llegar a acuerdos con los diversos tipos de propietarios de espacios fluviales: particulares, empresas y organismos públicos. A lo largo del proyecto se han firmado acuerdos con diecisiete propiedades particulares, dos empresas y tres propiedades públicas (capítulo 10) de las cuencas del Ter y del Besòs.

Proyectos piloto demostrativos de restauración hidromorfológica y de los caudales

Se llevaron a cabo experiencias piloto dentro de cada cuenca consistentes en seleccionar tramos fluviales que contenían una representación adecuada de los diversos problemas que afectan a los bosques riparios mediterráneos en llanuras aluviales y que, por su complejidad, requerían de la implementación y ensayo de nuevos enfoques técnicos y singularmente complejos. Fue el caso de tramos con gran incidencia, un alto grado de degradación o en situaciones de fuerte regulación del régimen hidrológico. Los proyectos piloto consistieron en: *i)* eliminación y retranqueo de barreras y restitución de la aliseda desaparecida en el tramo urbano del río Congost (cuenca del Besòs) en la conurbación de Granollers (72 ha), capítulo 5; *ii)* restauración de la dinámica hidromorfológica de los sedimentos y retirada de barreras en dos islas fluviales del curso medio del río Ter en la comarca de Osona (19,2 ha), capítulo 6; *iii)* restauración hidromorfológica y de la aliseda en la llanura aluvial del río Segre, en Bellver de Cerdanya (4,5 ha), capítulo 7, y *iv)* recuperación de caudales en dos centrales hidroeléctricas del río Ter, un río muy regulado en términos hidromorfológicos, capítulo 8.

Divulgación

El proyecto LIFE ALNUS ha fomentado la concienciación sobre la importancia de los espacios fluviales de la población ribereña de las cuencas piloto mediante actividades educativas (escuelas), formativas (jornadas) y de divulgación (vídeo, exposición, publicación de materiales diversos). Se inició un proceso de mejora de la gobernanza a partir de aulas de debate, cuyo objetivo era discutir y llegar a consensos que conciliaran valores ambientales, actividades económicas y usos sociales de los espacios fluviales (capítulo 10). Las aulas de debate acogieron a gestores de espacios naturales, ingenieros forestales e hidráulicos, propietarios de fincas rústicas con hábitats de ribera, ayuntamientos, empresas hidroeléctricas y extractivas, asociaciones naturalistas, ecologistas y de custodia del territorio y a colectivos que organizan actividades recreativas en las riberas.

Seguimiento y transferencia

Mediante indicadores hidromorfológicos y biológicos (macroinvertebrados acuáticos, peces, flora y vegetación, aves y mamíferos) (capítulo 8), se llevó a cabo el seguimiento de varios indicadores acuáticos y riparios. Tras un primer muestreo extensivo, el seguimiento biológico

permitió establecer la asociación entre los bioindicadores y la complejidad de la estructura del bosque de ribera y del paisaje matriz. El segundo objetivo del seguimiento era evaluar, a corto y largo plazo, la respuesta de los indicadores hidromorfológicos y biológicos a las acciones de mejora y restauración del hábitat. Por último, los resultados y conclusiones, derivados tanto de los estudios previos como del seguimiento de bioindicadores, han proporcionado información básica para ser integrada en la planificación de las actuaciones del proyecto LIFE ALNUS y en los planes de gestión adaptativa posterior que permitan su reproducibilidad en otras cuencas hidrográficas.

Este manual pretende ofrecer una visión sintetizada del estado de la situación de las riberas y de las acciones emprendidas en el marco del proyecto LIFE ALNUS (www.alnus.eu), con el objetivo de contribuir a la conservación de las alisedas y los bosques de ribera afines de los espacios de la Red Natura 2000 en Cataluña. Este proyecto espera haber contribuido de manera decisiva a la conservación, restauración, gobernanza y divulgación de los valores naturales de los bosques de ribera. Asimismo, mediante la sensibilización sobre la importancia de las alisedas como hábitat clave, el proyecto —y por extensión este manual— pretende contribuir a la promoción y protección del patrimonio natural y cultural de los espacios fluviales de la región mediterránea.

Este manual pretende ofrecer una visión sintetizada del estado de la situación de las riberas y de las acciones emprendidas en el marco del proyecto LIFE ALNUS (www.alnus.eu), con el objetivo de contribuir a la conservación de las alisedas y los bosques de ribera afines de los espacios de la Red Natura 2000 en Cataluña. Este proyecto espera haber contribuido de manera decisiva a la conservación, restauración, gobernanza y divulgación de los valores naturales de los bosques de ribera. Asimismo, mediante la sensibilización sobre la importancia de las alisedas como hábitat clave, el proyecto —y por extensión este manual— pretende contribuir a la promoción y protección del patrimonio natural y cultural de los espacios fluviales de la región mediterránea.

Los coordinadores





Llanura aluvial del río Ter, en su curso medio. Espacio donde se han efectuado acciones de restauración en el LIFE ALNUS y que se incorporará a la Red Natura 2000 / Foto: Jordi Bas.

2 /

**METAECOSISTEMAS Y
METARESTAURACIÓN:
EL LIFE ALNUS, UNA
EXPERIENCIA DE DIAGNÓSTICO
Y RESTAURACIÓN DE SISTEMAS
FLUVIO-ALUVIALES A ESCALA
REGIONAL**

2 / METAECOSISTEMAS Y METARESTAURACIÓN: EL LIFE ALNUS, UNA EXPERIENCIA DE DIAGNÓSTICO Y RESTAURACIÓN DE SISTEMAS FLUVIO-ALUVIALES A ESCALA REGIONAL

Guillermo García, Roger Pascual, Oda Cadiach, Adrià Balart, Jaume Solé, Margarita Manzano
MN Consultores en Ciencias de la Conservación

2. 1. Introducción a una crisis biológica: el 'metaecosistema fluvio-ripario' mediterráneo y sus bosques aluviales

Importancia ecológica y biológica del 'metaecosistema fluvio-ripario'

Los *ecosistemas no fluviales* se expresan espacialmente como recintos o parches fácilmente delimitables en el paisaje, y pueden concebirse, tanto desde el punto de vista estructural como funcional, como piezas, subunidades u órganos constituyentes del complejo *organismo* que es el mosaico ecológico y biológico global de cada bioma. Sus principales funciones son igualmente concretas y aislables, y a menudo compartidas con otros ecosistemas y, si bien sus biocenosis sostienen una fracción de la biodiversidad continental total, habitualmente lo hacen de manera solidaria junto a otros paisajes ecológicos análogos (en ellos, la mayor parte de organismos dependen de más de un ecosistema).

En contraposición con los anteriores, los *ecosistemas fluviales (o fluvio-riparios)*, poseen una organización y obedecen a una lógica funcional diferente: conforman la base estructural sobre la que se desarrolla la interconexión o ensamblaje funcional del resto de ecosistemas, es decir, del mosaico ecológico territorial. Al mismo tiempo desarrollan funciones esenciales en la sustentación y evolución de todos esos ecosistemas que participan de la matriz ecológica de cada territorio, y en la del bioma en general. Dicho de otro modo, no son un *órgano* más, sino el *sistema* a través del cual se concentra y tiene lugar gran parte de la regulación y reorganización física (materia), energética y metabólica del bioma (Schlesinger & Bernhardt, 2013). Desarrollan, por lo tanto, en cada sistema ecológico y bioma, y en exclusividad, las funciones de regulación más esenciales (Hynes, 1975;

Hornung & Reynolds, 1995; Giller & Malmqvist, 1998; Sabo & Hagen, 2012; Allan et al., 2021).

Como ejemplo, la red fluvial es el espacio del territorio en donde tiene lugar la descomunal reordenación del material continental erosionado dentro de cada cuenca, y la regulación de la energía potencial derivada de dicho proceso. La red de corredores fluviales asume en exclusiva las funciones de recolección, transporte, y reorganización de todo el material litológico continental erosionado dentro de cada cuenca, la integración y evacuación del flujo superficial generado por la fase terrestre del ciclo del agua, y la redistribución entre ecosistemas de la producción primaria (materia orgánica y nutrientes), o bien la exportación de una parte de dicha producción hacia el medio litoral y marino. Así, en el minúsculo espacio que ocupa la red hídrica, con la participación de los procesos de vertiente, tiene lugar la llegada de flujos masivos del material erosionado, y su integración y concentración progresiva a lo largo del tiempo. Periódicamente, a modo de pulsos propiciados por escenarios hidrológicos extremos, se genera una ingente movilización y la *hiperconcentración* de estos sedimentos disgregados y acumulados en condiciones de inestabilidad y listos para ser movilizados, los cuales, impulsados por los caudales de crecida, pueden derivar en flujos y procesos morfodinámicos extraordinariamente energéticos -casi comparables a los tectónicos y volcánicos- capaces de provocar en escalas temporales relativamente breves la deconstrucción física y la nueva creación de paisajes y ecosistemas fluviales enteros.

En consecuencia, de ese esquelético espacio depende toda la regulación energética y el modelado geomorfológico continental y, a través de este, también el control de la base física -topográfica y litológica- sobre la que se edifica la matriz ecológica de cada cuenca, y las condiciones sedimentológicas e hidrológicas de todos los ecosistemas que ésta interconecta y drena. Es pues un *sistema en red -integral y continuo-* a través del cual tienen lugar los gigantescos intercambios de materiales y los procesos energéticos necesarios para la edificación de la base física de los nuevos ecosistemas de las cubetas y fondos de valle, así como del litoral marino, a costa de la erosión litológica y el remodelado permanente de los ecosistemas de altura (propios de los relieves tectónicos positivos) (Allan et al., 2021).

También en referencia a los ciclos de materia y energía, otra función igualmente importante que desarrollan estos ecosistemas es la regulación y reorganización entre ecosistemas de los componentes disueltos y particulados inorgánicos, la materia orgánica (biomasa) producida por su manto biocenoítico, y los nutrientes. El hidropaisaje es un sistema fundamental que hace posible la redistribución espacial de componentes inorgánicos, materia orgánica y nutrientes dentro del mosaico biológico de cada cuenca, jugando por lo tanto un papel esencial en el transporte y regulación de estos componentes entre los distintos ecosistemas fluviales y extrafluviales (mediante flujos de intercambio, retención, o eliminación), pero también a lo largo del corredor acuático y ripario, y entre el medio terrestre y marino (evacuación) (Thorp & Delong, 1994; Baxter et al. 2005; Marczak et al., 2007; Sabo & Hagen 2012; Schlesinger & Bernhardt, 2013; Marleau et al., 2020).

El entramado fluvial es además la estructura paisajística más fundamental que hace posible el intercambio biológico y genético entre todos los niveles de organización ecológica (hábitats, ecosistemas, bioma), convirtiéndose, en consecuencia, en uno de los principales mecanismos sobre los que descansa la plasticidad y resiliencia ecológica a escala meso y macroterritorial. Por si eso fuese poco, la red hídrica continental y los ecosistemas asociados a ésta, conforman los espacios y conexiones preferentes (con una influencia bidireccional), entre el paisaje hidrológico y biológico superficial, y el subterráneo, esto es, entre los ecosistemas terrestres y los ecosistemas subterráneos, y entre estos y el medio marino.

En definitiva, el ecosistema fluvio-ripario (EFR) constituye el sistema ecológico más complejo, multifuncional y esencial de cada bioma, y de él depende el funcionamiento orgánico del conjunto de su mosaico ecosistémico, y viceversa. De algún modo, es el sistema circulatorio a través del cual, y dentro de cada cuenca, las reordenaciones ecohidrogeológicas son posibles. Se trata de una estructura dendrítica, cuasi fractal, y transecosistémica, es decir, que alcanza a influenciar y conectar cada centímetro cuadrado de cada territorio, y sobre la cual descansan las interacciones e interdependencias ecológicas a cualquier escala paisajística (Tockner et al., 2002). Su lógica funcional responde a un sistema de integración progresiva y de interconexión subordinada -prioritariamente direccional, pero no únicamente (Schulz R, 2015)- de los diversos compartimentos y niveles de organización (cuencas, subcuencas, vertientes, red fluvial) (Thorp et al., 2008).

Por ello, los *ecosistemas fluvio-riparios* (EFR) desbordan de algún modo la concepción clásica de *ecosistema* (Schlesinger & Bernhardt, 2013): son sistemas que desarrollan un importante papel en la regulación ecológica transversal de la matriz ecosistémica global de los tres elementos que gobiernen la red de la vida (materia, energía e información) a diferentes escalas temporales y espaciales (Marleau et al., 2020). En este sentido, deben de ser encajados dentro del concepto de *metaecosistemas* (Gounand et al., 2017; Cid et al., 2021). En esta idea se basan conceptos emergentes como el de *Modelo Continuo de Cuenca* (The watershed-continuum model (WCM)) (Stevens L. et al., 2020; Stevens L. et al. 2022), de acuerdo con el cual los EFR son sistemas complejos, abiertos, y transterritoriales, que unen la red arborescente de hábitats acuáticos, de ribera y aluviales, incluyendo todos sus elementos y cuerpos hídricos (zonas húmedas de origen fluvial, canales, zonas hiporreicas, manantiales, aguas subterráneas, nieblas de fondo de valle, etc.) con los dominios hidrográficos de las vertientes y sus ecosistemas, y que pueden ser concebidos en realidad como una *continuidad ecohidrogeomorfológica* que implica a toda la cuenca, uniendo procesos físicos, biológicos y socioculturales mediante dinámicas que tienen lugar en todas las escalas espaciotemporales (Tockner et al., 2002; Allan et al., 2021; Jacquet et al., 2022; Stevens et al., 2022).

Más allá de esta función metaecosistémica como regulador orográfico y geomorfológico del paisaje, y como organizador espacial de los procesos ecológicos de cada cuenca, el EFR constituye en sí mismo el mosaico ecológico más complejo, heterogéneo y biodiverso, además de dinámico -plástico espaciotemporalmente hablando-, de los biomas continentales. No en vano, los sistemas acuáticos de agua dulce exhiben las más altas de biodiversidad conocidas en medios continentales (Dudgeon et al., 2006; Maes, 2010; Tierno de Figueroa et al., 2013; Hitt et al., 2015; UICN, 2022). De su reducida superficie (ocupan tan solo el 1 % de la superficie planetaria) depende la conservación de una fracción desproporcionadamente elevada de la biodiversidad global (el 10 % de los organismos conocidos) (WWF 2020); el porcentaje de especies directamente dependientes a dichos ecosistemas asciende a más de un tercio (>33%) si hablamos del grupo biológico de los vertebrados (42% de peces, 70% de anfibios, 5% de reptiles, 9% de aves, y el 6% de los mamíferos) (Maes, 2010).

Esta elevadísima biodiversidad intrínseca radica en múltiples factores (Gregory et al., 1991; Naiman & Décamps, 1997; Naiman et al., 2005; Stanford et al., 2005; Wohl, 2016): (i) habitualmente son sistemas altamente productivos, (ii) están constituidos por un mosaico de hábitats excepcionalmente heterogéneo y dinámico (cambiante) desde el punto de vista espacial y temporal, (iii) transitan, y fusionan, la sucesión altitudinal de paisajes ecológicos; (iv) interconectan e interactúan ecológicamente -y por lo tanto evolutivamente- con las biocenosis de todos los ecosistemas que componen el mosaico ecológico de cada cuenca a través del *continuo de cuenca*, y a éstas con el medio marino; (v) son a su vez un ecotono ecológico (lateral, vertical y longitudinal) que acoge e imbrica medios y comunidades acuáticas, semiacuáticas y terrestres, (vi) y son el principal conector orográfico e hidrológico de cualquier paisaje, poniendo en contacto distintos tipos de biocenosis fluviales entre sí a lo largo del eje fluvial (longitudinalmente), y a todas ellas con las propias de los ecosistemas subterráneos y marinos (p. ej., hábitats y comunidades fluvio-marinos de transición, comunidades piscícolas diádromas, estigobias y crenobiontes, etc.).

En definitiva, la importancia biológica intrínseca del metaecosistema fluvio-ripario es enorme: además de toda esta biodiversidad *directamente*

dependiente del mosaico ecológico contenido en el corredor fluvio-ripario, las funciones que éste desarrolla en el funcionamiento ecológico integrado de la cuenca son esenciales y, por lo tanto, también de ellas depende *indirectamente* el tejido biológico global de ésta.

En este sentido, podemos decir que el metaecosistema fluvio-ripario posee una función, protectora o “paraguas”: sin duda se trata del ecosistema más estratégico e insustituible en la conservación de la biodiversidad continental.

Por último, cabe destacar las importantes funciones y recursos que los *espacios fluviales* aportan a nuestra especie. Son con toda probabilidad los paisajes más amables topográficamente, así como los más productivos, al mismo tiempo que ofrecen el mejor escenario de acceso directo al medio hídrico. Además del recurso espacial como paisaje amable, habitable, productivo (agronómico, forestal, piscícola) y de acceso al elemento más esencial (agua), el EFR desarrolla funciones y aporta servicios ecosistémicos insustituibles: es el único espacio capaz de canalizar y evacuar el tránsito del material erosionado en el medio epicontinental (terrestre), participa en el filtro y reciclaje de nutrientes y en la reordenación de compuestos orgánicos y minerales, y en el control de los gases de efecto invernadero (CO₂, metano) y la regulación del clima, amortigua las perturbaciones hidráulicas (avenidas), y es un recursos cultural y turístico de primer orden. Por todo ello, se considera clave en la adaptación y supervivencia de nuestra sociedad (Naiman et al., 2005; Elosegui & Sabater, 2009; Riis et al., 2020; Havrdová et al., 2022). Tanto es así, que la distribución del medio hídrico en el espacio ha guiado y explica, hasta extremos insospechados, la evolución homínida (Cuthbert & Ashley, 2014), la configuración actual de la ocupación del territorio y la naturaleza de nuestros paisajes.

En conclusión, los ecosistemas fluviales son el compartimento ecológico que aglutina mayor riqueza biológica y ecológica, que desarrolla más funciones en el mantenimiento del mosaico ecológico global, que ofrece más recursos naturales y el mayor número de servicios ecosistémicos, y que más han influenciado en el devenir de nuestra especie.

La problemática de conservación de las alisedas y otros ecosistemas aluviales mediterráneos

Pese a la descomunal e insubstituible importancia ecológica y biológica de los ecosistemas fluvio-riparios, estos han sido -junto al medio litoral- el espacio más ansiado por el hombre. Como consecuencia han resultado ocupados y explotados vorazmente, lo cual ha conducido a que sean considerados el ecosistema más castigado en el actual escenario de crisis ecológica del Antropoceno: la mayor proporción de especies conocidas extintas o amenazadas vive en ecosistemas de agua dulce (Costello, 2015), y estos soportan hoy en día la declinación en biodiversidad más acusada de entre todos los ecosistemas (Ricciardi & Rasmussen, 1999; Sala et al., 2000). Cabe destacar, que esta pérdida de biodiversidad se concentra de manera especial en todos los dominios planetarios del bioma mediterráneo, uno de los principales puntos calientes de biodiversidad (Myers et al., 2000) en donde la fragilidad de los hidropaisajes es máxima. Y, dentro de dicho bioma, ha sido en las cuencas hidrológicas circunmediterráneas en donde la transformación del ecosistema fluvial ha sido más precoz, incisiva y persistente, iniciándose con el asentamiento homínido de la revolución neolítica y el posterior estallido cultural de las primeras civilizaciones (especialmente desde el Calcolítico) y los grandes imperios y culturas antiguas, medievales y modernas, un proceso en el que la red fluvial ejerció como vía para la propagación e intercambio cultural y tecnológico de éstas, y para su asentamiento y desarrollo, ya milenario.

Pero dentro de la grave situación que padece el EFR europeo y mundial, son específicamente los ecosistemas deposicionales de tipo aluvial los que soportan la mayor presión y experimentan la más preocupante crisis biológica. Y es que la citada degradación de los ecosistemas acuáticos y riparios, y la pérdida de biodiversidad asociada, se concentra muy especialmente en los tramos medios y bajos de las cuencas, esto es, en los ecosistemas de carácter más aluvial.

Las razones son varias. Por un lado, en comparación con los arroyos de montaña y torrentes de cabecera, las terrazas fluviales y las llanuras aluviales son los sistemas topográficamente más amables, accesibles y expuestos a la transformación, así como los dominios territoriales más ricos en recursos y, en definitiva, los más ansiados y aptos para ser explotados. Por ello, las grandes planicies aluviales

y fondos de valle se han convertido en los paisajes más castigados y transformados secularmente por la acción antrópica. Son además los más escasos de manera natural, dado que el carácter dendrítico inverso de la red hidrológica hace que el número de cursos subrogados aguas arriba (tramos superiores) aumente de manera exponencial en número respecto a los grandes -pero escasos- *ejes fluviales principales*. Por último, la lógica estructural y funcional de estos ecosistemas (la integración jerarquizada de procesos y dinámicas), hace que todas las presiones infringidas en cualquier punto de la cuenca o de su ecosistema fluvial -ya sean geomorfológicas, hidrológicas, o químicas-, se trasladen y se concentren progresivamente a lo largo de la red hidrológica (Hornung & Reynolds, 1995; Poff et al., 1997; Yates & Bailey, 2006).

La gravedad de la ocupación selectiva que han soportado los sistemas aluviales es tal, que se estima que en las últimas décadas ha acontecido una pérdida de más del 50 % de las llanuras y planicies deposicionales del planeta, y que esta ha sido incluso superior del 80% en Europa y Norteamérica (Davidson & Finlayson, 2018).

Por otro lado, a los efectos de analizar el impacto de esta transformación del paisaje aluvial sobre la pérdida de biodiversidad, hay que tener en cuenta que, pese a que medio hídrico y medio ripario son vistos como dos ámbitos espaciales y ecológicos gestionables desde estrategias y políticas parcialmente segregables, lo cierto es que uno y otro están íntimamente vinculados y son interdependientes, hasta el punto de que la conservación de cualquiera de ellos está íntimamente supeditada a la del otro. Del mismo modo en que los bosques riparios dependen del sistema hídrico que los sostiene, tampoco la conservación de las biocenosis acuáticas es posible sin el paraguas protector y regulador de los bosques de ribera. Por lo tanto, de los bosques aluviales dependen, tanto la biodiversidad estrictamente acuática, como la propiamente riparia.

Podemos decir, en síntesis, que los bosques de los grandes sistemas deposicionales (sistemas de terrazas fluviales y llanuras aluviales), no son tan solo una pieza indispensable para mantener las funciones ecológicas del mosaico biológico de la cuenca como parte del *metaecosistema fluvial* del que forman parte. Se trata de formaciones forestales que protegen y regulan los hábitats y comunidades acuáticas que cobijan en su interior,

y son en sí mismos una estructura ecológica exuberante que alberga biocenosis compuestas por especies tanto exclusivas (propias), como ecotónicas (compartidas con los hábitats y ecosistemas colindantes), altamente complejas, dinámicas, y extremadamente ricas desde el punto de vista biológico. Bajo condiciones naturales, los sistemas riparios aluviales son considerados el más diverso, dinámico y complejo mosaico ecosistémico de la porción terrestre de nuestro planeta (Erős et al., 2019). En este sentido, cabe considerar que, dado que los ecosistemas fluvio-ripícolas unen e imbrican multitud de ambientes acuáticos, semiacuáticos y terrestres, los corredores espaciales que dibujan sus riberas constituyen dominios ecotónicos tridimensionales, de tal amplitud y complejidad ecológica, que más del 60% de las especies biológicas del planeta habitan de un modo u otro en ellos (Elosegui & Sabater, 2009).

Es de prever que la erosión de toda esta biodiversidad biológica en el ecosistema fluvio-ripario no sea homogénea. Dado que su ecología y sus biocenosis experimentan una sucesión a lo largo del continuo fluvial, y también a lo largo de su dimensión transversal (Vannote, 1980; Ward, 1989), las comunidades biológicas representativas de los grandes bosques deposicionales de los fondos de valle y las planicies aluviales, y muy especialmente las características de las formaciones forestales más externas (periféricas) y maduras (y todos los hábitats asociados), son hoy en día un sistema biológico fluvial empobrecido y que puede considerarse amenazado de extinción, también en la península ibérica (Berastegui et al., 2015).

Las llanuras y sus bosques aluviales han sido descritos como las *líneas sustentadoras del paisaje* ("lifelines of the landscape"), que proveen servicios ecosistémicos de importancia global y son "desproporcionalmente" merecedores de atención urgente como ecosistemas clave (Erős, 2019; Riis et al., 2020). Son sin embargo un paisaje sin prácticamente expresiones prístinas, que ha perdido la mayor parte de sus funciones naturales, y que ha sido identificado como uno de los ecosistemas más amenazados del planeta (Tocker et al., 2008; Brown et al., 2018; Havrdová et al., 2022).

En el caso concreto de la Europa templada y parte de su región mediterránea, los bosques que antaño presidían, tanto las márgenes de los corredores fluviales de montaña, en galería, como gran parte de las amplias llanuras aluviales, eran las alisedas, o bosques aluviales de *Alnus glutinosa* con otras especies forestales acompañantes.

Pese a haber sido el bosque definidor del paisaje fluvial centroeuropeo y atlántico, y en gran medida también el de una parte de la región mediterránea, el devenir de los últimos siglos ha propiciado que hoy los bosques aluviales de *Alnus glutinosa* se encuentren en una situación crítica. Las alisedas que forman grandes bosques o selvas de carácter más aluvial han sido progresivamente suprimidas en toda Europa. Actualmente su existencia se encuentra imposibilitada por la ocupación agrícola y la acción urbanizadora antrópica. Existe consenso sobre el hecho de que han se convertido en un paisaje homogeneizado ecológicamente, biológicamente empobrecido, residual, fractal o discontinuo, y del cual se conservan tan solo fragmentos, principalmente representativos de sus expresiones más higrófilas (bosques de margen fluvial) (Havrdová et al., 2022). Su delicado estado de conservación motivó su designación como *Hábitat de Interés Comunitario Prioritario*, mediante su inclusión en el Anejo I de la *Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestre (Directiva hábitats)*, bajo la denominación de "Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnio incanae*, *Salicion albae*) [Código 91E0*]".

Pese a ser un hábitat amenazado que ostenta la máxima protección en el marco de las políticas europeas desde el año 1992, los informes de seguimiento elaborados por la UE en aplicación del artículo 17 de la Directiva Hábitats revelan un preocupante estado de conservación que no parece mejorar en los sucesivos periodos sexenales analizados (CEC, 2022). En definitiva, dada la enorme proporción de la biodiversidad global que depende directa o indirectamente de los corredores riparios y de sus bosques aluviales de aliso, su degradación ecológica explica en gran parte la actual crisis biológica europea.

¹ Dado que la *Directiva 92/43/CEE* define como un "hábitat" a los bosques riparios y selvas aluviales de los ecosistemas fluvio-riparios deposicionales, en el presente trabajo aceptamos y empleamos el término *Hábitat 91E0** como sinónimo de bosque aluvial dominado o codominado por *Alnus glutinosa*.

Los bosques aluviales de aliso ibéricos, y su conservación en Cataluña

De acuerdo con los estudios desarrollados en el marco del *LIFE ALNUS*, el territorio español engloba el 48.2 % del rango de distribución geográfica del hábitat 91E0*, y el 56,3 % de su superficie real en la bioregión mediterránea europea. Cataluña, por su parte, acoge el 26,1 % de la superficie de las alisedas de la región biogeográfica mediterránea española, lo que representa el 14,7 % de la superficie total del hábitat mediterráneo de toda Europa. Por lo tanto, sobre el estado español recae la mayor carga de responsabilidad en la conservación del hábitat (y de toda la biodiversidad dependiente de este) en la Europa mediterránea (MN Consultores, 2019).

Sin embargo, la evolución del hábitat parece continuar una tendencia desfavorable: mientras que en el primer informe de seguimiento del hábitat para el conjunto de la región biogeográfica mediterránea europea para el periodo 2007-2012 reportaba un estado “desfavorable-inadecuado”

(categoría U1), la evaluación para el periodo 2013-2018 degrada esa situación hasta la peor de las categorías posibles, la de “desfavorable-malo” (U2) (CEC, 2022). En el caso concreto del contexto geográfico del territorio español, la superficie ocupada por el hábitat dentro de su área de distribución (región mediterránea española) ha sido clasificada como “mala” (U2) (Calleja, 2009). Por otro lado, como era de esperar, la evaluación de la “perspectiva de futuro” para las alisedas mediterráneas españolas es “inadecuada” (U1) para zonas montaña, pero alcanza la peor cualificación posible (“mala”, U2) para cursos medios y bajos, lo cual se atribuye a la destrucción directa de los dominios deposicionales aluviales a cargo de las actividades agrosilvícolas y el urbanismo (Calleja, 2009).

La importancia de la conservación de las alisedas de Cataluña es igualmente crucial. No solamente por la relevancia cuantitativa de la superficie que sostiene la región, sino también por la variabilidad

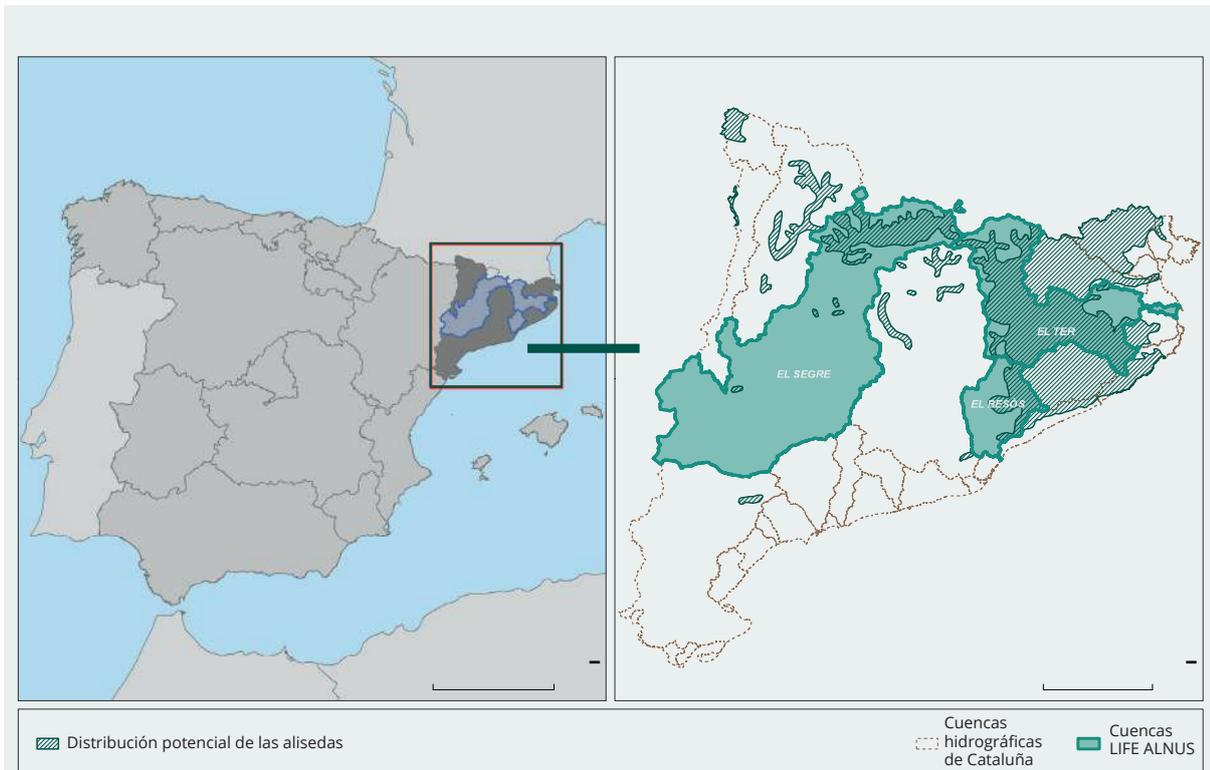


Figura 1 /

Ámbito geográfico de la distribución de las alisedas en Catalunya, con identificación de las cuencas piloto del LIFE ALNUS (Besòs, Ter, alto Segre).



Paisaje en mosaico de la llanura aluvial del río Segre. La Cerdanya. Foto: Jordi Bas.

de formas ecológicas del hábitat que esta acoge (MN Consultores, 2020) (se ha señalado a Cataluña como la región que posee una mayor diversidad de ambientes del actual territorio de la Unión Europea, considerándose un “pequeño muestrario” del mosaico ecológico de la Europa occidental (UE28)).

De hecho, las alisedas son el bosque ripario dominante en aproximadamente un tercio del territorio catalán (figura 1), por lo que su importancia como hábitat “paraguas” del que depende el futuro de una gran fracción de toda la riqueza biológica regional es crucial.

Cataluña, en su informe regional de seguimiento del hábitat 91E0* (definido localmente como “alisedas y otros bosques de ribera afines del *Alno-Padion*”), evalúa su estado de conservación como “desfavorable-inadecuado” (U1) para la bioregión mediterránea, mientras que su estado lo declara como “desconocido” para la biorregión alpina (CTFC, 2020). Sin embargo, tal y como apuntamos más adelante en el presente artículo, el diagnóstico obtenido para el hábitat en el marco del *LIFE ALNUS* parece apuntar que la situación sería aún más desfavorable (MN Consultores, 2019).

En el caso concreto de Catalunya, el precio a pagar en términos de pérdida de biodiversidad acuática y ripícola como consecuencia de la degradación y pérdida de su EFR no ha sido estimada, menos aún con respecto a la pérdida de sus bosques aluviales. Sin embargo, recientes estudios señalan que mientras los ecosistemas acuáticos epicontinentales (corredores fluviales y zonas húmedas) ocupan tan solo un 3 % de la superficie continental de Catalunya, más del 34 % de los hábitats protegidos o vulnerables de la región, y el 30% de los táxones considerados amenazados, dependen directamente de estos (31,6 % flora, 30,3 % vertebrados, 26,9 % invertebrados) (MN Consultores, 2022). Se trata de una proporción

elevadísima considerando que, en dicha proporción especies amenazadas, se incluyen también las especies marinas.

El mismo trabajo analiza la distribución espacial de los táxones amenazados en la red hídrica del *Distrito de Cuenca Fluvial de Catalunya*, encontrando que los vestigios de los grandes ecosistemas aluviales litorales son los que concentran una mayor riqueza de táxones amenazados, lo que confirma que el empobrecimiento ecológico y la pérdida de biodiversidad se concentra generalmente en tramos deposicionales, especialmente en los fondos de valle y las llanuras litorales.

La crisis biológica de los sistemas acuáticos de Catalunya también queda plasmada en el *Living Planet Index* de la región, contenido en el primer informe sobre el *Estado de la Naturaleza en Cataluña* (Brotons et al., 2020). Según dicho informe, referido el periodo 2002-2019, habría tenido lugar una declinación del 54 % en las tendencias poblaciones de los organismos dependientes de los ecosistemas acuáticos continentales, mientras que la disminución de las especies representativas de prados y sistemas agrícolas sería del 34 %, y la de los bosques y matorrales del 12 %.

En definitiva, si exceptuamos la crisis biológica que con toda seguridad está teniendo lugar en los ecosistemas fontinales (Cantonati et al., 2020), en donde la descomunal hiperconcentración de riqueza biológica convierte a estos hábitats acuáticos en los más biodiversos del bioma mediterráneo (Pascual et al., 2020), el espacio fluvio-ripario de tipo aluvial es sin duda la fracción del territorio catalán e ibérico en el que se deberá de librar la batalla más importante y urgente contra la pérdida de biodiversidad (Erós, 2019; Riis et al., 2020). El *LIFE ALNUS* ha sido impulsado con el objetivo de dar los primeros pasos en dicha lucha.

2. 2. Hacia la metarestauración fluvial: enfoque conceptual y metodológico del LIFE ALNUS

Marco conceptual de partida

En las modernas políticas europeas de conservación de la biodiversidad se había previsto que, la protección físico-jurídica de las alisedas y otros bosques aluviales afines a través de la *Directiva Hábitats*, por una parte, y por otra, la restauración y salvaguarda de una muestra representativa de dichos bosques en el seno de una red europea de espacios naturales, serían herramientas suficientes en sí mismas para revertir el estado de conservación en que se encontraban. Hoy en día, tras 30 años de la promulgación de dicha directiva y más de 20 desde la implementación de Natura 2000, los bosques aluviales siguen degradándose y, con ellos, la biodiversidad acuática y riparia perece silenciosamente.

Nuestra hipótesis para explicar esta realidad es que los ecosistemas aluviales no admiten ser conservados en un esquema en “mosaico”, algo implícito a las estrategias recogidas en las políticas de conservación la biodiversidad europea. Nuestra hipótesis, en definitiva, en línea con las visiones más actuales de los conceptos de *continuo de cuenca* y de *metaecosistema fluvio-ripario*, es que no es posible garantizar su conservación sin mantener la integridad de todos y cada uno de los niveles de organización ecológica funcional (así como las relaciones entre estos) que gobiernan la “lógica fluvial”:

1. el *tramo fluvial* como enclave único e irrepetible, con su propios rasgos e idiosincrasia ecológica, y que es el resultado de factores intrínsecos (exclusivos del tramo), pero también de la integración de las dinámicas territoriales que confluyen sobre él;
2. el *continuo fluvial*, como estructura sobre la que se basa la sucesión ecológica y biocenótica típica de estos ecosistemas a lo largo del eje longitudinal;
3. la *estructura ecológica en red* (que obedece e impone las reglas funcionales de los “sistemas en red”);
4. la organización en *cuencas y subcuencas*, como unidades de compartimentación y

subordinadas que conforman un sistema de integración -jerarquizada y progresiva- de la totalidad de dinámicas y flujos de intercambio de materia, energía e información;

5. los *compartimentos biogeográficos y ecológicos intracuenca* que explican parte de la heterogeneidad o diversidad de cada cuenca hidrológica (e.g.: pisos ecológicos, tipologías morfo-ecológicas fluviales, etc.);
6. los sectores o *compartimentos biogeográficos regionales* e interregionales (intercuencas);

La integridad de dichos niveles de organización espaciotemporal de dinámicas y procesos es indispensable para el pleno desarrollo de todas las estructuras y funciones que son propias de los bosques aluviales. Cualquier desestabilización o degradación de tan solo uno de estos niveles de organización, o la interrupción o aminoramiento de la continuidad o las relaciones entre ellos, tiene efectos ecológicos definitivos, que se propagan en cascada, y que acaban afectando la estructura ecológica general del EFR y a sus sistemas biológicos (Harvey et al., 2016).

La mayor parte de las presiones que en la actualidad afectan los sistemas fluviales generan desestructuración, desconexiones y discontinuidades geomorfológicas, hidrológicas, químicas, y biológicas entre todos estos niveles de organización (Cid et al., 2021). Por ello, son cada vez más los autores que apuntan la necesidad de abordar la conservación de los EFR, y especialmente la de sus bosques aluviales, desde la restauración de todos estos niveles de organización ecológica, lo cual comporta la renaturalización de las dinámicas, procesos y flujos que los gobiernan, así como suprimir las barreras, desconexiones y discontinuidades hidrogeomorfológicas o químicas que impiden mantener la integridad del *continuo de cuenca*. Se apunta, en definitiva, la necesidad urgente de abordar la restauración fluvial desde la asunción de la *teoría de los metaecosistemas*, así como desde una perspectiva holística y sistémica que considere todos estos niveles de organización, incluyendo los de escala de cuenca, regionales, e interregionales (Cid et al., 2022; Havrdová et al.,

2022). Es necesario, por lo tanto, basar las estrategias de recuperación de los EFR y sus sistemas aluviales en planes o proyectos de *meta-restauración* que persigan la restitución de las dinámicas y estructuras ecológicas en todos sus niveles de organización y, por ende, la funcionalidad orgánica del *continuo de cuenca*.

Esto lleva a la idea de que ni las medidas de protección y de gestión en mosaico que aporta la red Natura 2000, ni las habituales experiencias y proyectos puntuales de restauración morfológica o vegetal acotadas a tramos o entornos fluviales aislados, pueden por sí mismas revertir la degradación ecológica actual del ecosistema fluvio-ripario mediterráneo. Es ineludible y urgente, en definitiva, abordar las estrategias de conservación del EFR desde la perspectiva de la *meta-restauración* (Cid et al., 2021; Havrdová et al., 2022).

La progresiva comprensión del EFR como un *metaecosistema* que hace posible el *continuo de cuenca* (Stevens et al., 2022) ha puesto de relevancia que su funcionamiento es altamente complejo. Y dicha complejidad reside, no tan solo en todos los niveles de organización estructural y funcional que posee, y en las interdependencias entre estos, sino también en su elevado dinamismo y de la integración espacio temporal de todos los procesos ecohidrogeológicos que lo gobiernan. Por ello, la moderna ecología fluvial propone la idea de que dicha complejidad responde a la predominancia de estocasticidad, perturbación, discontinuidades, desequilibrio, variabilidad o dinamicidad y resiliencia. Dicha complejidad es también, en definitiva, impredecibilidad, lo cual obliga a replantear las tendencias en materia de restauración, que deben de abandonar la idea de recrear escenarios de equilibrio preconcebidos, y centrarse en la simple restauración de los procesos naturales (Beardsley et al., 2019). Por lo tanto, la naturalidad de estos procesos y de las estructuras ecológicas derivadas no puede ser recreada artificialmente a manos del hombre mediante proyectos de “ingeniería interventiva” orientados a crear y fijar estructuras y escenarios ecológicos idealizados, que necesariamente comportarán una simplificación del rico mosaico natural y de su plasticidad e impredecibilidad espaciotemporal. En este sentido, tanto los proyectos puntuales de restauración hidrogeomorfológica de pequeños tramos o entornos paisajísticos, como los planes de *meta-restauración* a escalas superiores, deben rehuir la tentación de pretender afianzar estructuras, formas, o escenarios ecológicos preconcebidos. La restauración, en todos sus niveles de intervención, debería de centrarse en

la simple restitución de procesos y dinámicas, o en la supresión de las presiones que las imposibilitan, de tal manera que se aproveche la extraordinaria resiliencia y plasticidad ecológica de los EFR, capaces de auto-regenerarse en breves periodos temporales. En conclusión, la restauración debe de ser *pasiva* (no interventiva), desarrollarse desde el *principio de mínima intervención*, y apoyarse en la *resiliencia ecológica natural* del sistema (García et al., 2011).

El LIFE ALNUS: primera experiencia de meta-restauración de bosques aluviales a escala regional

Pese al reto científico, social y político que entraña la conservación de los bosques aluviales de alisos, hoy en día tan solo se cuenta en el contexto europeo con experiencias de restauración aisladas y locales, orientadas habitualmente a la mejora de tramos fluviales o circunscritas a espacios naturales concretos. Dicho de otro modo, no ha sido impulsado hasta la fecha ningún proyecto en el ámbito de la Unión Europea centrado en abordar la conservación de las alisedas desde una óptica integral, considerando las escalas regional e interregional, y adoptando las cuencas como las unidades ecohidrológicas básicas dentro de las cuales llevar a cabo planes de *meta-restauración*.

Este es el escenario en el que emerge el proyecto LIFE ALNUS, esto es, (i) frente el reto de abordar una de las mayores crisis ecológicas y biológicas con las que se enfrenta la Unión Europea, (ii) y ante la necesidad de revisar el enfoque de la conservación del hábitat 91E0*, y de acumular experiencias válidas para resolverla.

El proyecto ha sido también un intento de avanzar hacia un mejor conocimiento de la *meta-restauración* de sistemas fluvio-riparios y sus bosques aluviales de alisos (hábitat 91E0*), partiendo de la idea de que las futuras estrategias de conservación del hábitat deben considerar todos sus niveles de funcionamiento y organización, así como mejorar la resiliencia ecológica del EFR a escala regional. Es el primer proyecto que ha propuesto abordar la restauración aluvial de bosques desde este enfoque ecosistémico integrado, regional y multiescala, y utilizando la resiliencia ecológica a nivel territorial como herramienta de restauración (*restauración pasiva*). Es por otro lado una estrategia piloto y experimental para mejorar el papel de la red Natura 2000 en el funcionamiento del ecosistema a escala territorial.

El LIFE ALNUS se ha desarrollado en Cataluña (nordeste ibérico). Por otro lado, pese a que para diseñar e impulsar una estrategia de *meta restauración* de ecosistemas fluvio-riparios a escala regional, es necesario que ésta considere e integre todos los niveles territoriales, la fase ejecutiva y de gestión debe de ser ordenada desde la lógica de las unidades funcionales ecohidrológicas más esenciales y determinantes, esto es, las cuencas hidrológicas. Por ello, el proyecto ha sido desarrollado desde la idea de que la *meta restauración* debe de ser diseñada y ensamblada considerando también una lógica estratégica regional e interregional, y ser concretada y desplegada posteriormente mediante instrumentos que desplieguen estrategias de restauración para cada cuenca y red fluvial. Por ello, además de abordar el análisis de los factores y presiones que explican la problemática de conservación del hábitat a los diferentes niveles territoriales, ha impulsado el desarrollo y la ejecución de *Planes de restauración y conservación del hábitat* (HRCP) en tres cuencas hidrológicas: la del alto Segre, perteneciente a la cuenca hidrográfica del Ebro, y las de los ríos Besòs y Ter, en el ámbito del *Distrito de Cuenca Fluvial de Cataluña*. Estas han sido seleccionadas como cuencas piloto para ensayar en ellas el desarrollo e implementación de dichos planes, dado que acogen muestras representativas de la mayor parte de las expresiones ecológicas (variantes) regionales del hábitat, y porque en ellas concurren las principales presiones que caracterizan la problemática regional. Las tres cuencas piloto engloban más del 50,5 % de la distribución geográfica del hábitat 91E0* en Cataluña (figura 1).

En la medida que los EFR son sistemas socio-ecológicos altamente complejos, la *meta restauración* de los mismos no es menos poliédrica y multiescalar. Comporta abordar e influenciar, desde las políticas y estrategias de planificación territorial, a la ordenación de los espacios fluviales, la gestión del régimen de caudales líquidos y sólidos, la conservación de cada sector o tramo fluvial, o la promoción del uso social y la restauración de los vínculos culturales con el ecosistema.

Partiendo de este enfoque, el diseño de la estrategia del LIFE ALNUS para la conservación del hábitat 91E0* en Cataluña ha contado con tres fases de trabajo:

1. La primera de ellas ha consistido en el impulso de un paquete de estudios de base para la caracterización y diagnóstico del estado de conservación y las problemáticas que afectan

el hábitat 91E0*, tanto a escala regional, como dentro de cada una de las cuencas piloto. La finalidad de estos era la determinación del potencial ecológico real del territorio para acoger alisedas aluviales y, mediante su confrontación con el esquema actual de distribución y con el comportamiento espacial de las presiones que lo afectan, conseguir una mejor comprensión de las causas y el esquema de recesión -tanto regional como local- del hábitat (figura 2).

2. En la segunda fase de trabajo, partiendo de los resultados y la visión diagnóstica obtenida mediante los estudios de base, fue diseñada una estrategia de conservación del hábitat para cada una de las tres cuencas piloto. Estas estrategias han sido concretadas a modo de *planes de restauración y conservación del hábitat* (figura 2).
3. En adelante, el resto del proyecto LIFE ALNUS (fase tercera) ha consistido en la ejecución de las acciones previstas en los *planes de restauración y conservación del hábitat* elaborados para cada una de las tres cuencas piloto a través, y el seguimiento de los resultados obtenidos.



Figura 2 /

LIFE ALNUS es un proyecto experimental de *meta restauración* fluvial que ensaya estrategias alternativas de conservación del hábitat 91E0* (*Bosques aluviales de Alnus glutinosa y Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnio incanae, Salicion albae)*) a escala regional. Desde el punto de vista metodológico, ha partido del desarrollo de numerosos estudios de base desarrollados tanto a escala regional como a escala local (cuencas piloto) (Acción A1) para obtener una adecuada comprensión de las problemáticas que intervienen en la conservación del *metaecosistema fluvio-ripario* en todos sus niveles de organización ecológica. Con los resultados de la diagnosis se obtenía la información necesaria para emprender contactos con los propietarios colindantes con los tramos fluviales donde realizar las actuaciones, con los cuales se suscribía un acuerdo de custodia (Acción A2). Los resultados de dichos estudios conformaron la base para después desarrollar *planes de restauración y conservación del hábitat* para cada una de las cuencas piloto (Acción A3). Estos planes fueron posteriormente ejecutados (en el marco de las Acciones C), y sus resultados son objeto de evaluación mediante programas de seguimiento ecológico (Acciones D).

2.3. Metodologías de caracterización y diagnóstico multiescalar

Introducción: presiones difusas y locales, y su análisis multiescalar

De acuerdo con una reciente revisión del estado de la biodiversidad acuática mundial (Dudgeon et al., 2006), las amenazas sobre los ecosistemas fluvio-riparios podían ser agrupadas en cinco categorías: (1) destrucción y degradación directa del hábitat y su fragmentación; (2) invasión de especies exóticas, (3) polución del medio acuático, (4) alteraciones del régimen natural de caudales y (5) sobreexplotación.

Esta simplificación es válida para las cuencas hidrológicas catalanas; sin embargo, al efecto de abordar el diseño de una estrategia de *meta restauración*, resulta útil ordenar las presiones que inciden y explican la degradación de las alisadas en dos categorías: *difusas y locales*.

Como en otros territorios, las *presiones difusas* que afectan al EFR catalán pueden circunscribirse a las relacionadas con las modificaciones antropogénicas en las cubiertas naturales del suelo, la sobreexplotación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, y la regulación hidrológica y sedimentológica de la cuenca. Su impacto se concreta en la profunda alteración de las dinámicas fluviales en todo el *continuo de cuenca*. La trasmutación de los equilibrios hidro y morfodinámicos tiene efectos hidrogeomorfológicos sobre el espacio fluvial y sus riberas, comportando principalmente la modificación de las condiciones topográficas, morfológicas, sedimentológicas e hidrológicas. De estos cambios se derivan además procesos de incisión fluvial, los cuales, junto con la alteración del régimen natural de caudales, acaban comprometiendo las condiciones ecológicas de los dominios riparios y aluviales. Sus bosques se ven influenciados por la desconexión topográfica entre cauce y riberas, la reducción de los procesos de desbordamiento, y por la depresión y desconexión de los niveles piezométricos de los acuíferos aluviales de terrazas y planicies fluviales.

En el caso específico de los bosques riparios catalanes, la conservación de las alisadas “de influencia mediterránea” frente a presiones difusas entraña una complejidad aun mayor que

la que incide sobre los bosques centroeuropeos homólogos. En primer lugar, las alisadas de la vertiente mediterránea ibérica se distribuyen a lo largo de un rango ecológico muy amplio, debido a la heterogeneidad orográfica y climática que domina algunas de sus regiones, como es el caso de Cataluña. Dicha heterogeneidad se expresa en diversas variantes del hábitat, cada una de las cuales posee sus propias singularidades biológicas y ecológicas (todas ellas diferentes a las de las alisadas extramediterráneas). Este hecho genera un mosaico de biodiversidad de mayor riqueza, pero cuya conservación comporta una mayor complejidad. En segundo lugar, las alisadas catalanas dibujan el límite meridional de la distribución europea del hábitat, por lo que la lucha por su conservación debe librarse en territorios subóptimos para éste. Un último elemento desfavorable, es que las alisadas mediterráneas se encuentran geográficamente circunscritas a un ámbito bioclimático fuertemente expuesto al cambio climático, lo que las hace extremadamente vulnerables. Y es que los bosques de alisos, que se caracterizan por su apetencia por caudales permanentes y atemperados, se encuentra expuestos a los cambios térmicos y a la reducción de precipitaciones, pero también, y sobre todo, a la fuerte regulación hidrológica de las cuencas que habitan (más necesaria e intensa como consecuencia de las moderadas precipitaciones, y a la variabilidad pluviométrica intra e interanual típica del clima mediterráneo), donde las grandes presas y embalses son especialmente estratégicos, y por lo tanto el aprovechamiento hidrológico es especialmente incisivo. Condiciones ecológicas subóptimas, cambio climático, y regulación hidrológica, son factores desfavorables que además poseen un efecto concomitante, de modo que la magnitud de su impacto obedece a mecanismos de retroalimentación positiva entre ellos.

Las *presiones difusas* sobre las dinámicas fluviales son de difícil resolución, por lo que para minimizar su impacto es esencial aumentar la resiliencia y adaptación del hábitat a escala local y regional ante dichas presiones. Para ello, es clave comprender el esquema espacial y temporal con que se proyectan sobre el territorio, así como analizar su relación con la geografía y el estado de conservación del

hábitat. Por ello, las primeras acciones del LIFE ALNUS consistieron en el desarrollo de un conjunto de estudios, a *escala regional*, con la finalidad de estudiar y comprender las presiones difusas y su relación geográfica y ecológica con la distribución potencial y real del hábitat.

A las presiones difusas, que se propagan y acumulan a través del *continuo de cuenca* y su red fluvial, hay que sumarle las *presiones locales* que también inciden sobre el hábitat, ya sean hidrológicas, geomorfológicas o químicas. En el caso de las alisedas y otros bosques aluviales, cobran singular importancia las alteraciones físicas, tanto las directas sobre la fracción biótica (erradicación o degradación de los bosques riparios), como las geomorfológicas (ocupación o transformación morfológica del corredor ripario). Ambas explican en gran parte el escenario actual de erosión y desestructuración ecológica de los bosques aluviales ibéricos y catalanes, pero la principal barrera que impide tanto su recuperación natural como su restauración es la ausencia de “espacio” apto para su desarrollo (Calleja, 2009), lo que se convierte en una falta de disponibilidad de entornos con condiciones de estabilidad física y ecológica apropiada. El refuerzo de la protección físico-jurídica de los espacios fluviales es una condición *sine qua non* la restauración funcional del *metaecosistema fluvio-ripario* y de sus bosques aluviales resulta imposible.

Las presiones físicas citadas dan lugar a la destrucción directa del hábitat forestal aluvial, y con ella a su fragmentación y a su aislamiento. Por ello se conservan bosques riparios en tramos incisivos o de cabecera, pero las formaciones forestales de los fondos de valle y planicies deposicionales de los tramos medios e inferiores han desaparecido. Los bosques que sobreviven padecen la degradación ecológica y el empobrecimiento biológico, en parte con motivo de los aprovechamientos y prácticas forestales y ganaderas, pero también como consecuencia de su desconexión funcional respecto a las dinámicas fluviales. Todo ello conlleva, en definitiva, la recesión y fragmentación geográfica del hábitat (área de distribución) y la desaparición de sus representaciones más valiosas y amenazadas (bosques de vega).

El LIFE ALNUS parte de la idea de que esta fragmentación del hábitat, y la desconexión o desacoplamiento de dichos niveles de interconexión y organización ecológica, desembocan en la

pérdida de funcionalidad a diferentes escalas, en empobrecimiento biológico y, en último término, en la disminución de la resiliencia ecológica del sistema, llegándose finalmente, en algunos casos, al colapso funcional del conjunto del *metaecosistema fluvio-ripario*.

Sobre esta idea descansa la hipótesis de trabajo del LIFE ALNUS: los bosques aluviales no pueden ser conservados en mosaico, es decir, sin respetar y restituir su lógica organizativa y funcional. Por ello, el marco conceptual y de trabajo del proyecto es el ensayo de acciones de *meta restauración* con la finalidad de mejorar los diferentes niveles estructurales y funcionales del EFR, y aumentar así la resiliencia ecológica regional e intracuenca del hábitat.

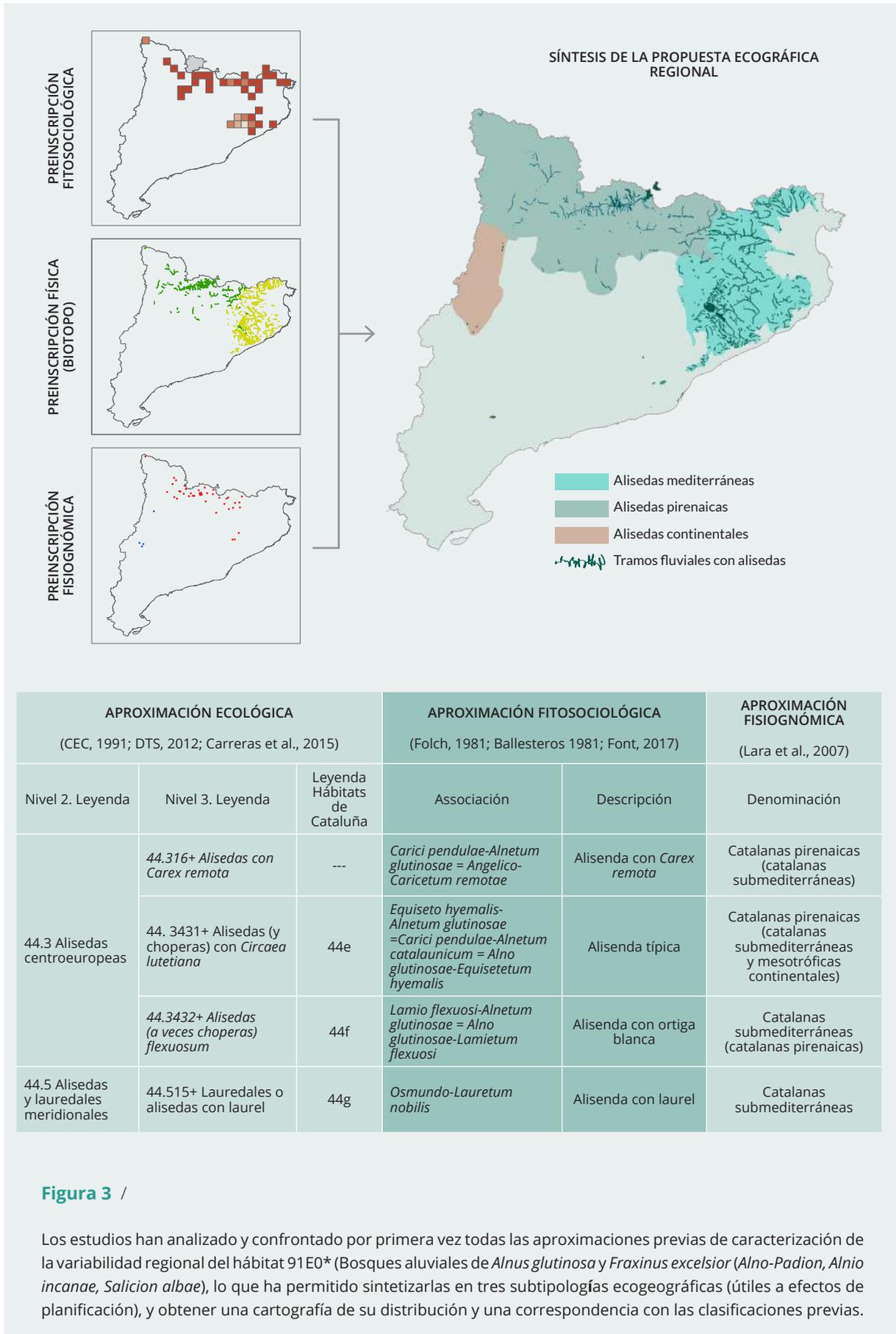
Esta idea ha sido llevada a la práctica mediante el diseño y ejecución de estrategias de *meta restauración* a escala de cuenca hidrográfica en tres ámbitos diferentes (alto Segre, Besòs, Ter), pero siempre desde una visión diagnóstica regional (figura 1). A tal fin, los estudios regionales han sido complementados con trabajos específicos que analizaban dentro de cada unidad de cuenca el efecto de las presiones difusas y locales, así como el estado y esquema espacial de conservación del hábitat. A partir de dicha visión sistémica y multiescalar fueron elaborados los ya mencionados *planes de restauración y conservación* de cada cuenca.

Estudios de escala regional

En el marco de los estudios regionales se han articulado 4 líneas de trabajo (MN Consultores, 2019):

1. Determinación de la variabilidad ecológica y biológica del hábitat 91E0*

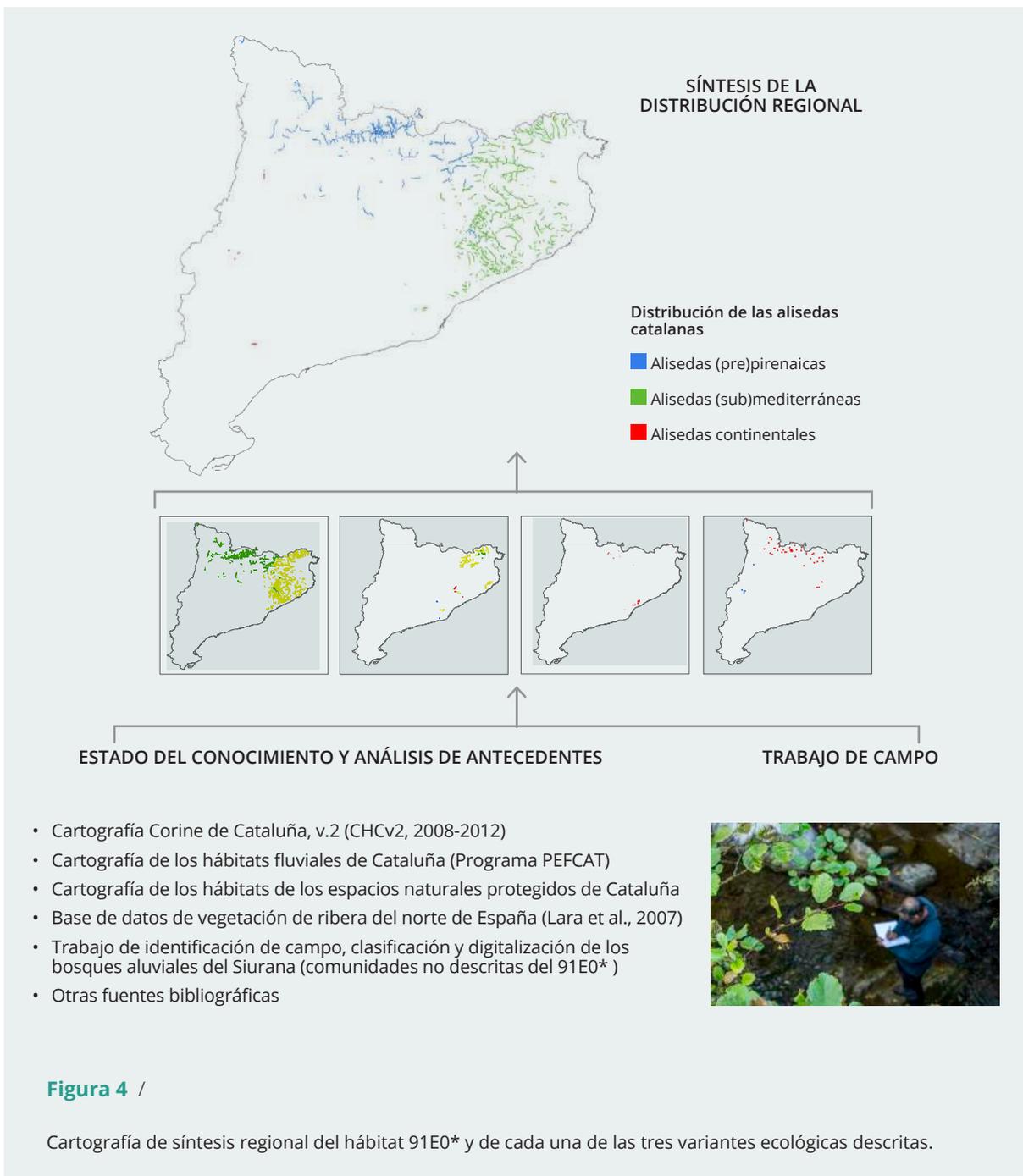
La primera línea de estudio tenía por objeto (i) clarificar y acotar conceptual y tipológicamente la definición del hábitat 91E0* en la región, (ii) así como identificar, definir y delimitar todas sus variantes ecológicas para en adelante poderlas considerar e integrar adecuadamente en la estrategia regional de restauración y conservación de toda la diversidad biológica dependiente de este. (figura 3).



a) 2. Estudio de la distribución actual del hábitat

A través de esta segunda línea de trabajo, todas las cartografías previas, referencias bibliográficas y demás fuentes de información de la distribución de los bosques aluviales de *Alnus glutinosa* en Cataluña, fueron identificadas, analizadas, homogenizadas y sintetizadas. Los trabajos fueron acompañados de trabajo de campo con la finalidad de validar los ecotipos descritos. Mediante esta metodología se obtuvo la mejor síntesis posible

de la cartografía regional de la distribución actual de cada subtipología (figura 4). La cartografía obtenida ofreció la posibilidad de diagnosticar la distribución geográfica y ecológica del hábitat a partir de las fuentes oficiales y demás referencias, y de analizar el comportamiento de algunos parámetros referidos al área ocupada, cobertura, continuidad, y a la protección físico-jurídica dentro de los diferentes niveles territoriales (regional, cuenca, subcuenca), para cada subtipo ecológico.





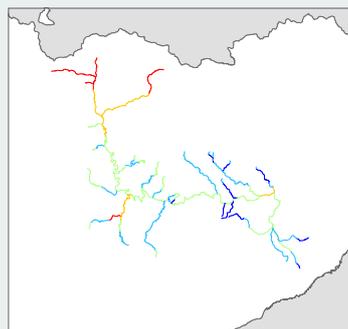
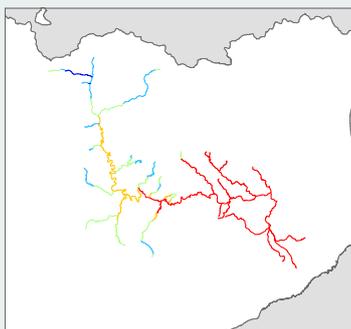
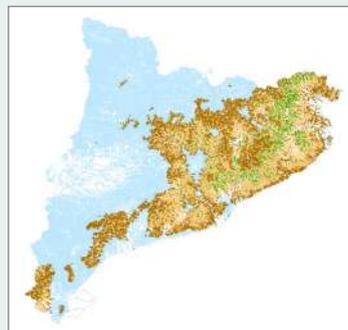
Bosque de ribera mixto con presencia de robinia (*Robinia pseudoacacia*) y otras especies alóctonas. Curso medio del río Ter en la comarca de Osona. Foto: Jordi Bas.

a) 3. Determinación de la potencialidad ecológica territorial para el desarrollo del hábitat

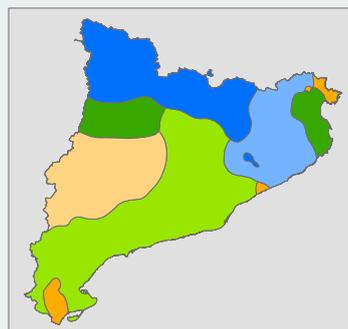
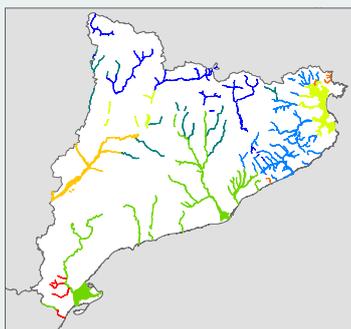
Una vez fue determinada la distribución actual del hábitat, se iniciaron trabajos orientados a evaluar la aptitud ecológica de la región para el acoger alisedas, así como determinar la potencialidad específica de cada cuenca, subcuenca y red fluvial para desarrollar y sostener dichas formaciones. A tal fin fueron desarrollados modelos matemáticos de simulación del potencial ecológico de toda la red hidrológica de la región. En paralelo los modelos fueron comparados con reconstrucciones de la geografía del hábitat obtenidos mediante otros enfoques metodológicos, esto es, a través de mapas fitosociológicos de la vegetación potencial de Cataluña, y del análisis de la *Cartografía de los hábitats de Catalunya*. (Figura 5).

El *modelo matemático de simulación de hábitat* para la región ha permitido establecer la competencia ecológica de cada tramo de la red hidrológica y de cada cuenca para acoger alisedas. El modelo fue desarrollado para las dos variantes (ecotipos) dominantes: las alisedas aluviales *submediterráneas* y las *prepirenaicas*. Estos modelos han permitido confrontar la distribución real del hábitat que resta hoy en día en Cataluña (obtenida en la fase anterior de trabajo), con respecto a su potencial ecológico. La modelización se ha mostrado como una herramienta enormemente útil para diseñar la estrategia de conservación de cada cuenca piloto (*planes de restauración*), así como para analizar la conservación del EFR a escala regional.

1ª Preinscripción metodológica:
aptitud ecogeográfica (potencialidad) basado en criterios fitosociológicos de la vegetación de ribera



2ª Preinscripción metodológica:
potencialidad ecogeográfica a partir del análisis de los corredores fluviales de Cataluña en el CHC v2



3ª aproximación metodológica:
potencialidad ecogeográfica determinada por medio de modelización ecológica

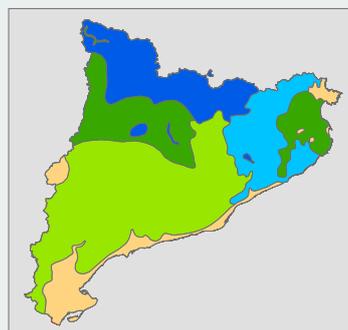
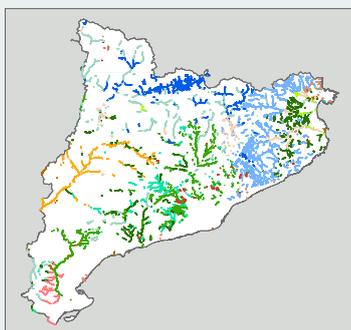


Figura 5 /

La geografía potencial del hábitat 91E0* para la región ha sido obtenida para toda la red fluvial regional mediante la modelización matemática de variables climáticas, topográficas e hidrológicas. Esta aproximación metodológica ha sido comparada con la distribución obtenida mediante la reconstrucción fitosociológica del hábitat, y con la obtenida a través del procesado y análisis de la segunda versión de la *Cartografía de hàbitats de Catalunya*.



Azud con aprovechamiento hidroeléctrico en el tramo medio del río Ter en la comarca de Osona. Foto: Jordi Bas.

a) 4. Análisis del esquema espacial de las presiones difusas

Las *presiones difusas* son los principales factores que deben ser adecuadamente comprendidos y tomados en cuenta para diseñar las futuras estrategias de restauración y conservación del ecosistema aluvial regional. Por ello, la última de las líneas de estudio de escala regional se centraba en estudiar las presiones que limitan y explican el estado de conservación actual del hábitat y su esquema de distribución geográfica y espacial.

Fueron analizadas las relaciones espaciales entre la potencialidad biogeográfica regional para el hábitat, su estado actual de conservación, y las diferentes presiones sobre el régimen hidrológico y la hidrogeomorfología fluvial.

Sin embargo, se han dedicado mayores esfuerzos a estudiar los posibles efectos que el cambio

climático podría tener sobre el ecosistema fluvial y sus bosques aluviales. Con ese objetivo fueron desarrollados diversos *modelos de vulnerabilidad* sobre la base de las proyecciones climáticas (escenarios) de los últimos informes regionalizados de la Unión Europea (UE) del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change), considerando las proyecciones de medio plazo del AR5 (2031-2050), y las de largo plazo del AR4 (2070-2100) (Calvó, 2009; Calvó et al. 2017). A partir de dichos escenarios climáticos de medio y largo plazo se ha modelizado a escala territorial, tanto la vulnerabilidad al cambio climático de las alisedas *submediterráneas*, como la sensibilidad a éste de la variante *prepirenaica*. Posteriormente, estos modelos se han aplicado para obtener mapas de vulnerabilidad climática para toda la red fluvial de la región (figura 6).

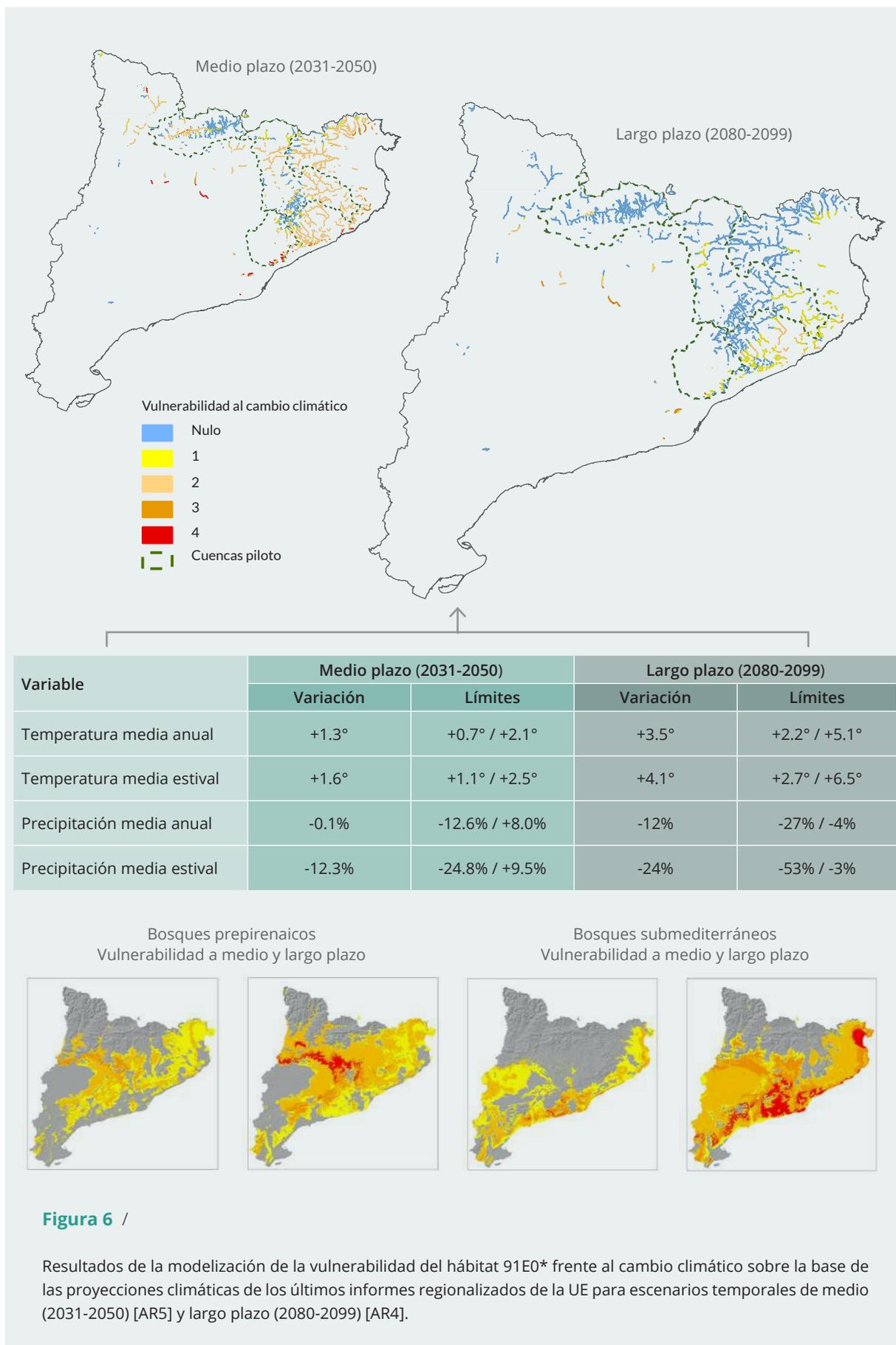


Figura 6 /

Resultados de la modelización de la vulnerabilidad del hábitat 91E0* frente al cambio climático sobre la base de las proyecciones climáticas de los últimos informes regionalizados de la UE para escenarios temporales de medio (2031-2050) [AR5] y largo plazo (2080-2099) [AR4].

Los resultados de estos estudios han demostrado, a modo de ejemplo, que los mejores bosques aluviales de Cataluña son también los ecosistemas más resilientes frente al cambio climático (figura 7), lo que los convierte en núcleos estratégicos para el mantenimiento de la resiliencia ecológica del hábitat. Las zonas donde éste se encuentra al borde de la extinción y en donde no parece poder subsistir, se expandirán en los próximos años hacia gran parte de su distribución actual. Estos datos han sido decisivos para el diseño de la

estrategia de mejora y ampliación de la Red Natura 2000, así como para diseñar las actuaciones de *meta restauración* de cada cuenca piloto.

Por último -también en el marco de los análisis de las presiones difusas-, se han llevado a cabo otros estudios puntuales, como por ejemplo el análisis de las posibles causas que subyacen en el decaimiento vegetal observado en poblaciones de aliso de las cuencas estudiadas (véase Valor et al., 2020).

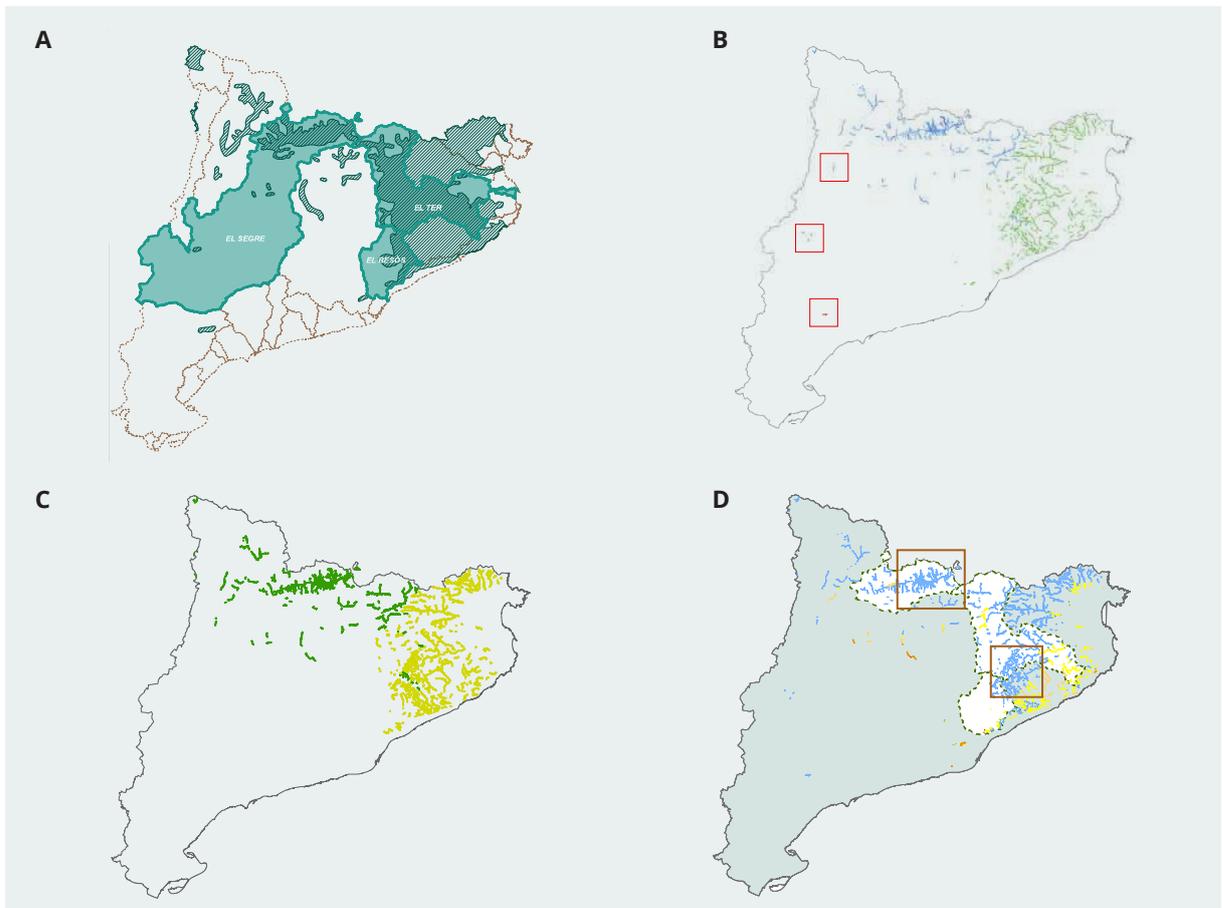


Figura 7 /

Ejemplo de algunos de los resultados derivados de los estudios macroterritoriales que ayudan a avanzar en la comprensión de la problemática regional. Estos revelaron, no solo la diversidad ecológica y biológica del HIC 91E0* que debe ser tomada en cuenta en los futuros procesos de restauración, planificación y gestión del hábitat (A), sino también importantes conclusiones, como el hecho de que las alisedas de la variante *continental* están fragmentadas, aisladas entre sí, son poco conocidas, y se encuentran amenazadas a escala regional (B). Otros conceptos clave detectados a través de estudios multiescales son, por ejemplo, el papel desarrollado por la cuenca del río Ter en la interconexión de todos los ecotipos a escala regional (C) o entre los núcleos del hábitat más resilientes del hábitat frente al cambio climático (D). Los estudios regionales han servido también para identificar el alto Segre a su paso por la comarca de la Cerdanya, como el paisaje fluvial que conserva la mejor expresión del hábitat 91e0*, y como el ecosistema fluvio-aluvial más relevante y con mayor integridad hidrogeomorfológica de Cataluña.

Estudios de meso escala (cuencas piloto)

Finalizado el análisis a nivel regional, se realizaron estudios de mayor detalle a lo largo del continuo fluvial (en la denominada *red Alnus*, de aproximadamente 1000 kilómetros lineales) de las 3 cuencas piloto (Ter, Besòs, alto Segre), mediante 2 líneas de trabajo: (1) *caracterización ecológica*, (2) y *diagnóstico* del EFR.

La *red Alnus* fue recorrida en su totalidad a cargo de un equipo de botánicos y limnólogos para reconstruir el área lateral original del corredor fluvial (que siguiendo estudios previos se denominó EPF, o “espacio potencialmente fluvial” (MN Consultors & Aqualogy, 2012)), mapeando

sus ecosistemas de ribera y caracterizándolos mediante múltiples parámetros (hidrogeográficos, geomorfológicos, y de estructura forestal), describiéndolos fitosociológicamente, estudiando su composición florística, inventariando el mosaico de hábitats y especies alóctonas, y determinando el estado sanitario y de conservación de los alisos. Toda la información recolectada se sintetizó en tres cartografías de *caracterización ecológica* que han ofrecido una comprensión del ecosistema indispensable para el diseño de las acciones de meta-restauración del LIFE ALNUS: (1) la de reconstrucción espacial del EPF, (2) la de variables de caracterización general del EFR; (3) y la de caracterización silvícola y ecológica del bosque aluvial de aliso.

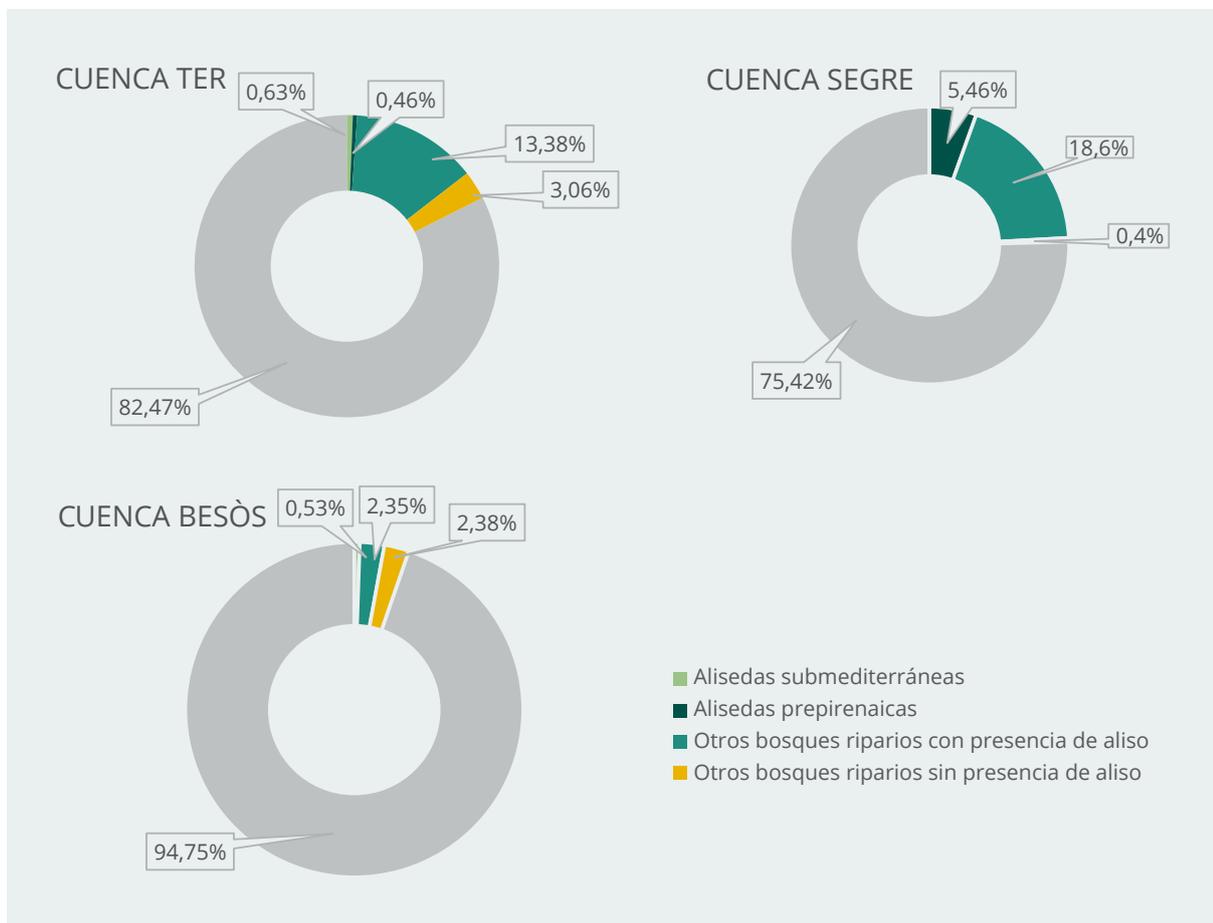
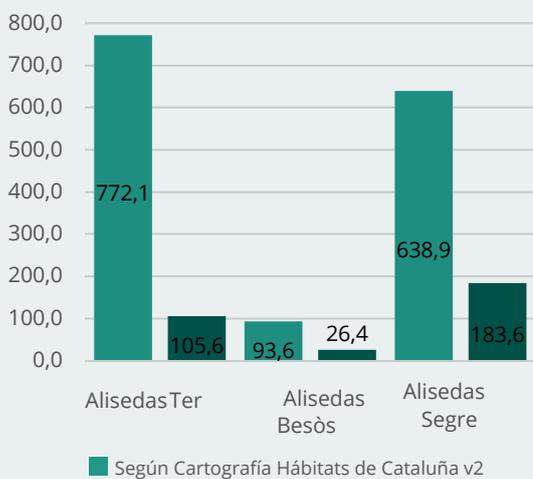


Figura 8 /

Ejemplo de algunos de los resultados obtenidos mediante la caracterización del *ecosistema fluvio-ripario* de las cuencas piloto (Ter, Besòs, alto Segre). Tal y como muestra el análisis de la estructura de ribera, la cuenca del río Segre mantiene los corredores fluviales con mayores ratios de integridad y cobertura forestal (24,6 %). En cuanto a los bosques dominados por alisos, estos son ya residuales en el Ter (1,1 % de EPF) y las cuencas del Besòs (0,5 %), pero siguen teniendo una representación notable en el alto Segre (5,5 %), que alberga las mejores expresiones y la principal reserva del hábitat y un mosaico ecosistémico de carácter nítidamente aluvial único a escala regional (MN Consultores, 2019).

Superficies (ha) de alisedas estimadas en cada cuenca a través de las cartografiadas del LIFE ALNUS vs. superficie reportada a la cartografía oficial



Porcentaje de alisedas estimadas dentro de la "Red Alnus" con respecto a las cartografiadas por la Generalitat de Catalunya

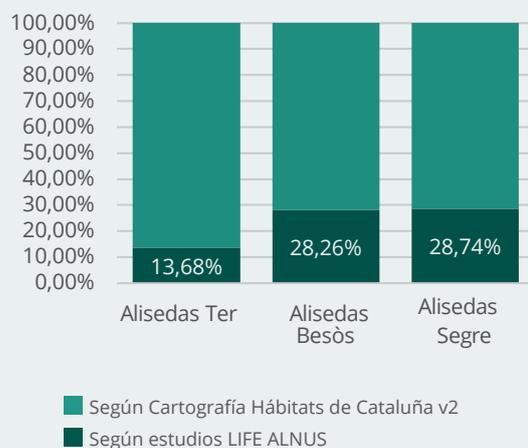


Figura 9 /

Otro ejemplo de algunos de los resultados globales relevantes derivados de los estudios de caracterización: los datos obtenidos durante el estudio de la *red Alnus* sugieren que las estimaciones oficiales para el hábitat en la región pueden estar sobredimensionadas. En los más de 1.000 km de red fluvial analizada, solo se han inventariado 316 ha de verdaderos bosques de ribera de aliso, mientras que las cartografías oficiales reportan más de 1.500 ha para esta misma red, es decir, cinco veces más. Si esa desproporción entre la superficie real del hábitat y la cobertura recogida en las cartografías oficiales fuera cierta, y extrapolásemos estos datos al resto de la región, las 5.509 ha estimadas actualmente por la administración pública quedarían en tan solo 1.157 ha. La cuenca del alto Segre mantiene los últimos vestigios de selvas verdaderamente aluviales de Catalunya, (y es el principal reservorio del ecotipo *prepirenaico*), mientras que la cuenca del río Ter emerge como un territorio fluvial estratégico para mantener la resiliencia regional del hábitat a través de la interconexión de la red fluvial de las diferentes cuencas internas de Catalunya, y entre estas y las del Ebro (véase figura 7C). La cuenca del río Besòs contiene el bosque de alisos con mayor carácter mediterráneo (comunidades singulares), pero sólo sobrevive en refugios de montaña, y algunos de estos refugios (núcleo sur) se encuentran gravemente amenazados (véase también figura 6). (MN Consultores, 2019).

Los trabajos subsiguientes se centraron en la obtención de un *diagnóstico* del estado de conservación del EFR y de sus bosques de alisos, y en la determinación del papel ecológico de éstos en el corredor de ribera. Para ello, a partir de algunas de las variables estudiadas en campo y mediante análisis SIG, se obtuvieron diversos índices y cartografías temáticas de evaluación de la calidad geomorfológica y ecológica de los ecosistemas fluviales y los bosques de alisedas (figura 10).

| ÍNDICE / SUBÍNDICE | VARIABLE ORIGINAL | ACR. | PARAMETRIZACIÓN | PESO |
|--|---|-----------------|--|------------|
| ÍNDICE DE CALIDAD DEL EPF (Q_{EPF}) | | | (1/2) · (q_{BR} + q_{GM}) | 0.5 |
| SUBÍNDICE BOSQUE DE RIBERA (q_{BR}) | | | (1/2) · (E_i + E_e) | 0.5 |
| Estructura interna (E_i) | | | E_{ip} / (1 + E_{in}^{2/3}) | 0.5 |
| Variables positivas (E _{ip}) | | | (V _B /3) + (V _C /30) + (10 · V _D /63) | 0.6 |
| | Edad del bosque: EDAT_BOSC | V _B | jove = 3; jove, adult = 7; adult = 10) | 1/3 |
| | Porcentaje de árboles con DN ≥ 40 cm: PERC_ARB_MAD | V _C | V _C /10 | 1/3 |
| | Riqueza taxonómica de fanerófitos autóctonos: RIQ_AUT | V _D | 10 · V _D /21 | 1/3 |
| Variables negativas (E _{in}) | | | (3 · V _E /7) + (0.07 · V _F) | 0.4 |
| | Riqueza taxonómica de fanerófitos alóctonos: RIQ_ALLO | V _E | 10 · V _E /7 | 0.3 |
| | Porcentaje de recubrimiento de alóctonas: PERC_ALLO | V _F | V _F /10 | 0.7 |
| Estructura externa (E_e) | | | 10 - 5 · [2 · (Ln(V_{G(MAX)}) - Ln(V_G)) / (Ln(V_{G(MAX)}) - Ln(V_{G(MIN)})) - (V_I / (V_{I(MAX)} - V_{I(MIN)}))]] | 0.5 |
| | Fragmentación del bosque ripario: 10000 · ΣN _{POLIG_{BR}} / ΣAREA _{BR} | V _G | 10 · (V _{G(MAX)} - V _G) / (V _{G(MAX)} - V _{G(MIN)}) | 0.25 |
| Se descarta | Compacidad media del bosque ripario: Σ[2 · (π · AREA _{BR}) ^{1/2} / PERIMETRE _{BR}] / N _{POLIG_{BR}} | V _H | 10 · V _H | 0.25 |
| | Dispersión del bosque ripario: 100 · ΣPERIMETRE _{BR} / ΣAREA _{BR} | V _I | 10 · (V _{I(MAX)} - V _I) / (V _{I(MAX)} - V _{I(MIN)}) | 0.25 |
| Se descarta | Continuidad del bosque ripario: ΣLONG_ARC _{XH} / N _{POLIG_{BR}} | V _J | 10 · V _J / V _{J(MAX)} | 0.25 |
| SUBÍNDICE GEOMORFOLÓGICO (q_{GM}) | | | (5/2) · (V_A + V_K + 2 · [1 - V_L]) | 0.5 |
| | % de bosque de ribera en l'EPF: ΣAREA _{BR} / AREA _{EPF} | V _A | 10 · V _A | 0.25 |
| | Naturalidad del EPF: ΣAREA _{CN} / ΣAREA _{EPF} | V _K | 10 · V _K | 0.25 |
| | Artificialización del EPF: ΣAREA _{CAC} / ΣAREA _{EPF} | V _L | 10 · (1 - V _L) | 0.5 |
| ÍNDICE DE CALIDAD DE LA ALISEDA (Q_{VER}) | | | (1/2) · q_{BR} + (1/8) · (V_M/10 + V_N + V_O + V_P) | 0.5 |
| | SUBÍNDICE BOSQUE DE RIBERA (q _{BR}) | q _{BR} | | 0.5 |
| | Porcentaje de alisos en el bosque de ribera: PERC_VERN | V _M | V _M /10 | 0.125 |
| | Clases de edad de los alisos: EDAT_VERN | V _N | todas = 10; plantón, joven = 7; joven, adult = 5; joven = 3; adulto = 2; ND = 2 | 0.125 |
| | Decaimiento de los alisos: DEC_VERN | V _O | ninguno = 10; alguno = 6; muchos = 2; ND = 2 | 0.125 |
| | Estructura vertical del bosque: ESTR_VERT | V _P | estrato arbóreo, arbustivo y lianoide = 10; estrato arbóreo y arbustivo (Z ≥ 1285) = 10; estrato arbóreo y arbustivo (Z < 1285) = 7; estrato arbóreo = 3; ND = 3 | 0.125 |



- Cartografía de la calidad geomorfológica riparia (qgm)
- Cartografía de la estructura interna del bosque (ei)
- Cartografía de la estructura externa del bosque (ee)
- Cartografía de la calidad del bosque ripario (qbr)
- Cartografía de la calidad (estatus de conservación) de las alisedas (91E0*) - qver
- Cartografía de alisedas singulares

Figura 10 /

Variables estudiadas e índices empleados para la elaboración del diagnóstico de la red *Alnus* de las tres cuencas piloto, y cartografías derivadas (MN Consultores, 2019).

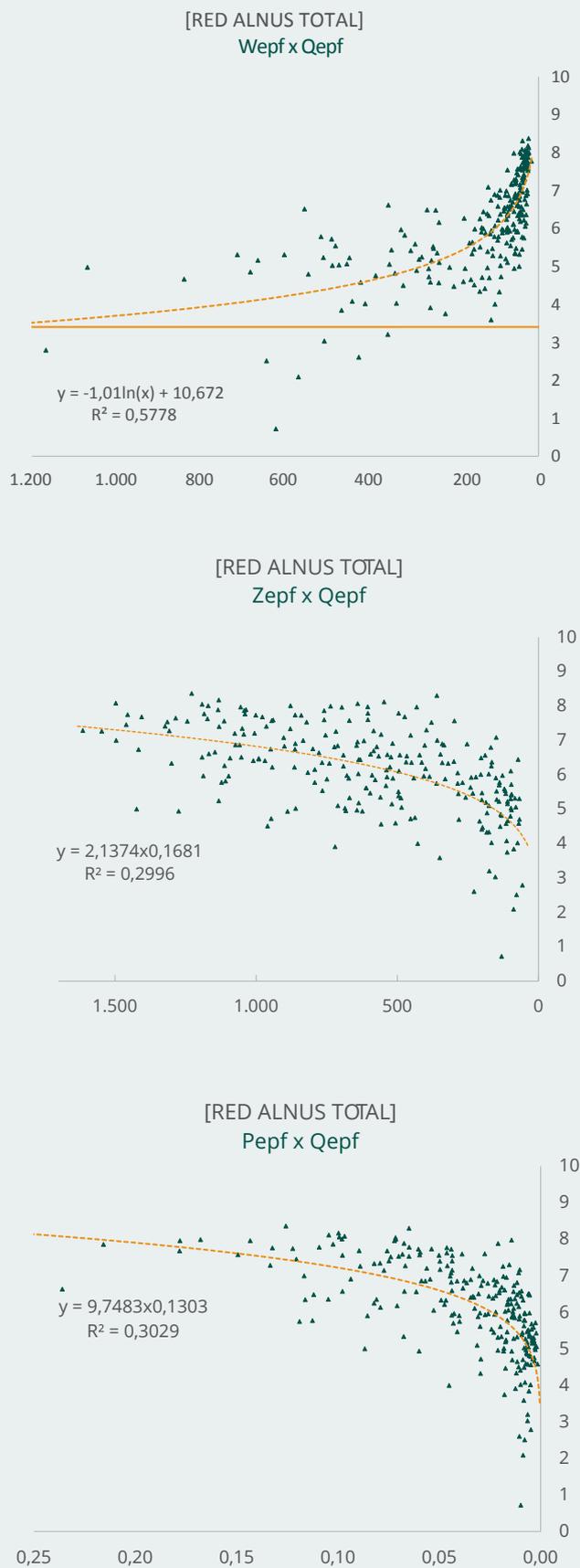


Figura 11 /

Análisis de correlaciones entre los parámetros morfométricos de cada tramo estudiado en la *red Alnus* (ancho (W_{epf}), altitud (Z_{epf}) y pendiente (P_{epf})), que son indicadores de su tipología geomorfológica (cursos alto, medio y bajo), con respecto al índice de calidad ecológica global obtenido para el *espacio potencialmente fluvial* (Q_{epf}) de cada tramo. Estos resultados reafirman la idea de que no se conservan bosques aluviales en condiciones naturales en las cuencas estudiadas. Los tramos menos degradados son casi exclusivos de sistemas fluviales de alta montaña, mientras que las terrazas fluviales de los cursos medios tienen un nivel de conservación moderado o bajo, y las llanuras aluviales (verdaderas expresiones de los bosques aluviales definidos por el HIC 91e0*) han sido fuertemente ocupadas, degradadas y transformadas, pudiéndose considerar un paisaje en vías de extinción en Cataluña (MN Consultores, 2019).

2.4. Primera experiencia de metarestauración de bosques aluviales mediterráneos

A partir de los resultados y conclusiones de los trabajos de escala regional, cuencas piloto y red fluvial, se inició un batería de *estudios y análisis de alternativas* para diseñar una estrategia de conservación de las alisedas aluviales para las cuencas del río Ter, Besòs y alto Segre.

La concreción de cada estrategia se ha llevado a cabo a través de un dilatado y complejo proceso que también implicó el desarrollo de trabajos de campo para verificar la factibilidad técnica de las alternativas propuestas, buscar el consenso social, y facilitar el proceso legal con los gobiernos locales y las administraciones sectoriales. De esta forma, las estrategias de conservación del hábitat 91E0* para cada cuenca piloto se fueron perfilando progresivamente a lo largo de dos años, y quedaron finalmente plasmadas en los denominados *Planes de restauración y conservación del hábitat* (PRCH) (MN Consultores, 2020).

Disponer del esquema geográfico y causal de la problemática regional y de la específica del EFR de cada cuenca (obtenido gracias a los trabajos previos), es lo que ha permitido diseñar la estrategia de intervención para cada una de ellas, recogida en los mencionados planes. Los PRCH, son un intento de ensayar enfoques y técnicas de *metarestauración estructural* (mediante medidas de protección jurídica y de adecuación física del corredor fluvial a nivel espacial, de incremento superficial del hábitat, de desfragmentación, de recuperación de la heterogeneidad y dinamismo del mosaico biótico, así como de reconstrucción de las biocenosis) y *funcional* (que persiguen la reactivación de dinámicas, procesos y flujos de materia, energía e información), desde la perspectiva de la gestión integral y sistémica de las cuencas como unidades ecogeohidrológicas básicas (WCM). La finalidad última es incrementar la resiliencia de conjunto del metaecosistema.

La estructura de los *Planes de restauración y conservación de hábitats* refleja las líneas de actuación de LIFE ALNUS, por lo que sus capítulos coinciden con las *acciones de conservación* previstas en este. El conjunto de acciones se ha agrupado en cuatro capítulos en cada PRCH:

Capítulo 1. Protección física y jurídica del hábitat

El primer capítulo plantea posibles estrategias para su mejora a los diferentes niveles de organización ecológica, desde la escala de red fluvial, hasta la interregional.

El mosaico jurídico que concurre en la planificación y gestión de los espacios fluviales es de la máxima complejidad, dado que en este se imbrica la normativa proveniente de la planificación hidrológica (gestión de recursos hídricos, riesgos relacionados con las dinámicas fluviales, protección del medio hídrico y ripario, salvaguarda del dominio público hidráulico y demás figuras demaniales, etc.), la ordenación territorial (urbanismo y usos del suelo, infraestructuras, etc.), la protección de la naturaleza (espacios naturales y conservación de la biodiversidad) y los aprovechamientos sectoriales (forestal, agrícola, ganadero y piscícola).

En el escenario estatal, Cataluña había conformado durante los últimos años un caso singular: poseía diferentes figuras jurídicas específicas previstas en el marco de la normativa urbanística autonómica, tanto para la ordenación de los espacios fluviales al efecto de protegerlos ambientalmente (*'Zona fluvial'*), como con la finalidad de gestionar los riesgos geomorfológicos e hidráulicos en su seno (*'Sistema hídrico'* y *'Zona inundable'*). Se trataba sin duda de un caso afortunado y pionero incluso en el contexto comunitario (UE). Sin embargo, dicha normativa fue derogada de manera inmediatamente anterior al inicio del LIFE ALNUS.

Por ello, pese a que inicialmente se había previsto impulsar de manera experimental y demostrativa una estrategia para la mejora de la protección físico-jurídica del EFR mediante la combinación coordinada de diversas figuras jurídicas (las urbanísticas citadas, la red de espacios naturales autonómica, y las figuras demaniales previstas en la Ley de Aguas estatal), finalmente se optó por basar dicha estrategia únicamente en la ampliación y perfeccionamiento de la red Natura 2000.

Como se ha mencionado, dicha revisión y mejora funcional de la estructura espacial de la red Natura 2000 se diseñó desde la lógica regional e

intercuencas (gracias a la visión aportada por los resultados de los estudios de escala territorial; véase figuras 3-7), pero considerando también la restauración de los niveles de organización intracuenca. Esto último fue posible gracias al desarrollo de diversos análisis multivariantes dentro de cada cuenca piloto, así como la generación de modelos matemáticos para la optimización de los procesos de planificación orgánica o sistémica. Estos últimos permitieron la identificación de áreas prioritarias para la conservación y restauración de alisedas. Fueron desarrollados mediante el software de planificación espacial *Marxan* (Ball et al., 2009), frecuentemente empleado para apoyar procesos de toma de decisiones en materia de gestión del territorio y conservación de la biodiversidad (Hermoso et al., 2015).

Mediante este conjunto de trabajos se pudo llevar

a cabo una propuesta para la mejora de Natura 2000 optimizada para cada cuenca, considerando la lógica funcional de su EFR. Se organizó en diferentes niveles de priorización. Incluían tanto la redelimitación lateral de la misma, como la ampliación longitudinal de la red fluvial protegida por los espacios ya designados, e incluso la declaración de nuevas Zonas Especiales de Conservación (ZEC) (figura 12)

Las diversas estrategias y prioridades fueron trasladadas la administración catalana en la planificación y gestión de la Red Natura 2000. El Servicio de Planificación del Entorno Natural de la Generalitat de Catalunya inició en septiembre de 2022 el procedimiento jurídico normativamente previsto de consultas públicas y aprobación gubernamental.

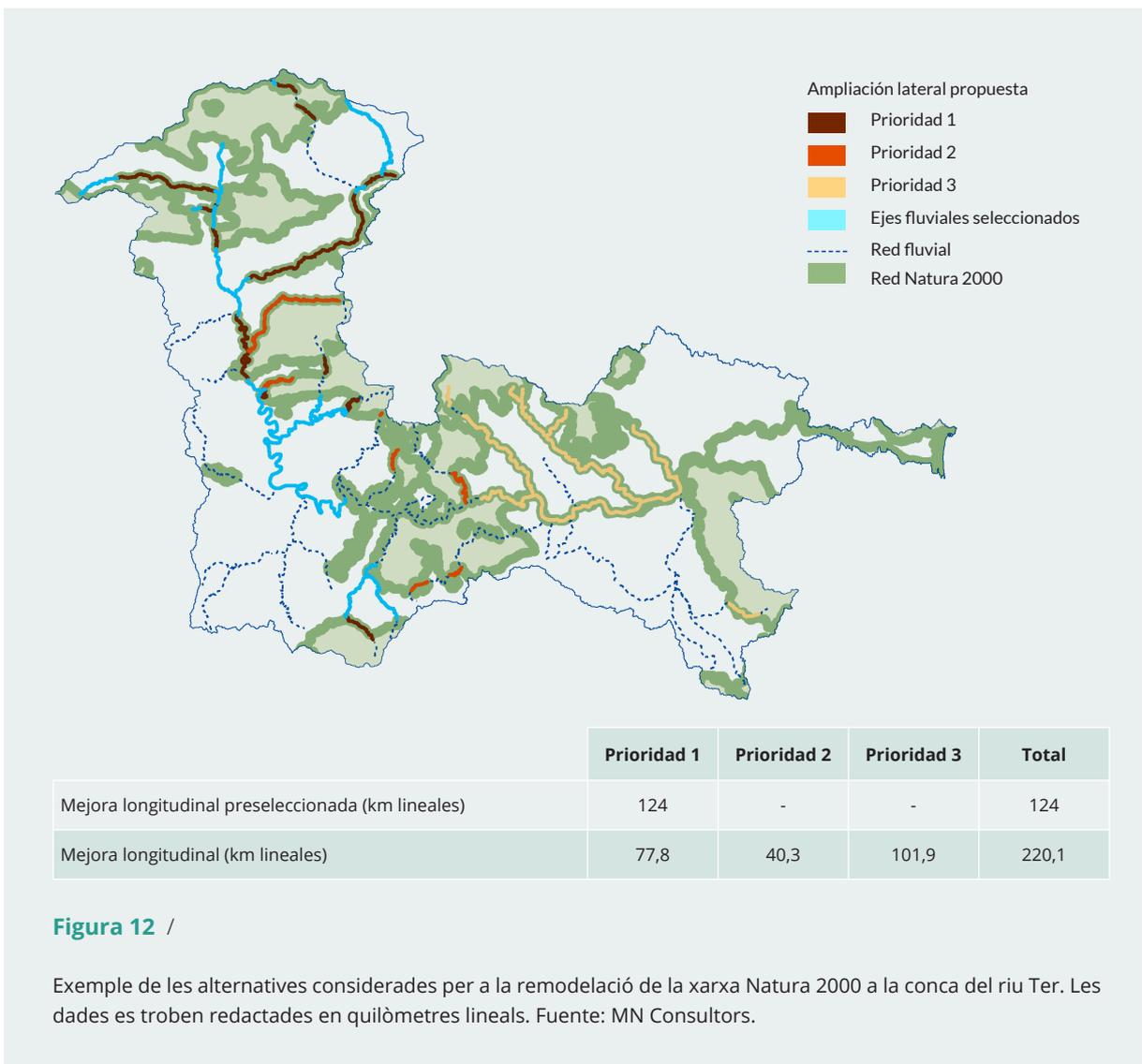


Figura 12 /

Exemple de les alternatives considerades per a la remodelació de la xarxa Natura 2000 a la conca del riu Ter. Les dades es troben redactades en quilòmetres lineals. Fuente: MN Consultors.



Tramo de río con corta a hecho del bosque de ribera. Río Fornès, cuenca del Ter. Foto: Jordi Bas.

Cabe destacar que se trata del primer proceso de modificación a escala regional de la red Natura 2000 llevado a cabo en Catalunya desde la aprobación de esta. Su eventual aprobación comportará una ampliación de Natura 2000 de aproximadamente 900 ha (ver capítulo 9).

Capítulo 2. Restauración de la continuidad y calidad ecológica del hábitat

Recoge todas las estrategias, medidas e intervenciones de tipo físico orientadas a la rehabilitación funcional del continuo de cuenca, la restauración ecológica del EFR y la mejora de la calidad ecológica del hábitat.

En concreto, para cada cuenca, fue diseñado un paquete complejo y diverso de acciones de conservación organizadas en cuatro subcapítulos: (i) *control de especies invasoras*, (ii) *manejo forestal*, (iii) *desfragmentación del EFR*, (iv) y *reintroducción del hábitat* en cursos donde desapareció (restauración de la geografía potencial).

Tal y como se hizo durante la elaboración del capítulo primero (*protección física y jurídica del hábitat*), también en este caso, el diseño del esquema espacial de implementación de cada actuación dentro de cada cuenca piloto implicó la puesta a punto de metodologías específicas (figura 13). Por un lado, se desarrollaron *análisis multivariantes* a partir de todos los parámetros de caracterización de las presiones, rasgos ecológicos y estado de conservación de cada tramo y se diseñaron y calcularon *indicadores de priorización* para estos (figura14). En paralelo se generaron modelos *Marxan* de planificación sistemática. A partir de ambos modelos se afrontó el proceso de selección final de tramos de intervención para cada capítulo y subcapítulo de los PRCH (figura15). Este proceso de optimización en la toma de decisiones permitía priorizar los tramos fluviales de mayor importancia ecológica. El valor añadido de los PRCH es la proyección de acciones de conservación y restauración del hábitat en el futuro, más allá del periodo de ejecución del LIFE ALNUS.

| | |
|---|---|
| 1. Medidas de eliminación y control de especies vegetales invasoras | 3. Medidas de restauración de la continuidad longitudinal del hábitat |
| 2. Medidas de mejora de la estructura forestal | 4. Reintroducción del hábitat en tramos donde se ha extinguido |



Figura 13 /

Ejemplo del flujo de trabajo seguido para el diseño de la estrategia de intervención recogida en cada capítulo de los *Planes de Restauración y Conservación de Hábitat* de las cuencas piloto. El caso mostrado en la figura es el denominado '*Restauración de la continuidad y calidad ecológica del hábitat*', el cual se estructuraba en cuatro subacciones: (1) Eliminación y control de especies exóticas, (2) Gestión forestal, (3) Desfragmentación del hábitat y (4) Restauración del área de distribución (Reintroducción del hábitat). Tal y como se muestra en el diagrama de flujo, el diseño y planificación espacial de las intervenciones recogidas en cada uno de estos subcapítulos partía en todos los casos del análisis de alternativas y **cálculo de índices** de idoneidad o de interés de cada tramo, así como del desarrollo de modelos de priorización basados en el software *Marxan*. Los tramos que eran inicialmente identificados por su interés estratégico eran posteriormente estudiados en mayor detalle mediante trabajo de campo y revisados a cargo de los socios responsables (y concededores) de cada cuenca piloto. Todo ello con la finalidad de llevar a cabo la selección final de aquellos tramos en los que se intervendría. Dicha selección final de tramos daba lugar, por último, a trabajos específicos orientados a la selección de las parcelas de actuación; los trabajos consistían en el análisis de la estructura y posibilidades de intervención dentro de cada tramo en función de la disponibilidad espacial, sus características ecológicas, y otros aspectos sociales y jurídicos.

Capítulo 3. Proyectos piloto

Recoge la concepción y ejecución de proyectos piloto enfocados a poner a punto y ensayar técnicas de restauración ante problemáticas de singular complejidad y que afectan habitualmente al hábitat a escalas locales o de tramo. Estos proyectos, de carácter experimental, fueron repartidos en las diferentes cuencas piloto. Han sido los siguientes: (1) Restauración de alisedas en llanura aluvial (cuenca del alto Segre), (2) Restitución del hábitat en tramos urbanos altamente modificados (cuenca del Besòs), (3) Mejora del hábitat en tramos fuertemente regulados hidrológicamente (cuenca del Ter),

(4) Restauración de ríos fuertemente incididos o modificados geomorfológicamente (cuenca del Ter). Véase los capítulos correspondientes de esta publicación).

Capítulo 4. Problemáticas detectadas

Un cuarto y último capítulo, complementa todos los anteriores mediante el abordaje de problemáticas puntuales detectadas en cada cuenca y relacionadas con el uso público ripario.

PRIORIZACIÓN DE TRAMOS A PARTIR DEL ANÁLISIS DE ÍNDICES DE INTERÉS

$$\text{INT_REIN} = \text{VAPT_SM/PP} + \text{VDESPR_EPF} + \text{VNAT_EPF} + \text{VPERC_VERNS} + \text{VPROP_DIS} + \text{VTRAM_REF} + \text{VSING}$$

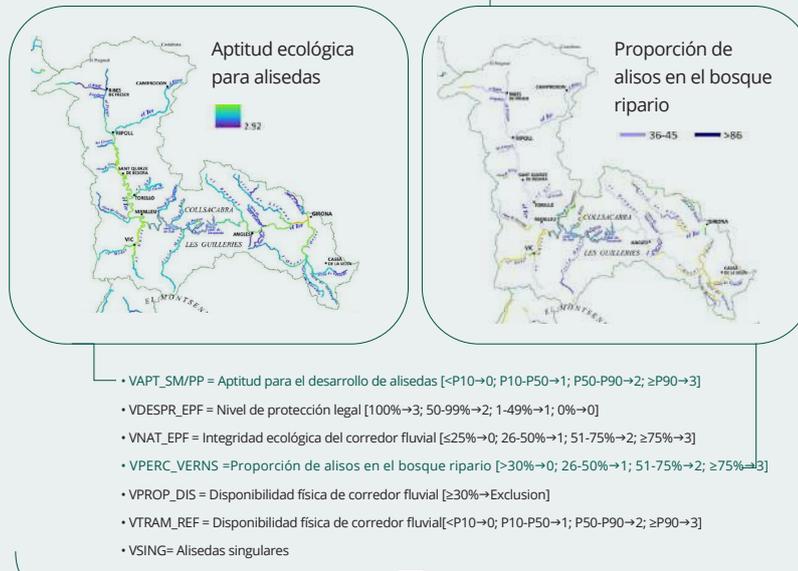


Figura 14 /

El diseño espacial de las estrategias de intervención de cada uno de los capítulos que integran los *Planes de Restauración y Conservación* se ha alimentado de dos modelos complementarios. Uno de ellos ha sido el obtenido mediante análisis multiparamétricos a partir de variables de caracterización ecológica y de diagnóstico. Estos análisis permiten obtener un modelo del *interés estratégico* de cada tramo para cada acción de restauración. En la figura se muestra el proceso de cálculo del *índice de interés* para la acción de *reintroducción del hábitat orientada a la restauración de la geografía (distribución)* de las alisadas aluviales en la cuenca de la cuenca del Ter. Mediante el software de planificación sistémica *Marxan* se ha obtenido un segundo modelo para cada acción y subacción (véase figura15).



PRIORIZACIÓN DE TRAMOS PARA LA ACCIÓN DE REINTRODUCCIÓN DEL HÁBITAT

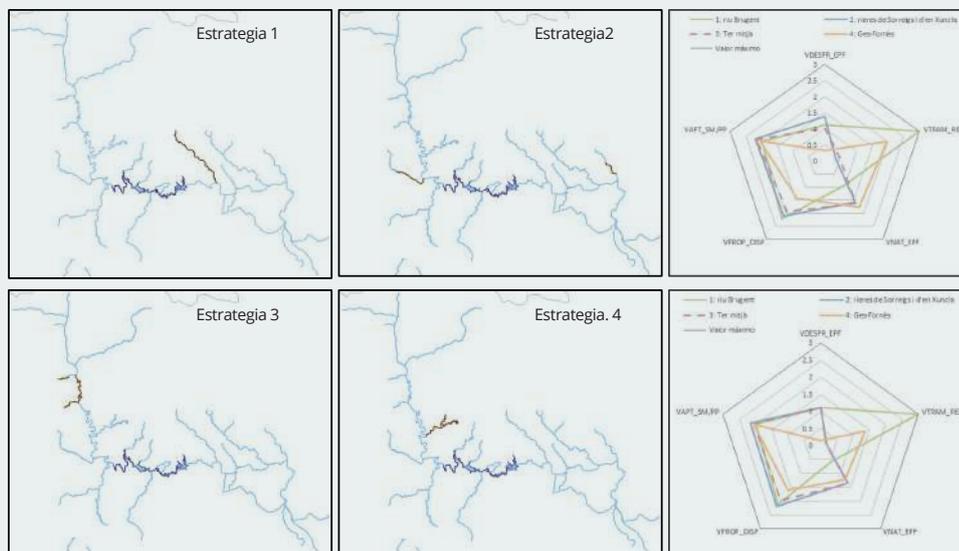


Figura 15 /

A partir de los dos modelos que fueron desarrollados para el diseño de la estrategia espacial de implementación de cada acción y subacción (**Índices de Interés y Software Marxan**; véase figura 14), se llevó a cabo la selección final de los tramos de intervención. En la figura se muestra el resultado de este proceso para la acción de reintroducción del hábitat orientada a la restauración de la geografía (distribución) de las alisadas aluviales en la cuenta del Ter.

CONCLUSIONES

1. El metaecosistema fluvio-ripario (EFR) es el sistema ecológico más complejo, multifuncional y esencial de cada bioma, y de él depende el funcionamiento orgánico del conjunto de la matriz ecológica de cada cuenca, y viceversa. Constituye en sí mismo el mosaico ecológico más heterogéneo, biodiverso, dinámico y plástico.
2. En el EFR se concentra la más grave crisis de pérdida de biodiversidad a escala planetaria. Esta se encuentra relacionada con la destrucción directa de su heterogéneo mosaico ecológico, pero también, y sobre todo, con la desestructuración de todos y cada uno de los niveles funcionales que confieren una lógica compleja, singular y única a este metaecosistema.
3. Dicha degradación ecológica y la crisis biológica derivada no es homogénea a lo largo del continuo espacial del EFR; se concentra de un modo especialmente grave en sus dominios morfo dinámicos deposicionales, esto es, en los sistemas de terrazas fluviales y el fondo de valle de media montaña, y en las llanuras, planicies y vegas aluviales de los tramos inferiores. Los sistemas aluviales han sido descritos como “desproporcionalmente estratégicos” (lifelines of the landscape) y son considerados uno de los ecosistemas más amenazados del planeta.
4. La crisis ecológica y biológica de los EFR es especialmente acuciante en Europa, y se encuentra agravada en su vertiente mediterránea, incluyendo la península ibérica y el territorio ecohidrogeográfico catalán.
5. La conservación de los EFR, y especialmente de sus bosques aluviales, debe de ser abordada mediante la restitución de todos sus niveles de organización ecológica, la renaturalización de las dinámicas y procesos que los gobiernan, y la supresión de las barreras, desconexiones y discontinuidades hidrogeomorfológicas o químicas que impiden la integridad del continuo de cuenca. Es urgente reorientar la restauración fluvial desde la asunción de la teoría de los metaecosistemas, así como desde una perspectiva holística y sistémica que considere todos los niveles de organización del EFR, incluyendo los de escala de red, cuenca, regional, e interregional, y desde la restauración pasiva y el uso de su plasticidad y resiliencia ecológica.
6. Partiendo de la hipótesis de que el fracaso de las políticas europeas de conservación de los bosques aluviales se debe a su estrategia de preservación “muestral” (protegen y gestionan tan solo “muestras representativas” de cada hábitat dentro de la matriz ecológica territorial, algo incompatible con la lógica funcional del EFR), el LIFE ALNUS propone el empleo de estrategias de meta restauración basadas en el reensamblaje funcional del EFR con la finalidad de mejorar la protección y conservación de las alisedas aluviales mediterráneas (hábitat 91E0* del Anejo I de la Directiva 92/43/CEE) a través de la potenciación de su resiliencia ecológica a escala territorial.
7. Para ello, en proyecto LIFE ALNUS ha desarrollado y ensayado metodologías de caracterización y diagnóstico multiescalares (región, cuenca, red fluvial) en tres cuencas piloto (Ter, Besòs y Segre). Los estudios han confirmado la grave crisis que sufre el sistema aluvial catalán, especialmente agravada por el cambio climático (CC) y la regulación hidrológica, y apuntan la posibilidad de que las selvas aluviales se encuentren al límite de la extinción en Cataluña. El análisis de la distribución y estado de conservación de las alisedas, la simulación matemática de su potencialidad ecológica territorial, y los modelos de vulnerabilidad del hábitat frente al cambio climático, han resultado útiles para la identificación de sus núcleos refugio y para reconocer las estructuras del EFR más esenciales para el mantenimiento de su resiliencia, tanto regional como dentro de cada cuenca. El EFR del Ter es estratégico en la conectividad regional, mientras que el alto Segre acoge el mejor núcleo del hábitat y la última representación “genuina” de bosques verdaderamente aluviales de aliso en vega fluvial del territorio catalán. La regulación del régimen hidrológico y el cambio climático, la incisión y escalonamiento del perfil fluvial, el modelo territorial de ocupación del espacio fluvial, y las prácticas silvícolas de gestión y aprovechamiento del hábitat, son las principales presiones que explican el colapso del hábitat 91E0*.
8. También se ha impulsado, con carácter experimental y demostrativo, el diseño y ejecución de Planes de restauración y conservación del hábitat para las tres cuencas piloto, desde el concepto de meta restauración, empleando la cuenca como unidad ecogeohidrológica de gestión, y priorizando las medidas de potenciación de la resiliencia del EFR. Estos planes han comportado (gracias a modelos de análisis de alternativas y de planificación sistémica) la mejora de la red Natura 2000 en Catalunya, y la desfragmentación y restauración del EFR a diferentes escalas



Sauceda de sauce blanco (*Salix alba*) en una charca de isla fluvial del Ter medio (Illa del Sorral, Masies de Voltregà) / Foto: Jordi Camprdon.

3 /

**CONSERVACIÓN DEL
BOSQUE DE RIBERA
Y GESTIÓN FORESTAL**

3 / CONSERVACIÓN DEL BOSQUE DE RIBERA Y GESTIÓN FORESTAL

Jordi Camprodon^{1,3}, Jaime Coello², Pau Vericat², Pol Guardis¹ y Míriam Piqué²

¹Grupo de Biología de la Conservación (GBIC). Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña (CTFC)

²Área de Gestión Forestal Sostenible (AGS). Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña (CTFC)

³Departamento de Biociencias. Universidad de Vic-Universidad Central de Cataluña (UVic-UCC)

3.1. Las particularidades del bosque de ribera en relación con la gestión forestal

Los bosques de ribera espontáneos son uno de los sistemas forestales más afectados por las actividades agrícolas y extractivas, la construcción de infraestructuras hidráulicas o su sustitución por plantaciones forestales intensivas. El aprovechamiento y la sustitución de la vegetación de ribera fue intensa principalmente en épocas históricas de fuerte demanda de superficies de cultivo y madera, especialmente a partir de mediados del siglo XVIII y hasta mediados del siglo XX. Durante el último siglo las riberas han seguido degradándose y fragmentándose en el contexto ibérico, sobre todo en las llanuras aluviales. Las riberas fluviales son terrenos húmedos y muy fértiles y, por tanto, muy valorados para la práctica de la agricultura y la ganadería, tanto en las grandes llanuras aluviales como en los rellanos de la orilla de los tramos de río de montaña. Por eso, se ha reducido la mayor parte de la anchura potencial que ocuparía el bosque de ribera natural, hasta quedar, habitualmente, solo una franja discontinua de pocos metros de anchura junto al curso del río, donde la estabilidad del terreno y el mal acceso no han permitido la roturación, llegando a desaparecer en tramos fluviales de decenas o cientos de metros lineales.

De esta manera, a excepción de las cabeceras profusamente forestadas, la vegetación leñosa ribereña de las llanuras aluviales es un sistema estrechado y fragmentado que recorre el curso del río entre la lámina de agua y terrenos destinados a cultivos, pastos o usos suburbanos. Sin embargo, en las zonas de mayor pendiente o con suelos hidromórficos, así como también en las islas fluviales, las formaciones de ribera pueden alcanzar mayor anchura y constituir rodales de dimensiones apreciables.

Las principales características de los bosques de ribera que condicionan su gestión son las siguientes:

a) Superficies pequeñas, estrechas y discontinuas.

Formaciones forestales con pocos elementos de madurez, con buena parte de los pies de rebrote y abundancia puntual de especies exóticas invasoras.

Fuerte heterogeneidad a pequeña escala, especialmente siguiendo un gradiente de profundidad del nivel freático y de disponibilidad de luz. Como consecuencia, en general se trata de bosques mixtos que presentan gran diversidad de especies leñosas.

Suelos hidromórficos, a menudo frágiles y arenosos.

Zonas de gran dinamismo, expuestas al impacto de crecidas repentinas o regulares de caudales, que pueden causar daños mecánicos, cambios en la hidromorfología e incrementar la fertilidad.

Dificultad de accesos, sobre todo en cabeceras.

Alta disponibilidad de agua que acelera las dinámicas de crecimiento del bosque y del sotobosque e incrementa la diversidad de especies. Estos bosques tienen un riesgo de incendios inferior a la mayor parte de los bosques mediterráneos.

Condicionantes legales: directivas comunitarias, legislación de aguas, legislación ambiental

y, a menudo, normativa urbanística, con competencias compartidas entre múltiples administraciones.

Debido a estos condicionantes, el bosque de ribera adolece a menudo de falta de gestión planificada.

La excepción a esta situación son algunas áreas de montaña, con mayor vocación forestal, donde la franja de bosque de ribera suele tratarse como una unidad de actuación dentro de la planificación forestal.

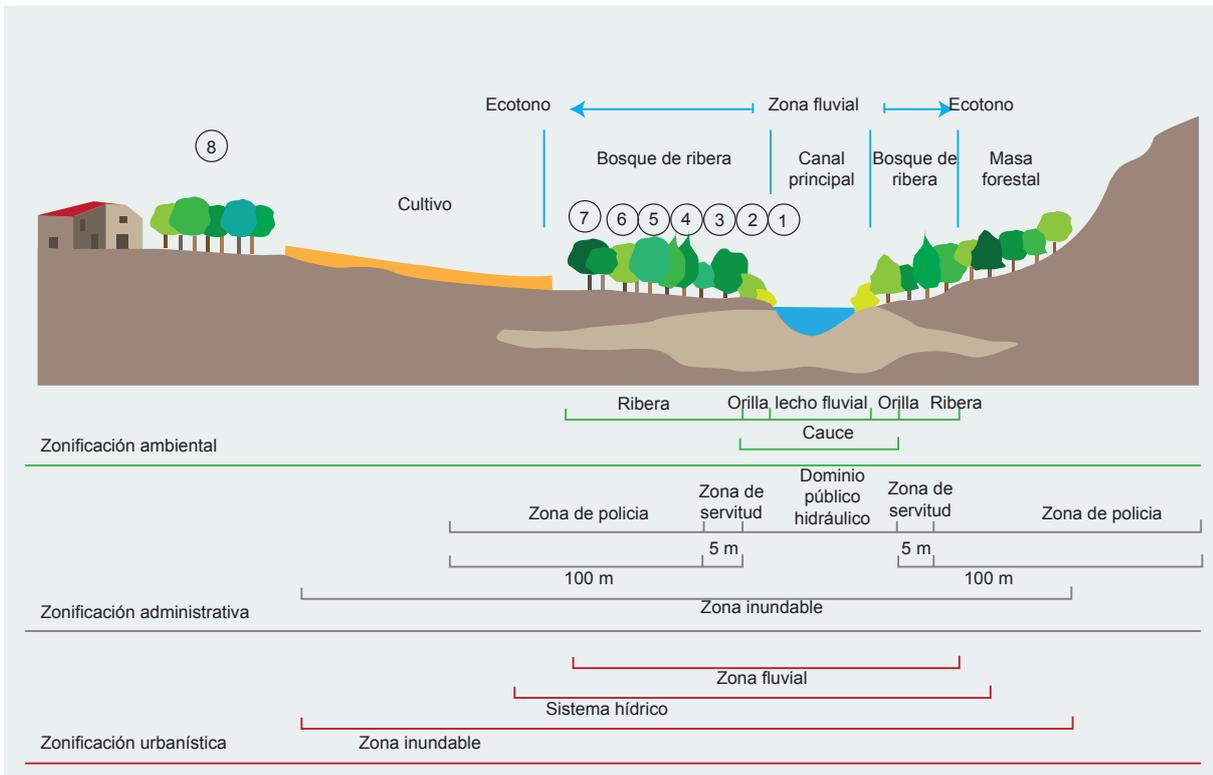


Figura 16 /

Secciones transversales del sistema, espacio o zona fluvial utilizadas habitualmente en planificación. Adaptado de Prat et al., 2008.



Aliseda con alisos de rebrote en el río Segre. Foto: Jordi Bas.

3.2. Una zonificación transversal del bosque de ribera

A pesar de su diversidad intrínseca (tanto en las formaciones forestales como en los diferentes tramos fluviales), el bosque de ribera puede zonificarse transversalmente (es decir, en secciones perpendiculares al cauce), siguiendo diferentes modelos y criterios ecológicos, administrativos y urbanísticos (figura 16). A continuación, se muestra una zonificación que sigue un enfoque práctico pensando para facilitar la gestión forestal y la conservación de los espacios fluviales:

a) **Franja riparia (FR)**. Se trata de la franja más cercana al cauce, con una vocación prevalente de recuperar y preservar la integridad ecológica (estructural y funcional) de la vegetación de ribera. La anchura y complejidad potencial de la FR en un tramo determinado son proporcionales al caudal del curso de agua. Idealmente, la FR debería ocupar todo el Espacio Potencialmente Fluvial (EPF) y, si es más estrecha que este, se considera que el hábitat está degradado y hay que valorar actuaciones de restauración. La anchura mínima propuesta para

la FR sería la del Dominio Público Hidráulico (DPH, figura 17), con la propuesta de ampliación lateral en función de la anchura del mismo DPH, que, en todo caso, nunca será inferior a la del bosque de ribera existente. También puede aproximarse la anchura de una FR mínima a partir del método del canal lleno (Camprodon et al., 2012). Corresponde al cambio brusco de pendiente de la orilla (canal lleno o *bankfull*), que suele estar definido por el límite externo de las avenidas más recurrentes (periodo de retorno: 10 años), con la adición de una anchura predeterminada (figura 17). En el capítulo dedicado a la gestión forestal en zonas de ribera del manual *Restauración y gestión ecológica fluvial* (Camprodon et al., 2012) se proponen distintos casos de delimitación mínima de la FR. La recuperación y conservación de la FR permitirá cumplir con los requisitos de las directivas europeas (ver apartado 3.6).

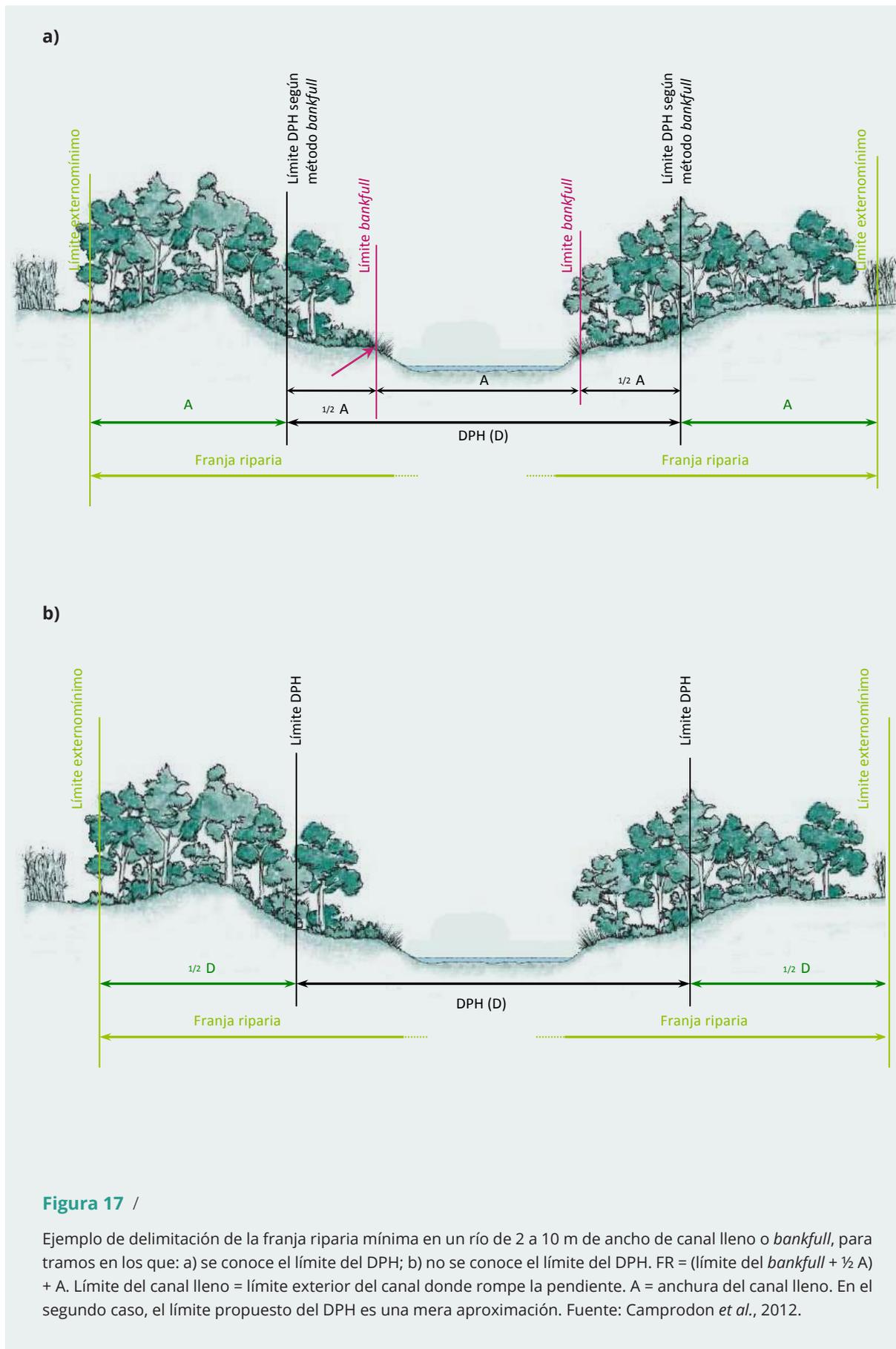


Figura 17 /

Ejemplo de delimitación de la franja riparia mínima en un río de 2 a 10 m de ancho de canal lleno o *bankfull*, para tramos en los que: a) se conoce el límite del DPH; b) no se conoce el límite del DPH. $FR = (\text{límite del } bankfull + \frac{1}{2} A) + A$. Límite del canal lleno = límite exterior del canal donde rompe la pendiente. A = anchura del canal lleno. En el segundo caso, el límite propuesto del DPH es una mera aproximación. Fuente: Camprodon *et al.*, 2012.

Dentro de la FR distinguimos entre:

- **Primera línea o Franja Riparia Protectora (FRP).** Área en contacto con el curso del agua o bajo la influencia permanente del nivel freático. También se incluyen en esta categoría las islas fluviales. Las formaciones más representativas de esta línea son los carrizales y los espadañales, y entre las especies arbóreas destacan el aliso, el sauce blanco y otras salicáceas de porte menor; el álamo y, a menudo, el chopo. La vocación prevalente de esta línea es la conservación, aunque también reviste especial interés para actividades científicas. Las intervenciones deben limitarse a actuaciones puntuales y que permitan resolver una situación que empeoraría con la evolución natural del espacio: árboles que pongan en peligro infraestructuras o caminos, tratamiento de alóctonas invasoras, etc. La vegetación de este espacio es particularmente relevante para el ecosistema fluvial, al proteger físicamente los márgenes (retención mecánica del suelo), la flora y la fauna asociadas al ecotono orilla-agua (algas, aves, peces, mamíferos, anfibios), y regular la luz y la temperatura del agua; por tanto, es esencial mantener y promover la integridad y la estabilidad de la vegetación de esta área.
- **Segunda línea o Franja Riparia Multifuncional (FRM).** Vegetación muy influenciada por el nivel freático aunque separada del cauce por la FRP. Las especies más representativas incluyen, además del chopo y el aliso, otros tipos de vegetación asociada a riberas, como el olmo y los fresnos y, dependiendo del área, otras especies que localmente ocupan únicamente espacios de influencia ribereña, como el avellano, el saúco, el almez, el arce común, el álamo común o el nogal. Esta área tiene una vocación multifuncional y pueden plantearse intervenciones que generen un rendimiento económico (aprovechamiento de recursos madereros, especialmente la madera de alta calidad) compatibles con los valores de conservación del espacio, incluso valorando dejar algunos espacios o tramos en evolución natural o destinados a protección estricta, como es el caso de las Reservas Naturales Fluviales, previstas en la Ley de Aguas estatal. Esta situación puede plantearse en bosques aluviales con un alto grado de madurez y naturalidad o con elementos de biodiversidad de especial interés, tales como poblaciones de especies amenazadas de flora o fauna.

El límite entre estas dos líneas es a menudo difuso y no puede estandarizarse de forma estricta con criterios de especies, distancia hasta el cauce o períodos de retorno de avenidas. La delimitación de ambas se realizará sobre el terreno por personal técnico que tendrá en cuenta la estructura, dinámica y vocación de cada tramo del río y de la vegetación existente.

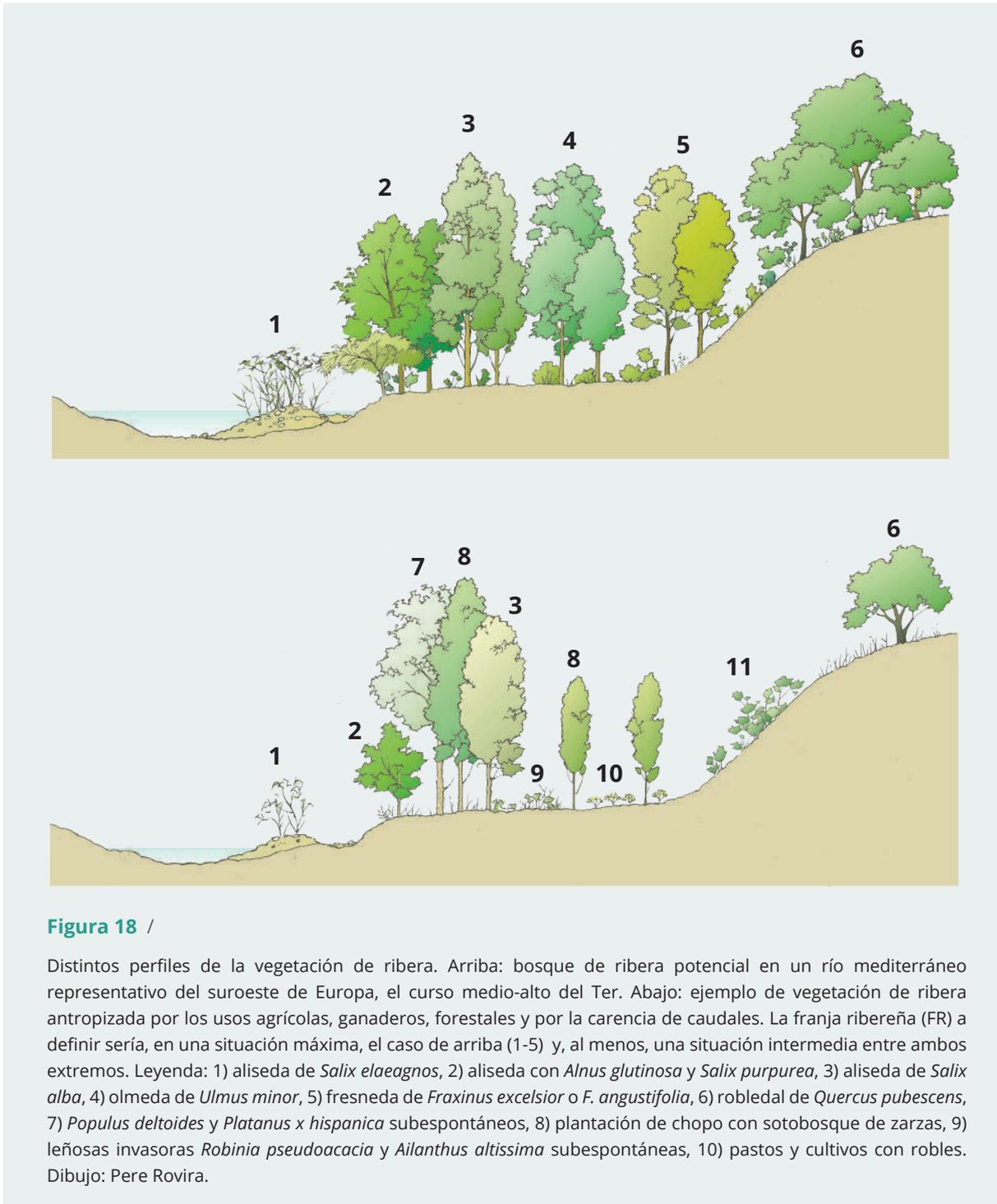
b) Formaciones forestales a partir del límite externo de la Franja Riparia:

- **Formaciones arboladas anexas a la franja riparia.** Estructura más o menos naturalizada y con vegetación que puede incluir vegetación típica del bosque de ribera y también otras especies no estrictamente vinculadas a este ámbito. De nuevo, el límite entre estas formaciones y la FRM tiene un componente de subjetividad. Este espacio tiene una vocación multifuncional, si bien los condicionantes impuestos por la influencia ribereña están menos marcados que en la FRM.
- **Plantaciones arbóreas comerciales.** Tienen un marco de plantación regular y son coetáneas y con frecuencia monoespecíficas o monoclonales, con una vocación productiva. Estos sistemas suelen implantarse en espacios de uso previo agrícola o de extracción de áridos y permiten incrementar el ancho de la franja arbolada, alejando la frontera agrícola del curso de agua. Sin embargo, estas plantaciones no cubren las mismas funciones biológicas que un bosque de ribera bien estructurado debido a su simplicidad (un único estrato homogéneo y en marco regular), al trabajo periódico del suelo (durante los primeros años) para mantenerlo sin vegetación, y a su aprovechamiento como cortas a hecho en turnos cortos (12-18 años). A pesar de estas limitaciones, estas plantaciones pueden llegar con el tiempo a compartir algunas características con los bosques de ribera bien estructurados: un estrato arbóreo adulto y una cierta colonización por elementos de flora (básicamente de sotobosque) y fauna (sobre todo asociada al estrato arbóreo) propios de las riberas naturales. En el apartado 3.4.5 se muestran algunas propuestas para facilitar la naturalización y la multifuncionalidad de estos espacios.

Esta zonificación representa un gradiente de vocación de usos que prioriza la conservación

de los valores naturales cuanto más cerca está del cauce, de la productividad en las partes más alejadas de este, y de la multifuncionalidad (conservación y producción) en las franjas intermedias. La legislación vigente permite

modular estas vocaciones en función de las características de cada tramo, su propiedad, los valores naturales presentes y potenciales o el contexto socioeconómico del espacio (figuras 18 y 19).



En los siguientes apartados se detallan propuestas, tratamientos y técnicas de gestión forestal aplicables al bosque de ribera, modulados de acuerdo con esta zonificación.

3.3. La gestión forestal de las riberas: un planteamiento multifuncional para ecosistemas complejos

La gestión forestal sostenible se define como «la protección y el uso del bosque y de otras superficies forestales de una manera y a un ritmo que permita mantener su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y potencial para alcanzar, en el presente y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales a nivel local, nacional y global, sin dañar otros ecosistemas» (MCPFE, 1993). La gestión forestal sostenible se basa en la **multifuncionalidad** de los sistemas forestales para proveer simultáneamente un amplio abanico de servicios ecosistémicos.

Las fases de la gestión forestal sostenible son las siguientes (figura 20):

- a) **Diagnóstico:** recogida de toda la información necesaria para caracterizar el medio: clima, suelo, vegetación, valores naturales actuales y potenciales, factores o agentes de cambio, dinámicas y procesos hidromorfológicos.
- b) **Zonificación:** identificación de áreas con características similares. En el caso de la zonificación del bosque de ribera deben tenerse en cuenta los criterios presentados en el apartado 3.2.
- c) **Asignación** de los **objetivos de gestión** para cada zona identificada: en función de sus características y vocación, se establecen objetivos concretos para cada zona.
- d) **Definición** de las **intervenciones** necesarias para conseguir los objetivos establecidos en cada zona identificada. El apartado 3.4 muestra las principales intervenciones silvícolas que pueden plantearse en bosques de ribera.

Toda esta información debe plasmarse en un Instrumento de Ordenación Forestal (IOF), e implementarse siguiendo unas condiciones técnicas adaptadas a las particularidades de cada espacio. El apartado 3.5 muestra ejemplos prácticos de aplicación de la gestión forestal en bosque de ribera, en varios rodales demostrativos del proyecto LIFE ALNUS.

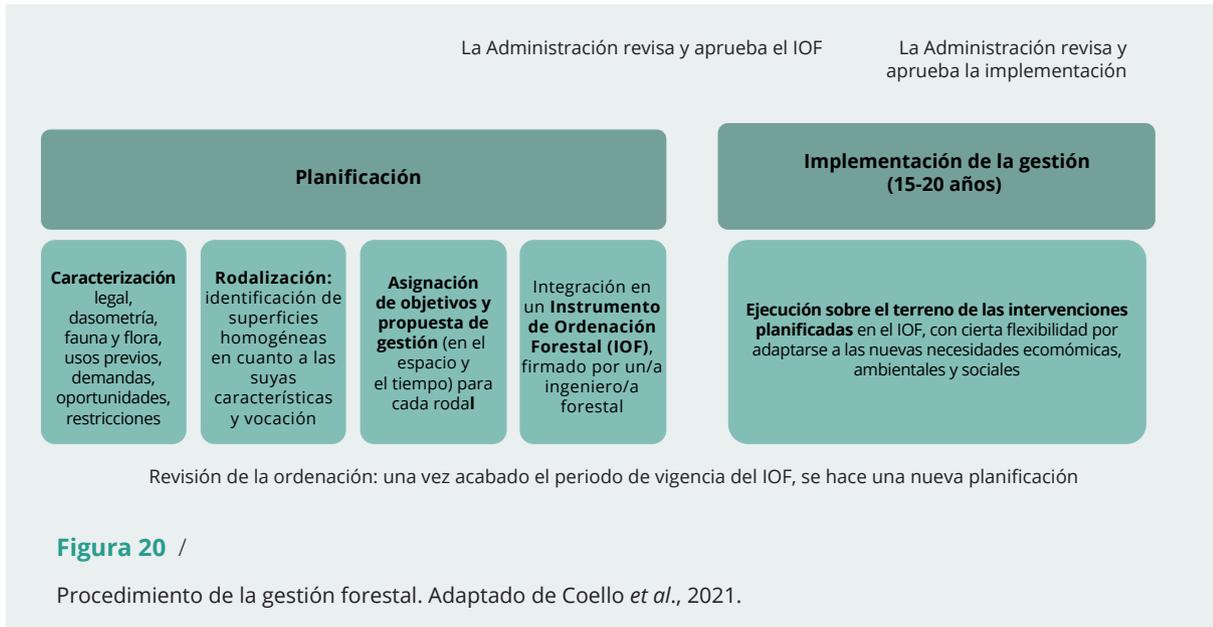
De esta forma, se puede conseguir una multifuncionalidad en la gestión a escala de monte, dando respuesta simultáneamente a múltiples

demandas (conservación, bioeconomía, aspectos paisajísticos y recreativos), si bien en cada zona identificada se pueden priorizar o compatibilizar objetivos específicos. Por ejemplo, en un tramo concreto de bosque de ribera se puede buscar, mantener y promover los indicadores de biodiversidad y sus funciones protectoras y, al mismo tiempo, conseguir una sostenibilidad económica de las intervenciones. Los tratamientos concretos a realizar para conseguir estos objetivos globales variarían mucho en función del área del bosque: dejar en evolución natural, promover árboles de semilla de grandes dimensiones, anillar algunos árboles para generar madera muerta, eliminar exóticas invasoras, aclarar para reducir la competencia y promover el desarrollo de árboles de alto interés comercial o de conservación, plantaciones de restauración o de enriquecimiento de áreas degradadas, etc.



Figura 19 /

Aliseda en llanura aluvial, parcialmente inundada, en el río Segre, Prullans, La Cerdanya. Foto: Jordi Bas.



De esta manera, es posible aprovechar los bosques de ribera de forma compatible con el mantenimiento de sus funciones biológicas y ecológicas, en cumplimiento de la normativa europea (Directivas Hábitats, Aves y Marco del Agua), estatal y autonómica, detalladas en el apartado 3.6. Con este contexto de referencia, los siguientes apartados proponen una serie de recomendaciones para la recuperación y conservación de los procesos ecológicos, integrables en la gestión forestal de las riberas y que permitan, al mismo tiempo:

a) Conservar, rehabilitar y restaurar una franja de vegetación ribereña con el fin de garantizar la funcionalidad de los procesos ecológicos y la biodiversidad asociada y, a su vez, potenciar el conjunto de servicios ecosistémicos de los medios acuático y ripario. La protección de especies de fauna y flora implica mantener poblaciones viables de forma que las actividades implementadas sean compatibles con la preservación de estas poblaciones. Hay que prestar especial atención a la protección y promoción de la calidad de áreas críticas (por ejemplo, colonias de cría, figura 21), especialmente en el caso de las especies amenazadas. Especies con dominios vitales y requerimientos estructurales amplios, como la nutria, se adaptan a la dinámica cambiante de las áreas de ribera y, por tanto, pueden tolerar un cierto grado de modificación espacial y temporal de las formaciones arbóreas. En cambio, pequeñas alteraciones en la estructura del bosque de ribera pueden comportar la desaparición de áreas críticas para otras

especies de fauna y flora: por ejemplo, los árboles que acogen colonias de cría de ardeidos o presentan cavidades con colonias de murciélagos. Además, la modificación de la estructura arbolada en la zona de contacto entre la orilla y el cauce (mesohábitats) puede alterar el suelo y también el sombreado del cauce, causando un impacto severo sobre las comunidades acuáticas (crecimiento algal, macroinvertebrados, peces) y semiacuáticas que se alimentan en el río y se refugian en la orilla, como el desmán, el musgano patiblanco y la rata de agua. En estos casos, puede ser recomendable la declaración de reservas forestales estrictas, aunque no tengan una gran extensión.

b) Aprovechar los productos forestales, un recurso renovable y con múltiples utilidades (madera para bioenergía, construcción, embalajes o mobiliario; setas, pastos y otros recursos no madereros) que dinamiza la bioeconomía de áreas rurales y reduce la dependencia de materias primas importadas o de origen no renovable. Este aprovechamiento puede permitir alcanzar una sostenibilidad económica para el conjunto de medidas de gestión, incluyendo medidas de conservación.

c) Integrar y gestionar de forma coherente los múltiples usos y demandas dentro de estos espacios y en las zonas adyacentes: uso agrícola, ganadero, infraestructuras, actividades de ocio y educativas, etc.



Figura 21 /

Martinete común (*Nycticorax nycticorax*), transportando material para la reparación del nido en una aliseda del río Ter, Torelló. Foto: Jordi Bas.

El bosque de ribera se integra en el sistema fluvial. Las intervenciones en la orilla afectan a la dinámica fluvial y recíprocamente. Las actividades extractivas de sedimentos deben quedar totalmente excluidas del conjunto del sistema fluvial. Las actuaciones en el bosque de ribera deberán tener en cuenta criterios geomorfológicos, hidrológicos, de ecología fluvial y de biología de las especies. El principio general que debería regir cualquier actuación en el tratamiento de la vegetación de ribera es que el sistema no pierda atributos de su estado ecológico ni de los servicios ecosistémicos que aporta.

3. 4. Actuaciones de gestión forestal

Este apartado muestra una descripción general de las principales actuaciones a considerar en la planificación e implementación de la gestión forestal sostenible y multifuncional del bosque de ribera. El apartado 3.5 muestra ejemplos concretos y cuantitativos de aplicación de estos principios y recomendaciones en rodales demostrativos del proyecto LIFE ALNUS.

Para orientar la decisión y priorizar las actuaciones necesarias, resulta útil apoyarse en índices de evaluación del estado de las formaciones forestales de ribera, especialmente el QBR (Munné *et al.*, 2003). Estos índices nos permitirán identificar qué elementos están alterando en mayor medida la calidad del ecosistema y en cuáles conviene centrar las actuaciones de restauración.

Como premisa en la planificación forestal y en cualquier actuación, sea de restauración fluvial, de gestión multifuncional del bosque o de preparación a dinámica natural, es necesario efectuar inventarios previos (periciales o completos), una planificación y rodalización cuidadosa de las actuaciones, un marcaje de los pies sobre los que actuar y de los espacios de plantación, y un seguimiento y evaluación de las actuaciones y del impacto sobre los bioindicadores. Gracias a la evaluación de las actuaciones se puede llevar a cabo una gestión adaptativa que permita aplicar correcciones en una futura intervención. Contar con operarios y dirección de obra acostumbrados a trabajar en bosques de ribera es la mejor opción para garantizar una ejecución de calidad y eficiente de los trabajos.



Figura 22 /

Clara selectiva en un bosque de ribera mixto en el río Ter (comarca de Osona). Su objetivo es regular la competencia entre árboles y retirar las exóticas. Foto: Jordi Camprodon.

3.4.1. Actuaciones de mejora

Las actuaciones de mejora buscan incrementar la vitalidad y la estabilidad del bosque de ribera, con el fin de llevarlo progresivamente hacia estructuras que mejoren la provisión de servicios ecosistémicos: indicadores de biodiversidad, productos de interés para la bioeconomía, valores paisajísticos y de conservación, etc. Las principales actuaciones contempladas son:

Claras

Las claras consisten en reducir la densidad arbolada para regular su competencia e incrementar la vitalidad y el crecimiento de los árboles conservados. Conviene aplicar estas claras con criterios de selección, árbol por árbol, señalando los árboles a mantener y los árboles a cortar, en función del papel, actual y potencial, de cada uno. Las claras deben aplicarse de forma coordinada con las intervenciones de eliminación de exóticas (ver capítulo 4), entre las que destacan el ailanto (*Ailanthus altissima*), la robinia (*Robinia pseudoacacia*), el negundo (*Acer negundo*), el sauce llorón (*Salix babylonica*), el aramo (*Acacia farnesiana*), las moreras (*Morus sp.*), el árbol del paraíso (*Eleagnus angustifolia*) o el plátano (*Platanus x hispanica*) (figura 22).

En el caso de masas muy densas y poco desarrolladas o de origen artificial plantadas en líneas, las claras se suelen aplicar de forma sistemática, es decir, siguiendo criterios predeterminados (ej.: una línea de cada tres; una calle de 2 m de ancho cada 8 m) sin prestar atención a las características de cada árbol, a fin de abaratar costes o mantener un marco regular. La intensidad de la clara es una decisión clave, que depende del estado de desarrollo de la vegetación y de la vocación y la productividad de la estación.

Las claras son una inversión que no suele generar beneficios ni llega a autofinanciarse, salvo en masas con existencias importantes de madera y buena accesibilidad.



Figura 23 /

Clara selectiva en sauceda de sauce blanco (*Salix alba*) en una isla fluvial del riu Ter. Los árboles de futuro están marcados con cinta. Los árboles a cortar se distinguen con marca amarilla. Foto: Jordi Camprodon.

Conversión de monte bajo a monte alto

Las especies con gran capacidad de rebrote —las más habituales en el bosque de ribera— responden a la corta, a daños mecánicos o al herbivorismo con la emisión de rebrotes de cepa o de raíz. Los bosques con un fuerte predominio de árboles de rebrote, sobre todo cuando son resultado de cortas reiteradas y abandonados posteriormente durante décadas, suelen presentar problemas de empobrecimiento genético, ya que unos pocos individuos pueden ocupar una superficie importante y la alta densidad dificulta la fructificación y la regeneración sexual de la masa (figura 24). Además, si las cepas están muy envejecidas, pueden presentar baja vitalidad y problemas sanitarios y de estabilidad. Por ejemplo, los rebrotes de aliso decaen a partir de 25-30 años por agotamiento de la cepa, mientras que los alisos de semilla pueden tener una longevidad de hasta

100 o 130 años (Claessens *et al.*, 2010).

Para convertir estos bosques regenerados tradicionalmente de forma vegetativa (monte bajo) en bosques de regeneración sexual (monte alto) la intervención fundamental es la selección de rebrotes. Esta medida equivale a una clara aplicada a escala de cada cepa, es decir, se cortan algunos rebrotes para promover la vitalidad de aquellos que han sido respetados. Al igual que en una clara, conviene promover los rebrotes de mayor interés (actual o potencial) desde el punto de vista ecológico (presencia de microhábitats, estabilidad, tamaño grande, alta capacidad de fructificación) y comercial (rectos y derechos, bien conformados, sanos). El efecto global en el bosque es, al igual que la clara, una reducción progresiva de la densidad, de modo que los rebrotes respetados pueden expandir su copa e incrementar la producción de semilla que permitirá buscar la regeneración

sexual de la masa, como se explica en el apartado 3.4.2.

La intensidad en la selección de rebrotes de una cepa debe modularse en función de la especie y de la estabilidad y la vitalidad individual y colectiva de los rebrotes: los más envejecidos, de bajo vigor o con la copa poco desarrollada tienen menor capacidad de reacción y son más vulnerables a caídas por el efecto mecánico del viento o de una crecida. Por esta razón, en estos casos debe hacerse una selección más suave que en el caso de cepas y rebrotes jóvenes, flexibles y vigorosos. En el caso de cepas con rebrotes muy apretados e inestables, donde cualquier intervención pondría en peligro los rebrotes respetados, se pueden valorar dos alternativas: la corta completa de los rebrotes, para permitir la entrada de luz e inducir la regeneración sexual de árboles cercanos (o posibilitar la selección de los rebrotes futuros con más garantías), o bien no intervenir, para no

desestabilizar la cepa y permitir que siga con su función en el sistema.

Debe tenerse en cuenta que la estrategia reproductiva de las especies forestales de ribera se basa en gran parte en la reproducción vegetativa. Por tanto, más que una conversión completa en bosque de semilla, interesa incrementar la proporción de regeneración sexual y, por consiguiente, el flujo genético. Con los tratamientos de conversión, principalmente la selección de rebrotes, se consigue además una mejora estructural del bosque y una fisiognomía más madura, y se incrementa la vitalidad y resistencia a fenómenos puntuales de sequía. Así pues, el objetivo, como fase transitoria o planteada a largo plazo, es buscar un «bosque medio», donde convivan pies de semilla (con interés multifuncional: conservación, producción de madera de calidad, etc.) y de rebrote (interés especialmente para la producción de leñas y madera para tornería).



Figura 24 /

Rebrotes de cepa en una aliseda. Foto: Jordi Bas.

Desbroces

El desbroce es la corta del estrato de sotobosque (arbustos y árboles de pequeño tamaño y lianas) para facilitar el tráfico por el rodal, favorecer la viabilidad de la regeneración natural, reducir la competencia por el agua del suelo y reducir la vulnerabilidad a los incendios, aunque estos dos últimos criterios no suelen ser prioritarios en los bosques de ribera. Los desbroces constituyen una intervención costosa cuyo impacto puede llegar a ser nocivo para la biodiversidad y el suelo, por lo que deben definirse con criterio técnico y, preferentemente, de forma:

- Selectiva: sin afectar a la vegetación protegida (figura 25) y manteniendo en la medida de lo posible la totalidad de las especies presentes (con la excepción de las identificadas como exóticas invasoras a erradicar) y especialmente aquellas asociadas al ambiente ribereño (carrizales y espadañales, herbazales higrófilos y formaciones de *Vitex agnus-castus*), especies escasas, aquellas que generen mejores recursos tróficos, sustrato para esconder los nidos, microhábitats y capacidad de refugio para la fauna. En el caso de zonas vulnerables

a incendios forestales, conviene incidir especialmente en el combustible de escala, es decir, el sotobosque que crea una continuidad vertical entre el combustible de superficie y el de la parte baja de las copas de los árboles. Si el riesgo de incendio se considera marginal, conviene mantenerlo. Es un importante componente del ecosistema.

- Parcial: conviene respetar una cobertura del sotobosque del 30-50 % para que mantenga sus funciones ecológicas, o valores más altos si esta vegetación tiene un papel importante en la retención del suelo (ej.: sotobosque en contacto con el cauce) y en el caso de individuos sumergidos parcialmente. Nuevamente, esta recomendación debe modularse en el caso de intervenciones de eliminación de alóctonas invasoras.

Una manera de alcanzar un equilibrio coste-eficacia sería aplicar un desbroce parcial organizado en calles o calveros, es decir, abriendo superficies conectadas entre sí que faciliten la transitabilidad y la regeneración manteniendo intacta, al mismo tiempo, una parte importante del sotobosque.

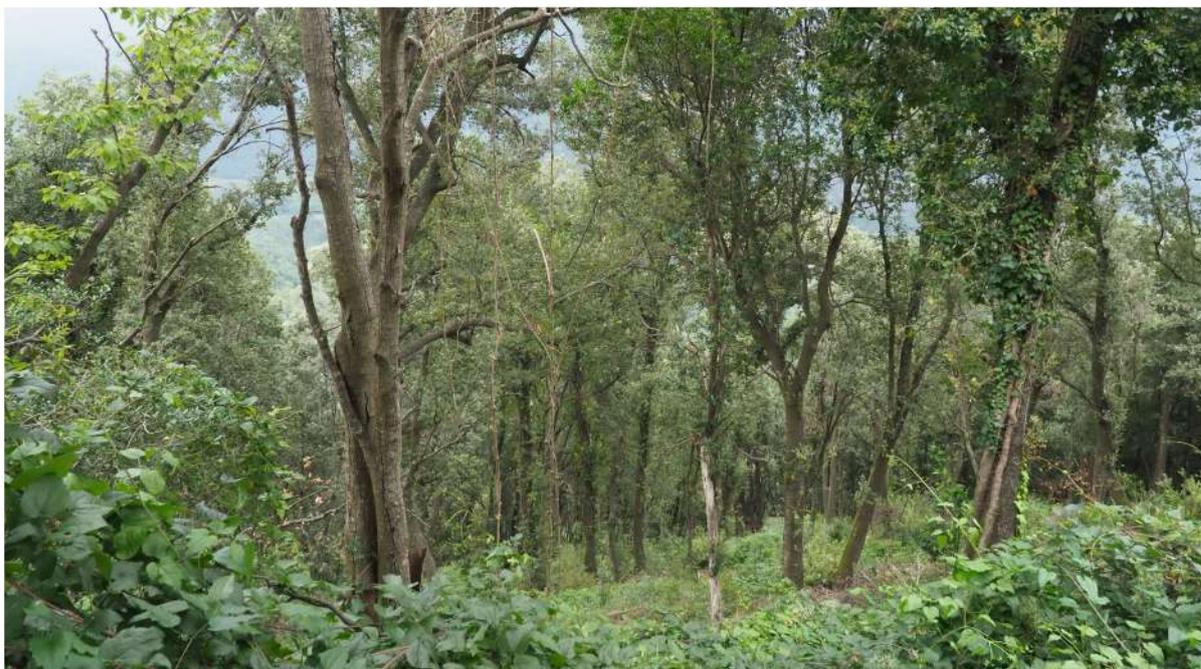


Figura 25 /

Desbroce selectivo del sotobosque. Foto: Jordi Camprodon.

3.4.2. Actuaciones de regeneración

Estas intervenciones buscan conseguir una renovación viable del bosque. En función del área, se puede intentar también conseguir una sostenibilidad económica que permita continuar aplicando el conjunto de medidas de gestión forestal (que incluya el diagnóstico, la planificación o las actuaciones de mejora y conservación) o, en el caso de las plantaciones productivas, generar la rentabilidad que motivó su plantación. Existe una gran diversidad de métodos de regeneración del bosque de ribera, aplicados en función del temperamento y capacidad de rebrote de las especies, algunos de los cuales mostramos a continuación.

Corta a hecho completa y plantación

Esta intervención, aplicada a plantaciones productivas, consiste en una corta completa de la plantación, seguida del tratamiento de las cepas (físico, químico o biológico) para evitar que rebroten y completada con la regeneración artificial por plantación. El objetivo de esta intervención es obtener la máxima rentabilidad, cumpliendo con las normativas y tratando de crear las condiciones más adecuadas para iniciar un nuevo ciclo de plantación.

Estas cortas se realizan principalmente con especies del género *Populus* o, menos habitualmente, de *Platanus*. En el primer caso, suelen ser plantaciones clonales (un único individuo multiplicado vegetativamente) con material híbrido, fruto del cruce de dos especies americanas entre sí o con una especie europea. Es fundamental elegir cuidadosamente el clon, y que este se adapte al suelo (textura, salinidad, pH), al riesgo de heladas, que pueda acceder al nivel freático y tenga capacidad de podas. El producto buscado es madera de calidad con destino a chapa por desenrollo, con la que se realizan piezas contrachapadas, ligeras y resistentes para embalajes, tableros y piezas de muebles. Los turnos más habituales varían entre 12 y 16 años, con distancias entre árboles de entre 5 y 7 m (figura 26). Para proveer estas plantaciones con los altos requerimientos hídricos de estas especies se pueden plantar a raíz profunda (plantación de una vareta de 4-5 m de longitud), con el fin de que los árboles tengan acceso al nivel freático desde el momento de su plantación, o bien plantar varetas más cortas a menor profundidad, pero dependientes del riego; el futuro de esta

segunda opción parece ser cada vez menos viable en el contexto de cambio climático. Las principales intervenciones de mantenimiento son la poda (la frecuencia depende sobre todo del clon) y la gestión de la vegetación competidora.

Otros modelos de plantación, aunque menos habituales, son:

- Plantaciones energéticas: hechas con finalidad productiva en muy alta densidad (10.000 - 20.000 árboles/ha) para hacer biomasa, aprovechadas como monte bajo (rebrote) cada 2-3 años con maquinaria agrícola adaptada, con las especies mencionadas o bien con otras del género *Salix*.
- Filtros verdes, zonas de amortiguación o biorremediación: plantaciones de especies de crecimiento rápido, en densidad alta o muy alta y a veces complementadas con vegetación herbácea perenne, cuyo objetivo principal es reducir la carga excesiva de nutrientes o de productos potencialmente contaminantes justo por encima de un curso fluvial. El objetivo es que la vegetación haga de filtro para preservar la calidad del agua y, al mismo tiempo, se consiga un balance económico neutro o positivo. Además de las especies mencionadas en este apartado, es habitual utilizar abedul para esta función.

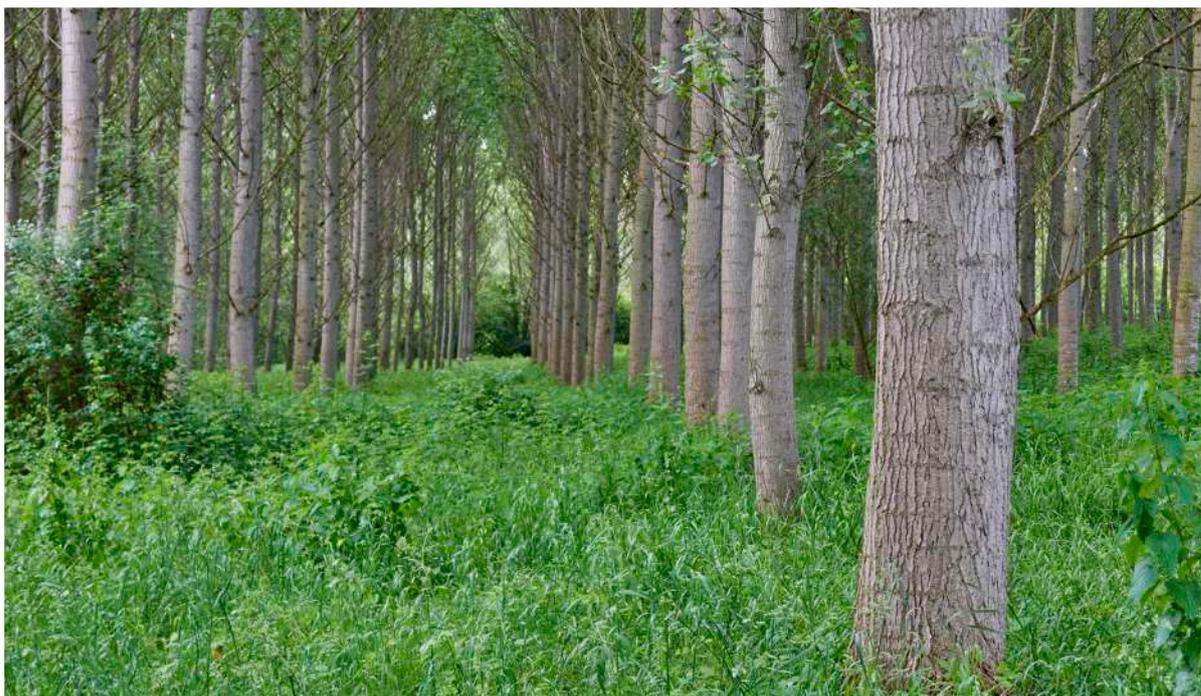


Figura 26 /

Chopera adulta en el curso medio del río Ter. Foto: Jordi Bas.

Corta a hecho por bosquetes o fajas con regeneración natural

Esta actuación sería una variante de la anterior; por lo tanto, los condicionantes de su aplicación serían similares al caso previo. Consiste en realizar cortas completas aunque limitadas a superficies pequeñas, de forma más o menos circular (bosquetes) o en franjas alargadas (fajas). Estas cortas buscan un equilibrio entre concentrar el impacto de la corta en partes dispersas y pequeñas del bosque y realizar una actuación de bajo coste que simplifique los trabajos de corta y extracción de la madera. A diferencia del caso anterior, se busca crear en la superficie cortada unas condiciones de luz que permitan la regeneración natural del bosque, sin necesidad de plantar.

La orientación, la forma y las dimensiones de los bosquetes o hazas se adaptan a la zona de actuación (siendo posible minimizar el impacto visual) y al temperamento de las especies a regenerar, es decir, de la intensidad de la luz que necesitan durante sus primeros años de vida. Conviene evitar cortas muy visibles desde áreas de alta frecuentación (carreteras, núcleos habitados)

o que supongan un peligro de erosión del suelo.

Cortas por aclareo sucesivo (masa resultante: regular)

Esta intervención se aplica cuando se desea regenerar una masa por semilla. Consiste en realizar la corta del estrato adulto de una manera progresiva, repartida en 2-3 intervenciones de reducción de la densidad, durante las cuales se va dejando tiempo a la masa arbolada para que se regenere sexualmente. La fase de regeneración puede durar entre 10 y 20 años, en función de la especie y el ritmo de corta y de implantación de la regeneración, dando como resultado una masa regular. Al igual que en el caso previo, las cortas se pueden hacer en toda la superficie a la vez o bien organizadas en bosquetes o fajas de pequeñas dimensiones. Se trata de un tipo de intervención que permite conservar en todo momento una cierta cobertura vegetal (de árboles de varios tamaños, mezclados pie a pie o en grupos) y que puede adaptarse a múltiples situaciones. Las fases más habituales son:

- Corta preparatoria (opcional): aclareo aplicado cuando la masa tiene una densidad muy

alta y las copas están poco desarrolladas; busca permitir la expansión de estas para incrementar la estabilidad de los árboles respetados y su capacidad de fructificación.

- Corta diseminatoria: aclareo a favor de árboles más interesantes para regenerar la masa (bien conformados, copas desarrolladas, especies diversas) como fuente de semilla.
- Corta aclaratoria/final: una vez se ha logrado una regeneración consolidada, y antes de que el regenerado se lignifique, se acaban de cortar en una o dos intervenciones la mayoría o la totalidad de los árboles adultos remanentes.

mezcla se puede dar de forma homogénea en el bosque (masa irregular pie a pie) o bien por grupos de árboles (masa irregular a golpes o pequeños bosquetes, que en el caso del bosque de ribera se aconseja que sean de pequeña dimensión, hasta 1.000 m², dependiendo de las especies (figura 28). Este sistema da lugar a estructuras más complejas (gran diversidad de condiciones ecológicas dentro de la masa y, por tanto, mayor capacidad para acoger biodiversidad), a una cobertura continua del suelo y a una continuidad en las rentas, ya que en todas las intervenciones se pueden extraer árboles con interés comercial.

Entresaca

Las entresacas son una combinación de claras y cortas de regeneración aplicados simultáneamente de forma periódica (normalmente cada 10-25 años, en función de la especie, la intensidad de la intervención y la productividad), cuyo resultado es una mezcla de tamaños y edades (figura 27). Esta

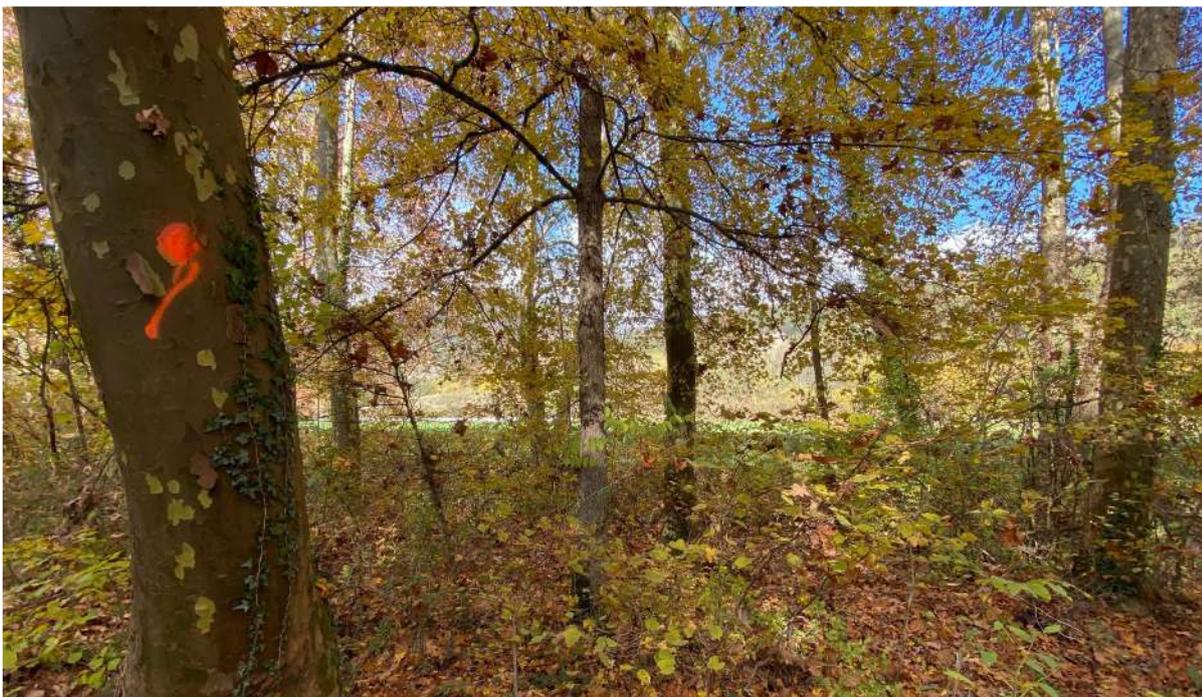


Figura 27 /

Regulación de competencia en bosque de ribera cortando las especies alóctonas que compiten con las leñosas propias de la comunidad de ribera. Foto: Jordi Camprodon.

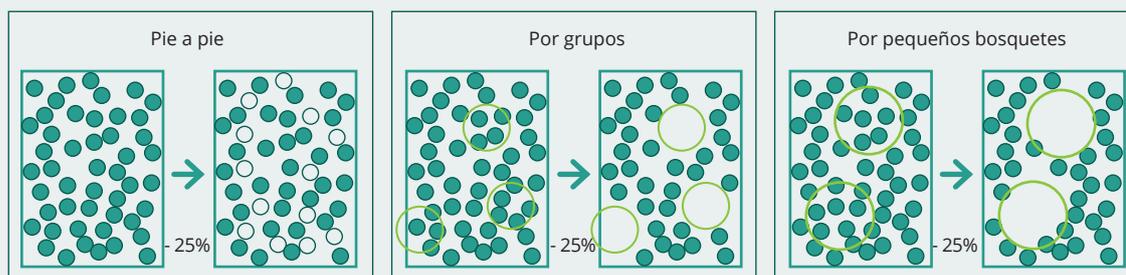


Figura 28 /

Esquema de distribución de entresacas pie a pie (izquierda), en grupos (centro) y en pequeños bosquetes (derecha), que no sobrepasan en conjunto el 75 % de la densidad de recubrimiento de copas. Imagen: Pol Guardis.

3.4.3. La gestión forestal naturalística: un enfoque para integrar la mejora, la regeneración y la restauración con un uso eficiente de los recursos.

La gestión forestal naturalística (también llamada cercana a la naturaleza, *close-to-nature*) es un enfoque que busca aprovechar las dinámicas naturales favorables a los objetivos de la gestión para minimizar los costes y maximizar el retorno de los servicios ecosistémicos, incluyendo la biodiversidad y la generación de productos madereros con alto valor de mercado. Esta gestión prioriza la eficacia y aplicación detallada, es decir, presta atención al papel actual y potencial (ecológico y comercial) de cada árbol dentro del ecosistema. La aplicación se basa en claras o entresacas definidas a escala de árbol o de pequeños grupos de árboles. También pueden incorporarse otras intervenciones de mejora, como los resalveos, los desbroces, las podas, etc.

La gestión naturalística y las actuaciones que propone se ajustan mucho a las particularidades de gestión de los bosques de ribera. Esta se basa en cuatro principios generales (adaptados de Pro Silva, 2012):

- Conservación del ecosistema: garantizar la persistencia y la integridad de los procesos y elementos del ecosistema.
- Protección: garantizar el papel protector del bosque para el suelo, el agua, el aire, los ciclos de nutrientes y el paisaje, evitando las intervenciones de alta intensidad.
- Producción: promover el papel del bosque como fuente de materias primas renovables,

buscando la sostenibilidad económica en su aprovechamiento y la bioeconomía asociada.

- Valores recreativos y culturales del bosque: promover el papel del bosque como zona de recreo, inspiración y vínculo cultural.

A nivel práctico, los principios de gestión que fundamentan la silvicultura naturalística incluyen:

- Búsqueda de la eficiencia en la gestión, aprovechando los procesos naturales que permiten abaratarla: fase de competencia intensa en partes jóvenes de la masa para facilitar la poda natural y diferenciación de los árboles más vigorosos; mantener una umbría lateral moderada para evitar la aparición de brotes epicórmicos en árboles adultos si el objetivo es obtener madera de calidad; mantener un microclima sombreado que limite el desarrollo del sotobosque, etc.
- Mantenimiento de una cubierta vegetal continua, con intervenciones de baja intensidad y alta selectividad.
- Promoción de masas mixtas: mantenimiento de todas las especies presentes, con especial atención a los endemismos y a las especies poco abundantes.
- Promoción de estructuras irregulares, con regeneración sexual continua.
- Mantenimiento de indicadores de madurez, como la madera muerta de distintos tamaños y formatos, los árboles de grandes dimensiones y con presencia de microhábitats, no alterar los afloramientos rocosos o las masas de agua, etc.

- f) Promoción de la vitalidad y la estabilidad individual y colectiva.
- g) Promoción de productos forestales de alto valor añadido para fomentar la sostenibilidad económica de la gestión.
- h) Mantenimiento de espacios dentro del bosque reservados a la conservación estricta (dinámica natural) o al uso público (itinerarios educativos y divulgativos).

La aplicación de estos principios a escala de árbol se denomina «silvicultura de árbol individual» (Mori & Pelleri, 2014) y suele concretarse con la asignación de los árboles a tres posibles categorías (figura 29):

- **Árbol de futuro (o «árbol de alto interés»):** a promover activamente por su interés (actual o potencial) comercial o ecológico. En el primer caso, se trataría de árboles bien conformados (rectos y derechos, sin defectos aparentes) de especies productoras de madera de alto valor, que se cortarían solo con criterio tecnológico (cuando su mantenimiento en el bosque no permita incrementar su valor comercial). En el segundo caso, se incluirían árboles vivos con microhábitats de interés, de grandes dimensiones, de especies poco abundantes o productoras de fruto para la fauna, y que se pueden mantener indefinidamente en pie. En función del estado de desarrollo de la masa, se pueden identificar hasta 100-250 árboles de futuro por hectárea.
- **Árbol competidor a eliminar:** son los árboles que dificultan en mayor medida la expansión

lateral de la copa del árbol de futuro. La eliminación de estos competidores permitirá mantener la vitalidad y el crecimiento del árbol de futuro. Los árboles competidores no siempre son los que tienen el tronco situado más cerca de un árbol de futuro, sino que suelen ser árboles de tamaño similar al de este, y la competencia se da principalmente en la copa. Conviene eliminar entre 1 y 3 árboles competidores en cada intervención, con un valor más bajo cuanto más inestable sea el árbol (copa poco desarrollada) y más intensa sea la puesta en luz de su copa.

- **Otros árboles a mantener:** el resto de árboles se puede mantener sin cortar, a menos que su corta pueda ser interesante por cuestiones económicas (corta rentable), logísticas (abrir vías de desembosque, facilitar otros trabajos), inducir la regeneración, etc. En cualquier caso, es necesario mantener en la mayor parte del bosque un «microclima forestal». Además, alrededor de los árboles de futuro destinados a madera de calidad conviene mantener a aquellos árboles cercanos que no hagan competencia en copa, ya que este acompañamiento lateral (sombreado del tronco) evita la emisión de brotes epicórmicos que podrían reducir la calidad de la madera.

En resumen, la silvicultura naturalística permite dar respuesta a las particularidades y potencialidades de un ecosistema especialmente complejo como es el bosque de ribera, en toda su zonificación. Sin embargo, es un enfoque que requiere de un amplio conocimiento técnico para llevarlo sobre el terreno, siendo esencial la señalización de cada intervención.

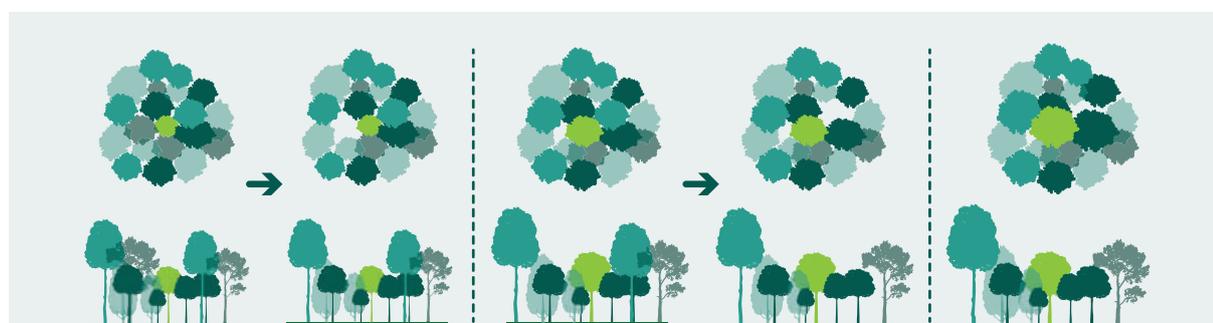


Figura 29 /

Ejemplo de aplicación de la silvicultura de árbol individual a lo largo del tiempo, con la liberación progresiva de un árbol de futuro (marcado en naranja). Las líneas azules discontinuas representan el paso del tiempo entre dos intervenciones consecutivas. Adaptado de Mori & Pelleri (2014).

Recomendaciones generales de gestión para las actuaciones forestales

Primera línea o Franja Riparia Protectora (FRP)

El objetivo de la FRP es la conservación. Se destina preferentemente a evolución natural y se priorizará la no intervención y la restauración pasiva.

- La gestión activa solo será de aplicación cuando esté plenamente justificada. Se limitará a favorecer o acelerar la restauración de los procesos y dinámicas naturales; como, por ejemplo, las áreas en transición hacia la dinámica natural. Hay que mantener una cubierta arbórea (o fracción de cubierta) elevada, idealmente por encima del 75 %. Pueden plantearse actuaciones de gran alcance, como la restauración hidromorfológica o la restauración forestal, si se erradican grandes extensiones de vegetación alóctona invasora. También se plantean actuaciones puntuales, como la retirada de árboles que pongan en evidente y justificado peligro las infraestructuras o los caminos.

Segunda línea o Franja Riparia Multifuncional (FRM) y formaciones arboladas anexas

La FRM y las formaciones forestales arboladas anexas tienen una vocación multifuncional y pueden plantearse intervenciones que generen rendimiento económico y sean compatibles con los valores de conservación del espacio.

- Se recomienda priorizar la silvicultura naturalística o de masa irregular, con una cubierta arbórea mínima del 70 % en la FRM y del 60 % en el bosque adyacente para proteger el suelo y conservar la estructura y el microclima forestal. En caso de que la cubierta inicial esté por debajo de estas cifras, será necesario tomar medidas de mejora y restauración para alcanzarlas.
- Las cortas a hecho no son recomendables por varias razones: a) desaparece la cubierta arbolada y nunca se alcanza un estadio avanzado de madurez; b) riesgo de erosión del suelo, sobre todo cuando no existe una cubierta de sotobosque; c) desaparece la biodiversidad asociada al estrato arbóreo, que no podrá recuperarse hasta un estadio avanzado de crecimiento del arbolado; d) un cambio drástico de la cubierta arbolada en áreas de refugio y cría para la fauna ribereña y acuática protegida y amenazada puede dar lugar a su desaparición; e) la fuerte entrada de luz puede causar la proliferación de zarzales, ortigas o especies exóticas, que dificultan la regeneración de las especies leñosas autóctonas; f) la insolación puede causar una subida de la temperatura del agua (perjudicial para los peces) y la proliferación algal y de macrófitos, más patente durante el estiaje.
- Es importante evitar cortar árboles con microhábitats, especialmente los más escasos: se respetarán todos los pies con cavidades naturales, excavadas por pájaros carpinteros o de cualquier otro origen; también los árboles con nidos de rapaces y córvidos (cuando caen las hojas se distinguen bien; a tener en cuenta en el marcaje). En las cortas de mejora se priorizará la corta o el anillado de pies de especies exóticas que compitan con las autóctonas.
- No se realizarán intervenciones en los tramos de ribera donde se concentren colonias de ardeidos, cormoranes y otras especies protegidas (en árbol o en pared natural). Suelen estar muy localizados y ocupar espacios reducidos, lo que los hace más vulnerables, pero al mismo tiempo facilita su gestión. Establecer un perímetro de seguridad sin intervenciones (orientativamente, unos 100 m alrededor de las colonias): debe servir tanto para evitar molestias en la colonia por frecuentación durante los trabajos como para permitir la expansión de la colonia hacia árboles vecinos.
- Se preservarán, como mínimo, 10 pies gruesos (diámetro normal por encima de 35 cm) por kilómetro lineal y margen de ribera, incluso si presentan síntomas de decrepitud. Si hay bastantes candidatos a mantener, conviene priorizar a los ubicados en lugares de pendiente elevada, poco alejados del curso de agua o con mala accesibilidad. Los árboles de semilla de grandes dimensiones a priori tienen mayor

probabilidad de resistir los embates de las riadas que los de rebrote de tamaño similar.

- Es preferible reconvertir el monte bajo o de rebrote en monte alto o de semilla o bien bosque medio, que combina pies de semilla de diferentes clases de edad con otros de rebrote. No hay que olvidar que la retoñada de cepa o raíz es una estrategia adaptativa de los árboles de ribera, muy expuestos a las perturbaciones naturales. En las intervenciones de reducción de la densidad (claras y selecciones de rebrotes) conviene dejar una densidad de recubrimiento de al menos el 70 % a partir de fase de latizal.
- Es mejor evitar los desbroces del sotobosque. En cualquier caso, es mejor que sean selectivos y parciales, para que afecten lo menos posible a la diversidad de especies leñosas, la diversidad animal asociada y la protección del suelo.
- Evitar dañar, compactar o incrementar el riesgo de erosión del suelo con el uso de maquinaria pesada o durante las labores de desembosque. No se abrirán caminos a lo largo del bosque de ribera o que crucen el cauce. En general, los trabajos deben evitar afectar al cauce y las masas de agua (balsas, turberas, humedales, fuentes, etc.), excepto cuando se trate de actuaciones de restauración, como tumbiar árboles de grandes dimensiones en el cauce para formar mesohábitats. Aplicar medidas de bioseguridad para evitar la entrada de enfermedades emergentes e infecciosas para la fauna y la flora. Al respecto se pueden consultar los protocolos establecidos por el Life Tritó del Montseny (Fernández *et al.*, 2020).
- Una vez efectuadas las cortas, los restos preferentemente se trituran y se esparcen para reincorporar los nutrientes al suelo. No se arrancan troncos ni cepas para evitar dañar el suelo. Hay que evitar que grandes cantidades de restos de copa (hojas, ramas) caigan en el cauce. Esto es especialmente importante si se trata de acículas de una conífera exótica u hojas de plátano cuyos índices de descomposición son lentos. Si se acumulan en gran cantidad, pueden producir anoxia o bajada del pH (Vayreda *et al.*, 2022). En consecuencia, se altera el conjunto de la red trófica, reduciéndose la productividad y la diversidad taxonómica.
- Se dejará como microhábitat la madera muerta caída de forma natural, tanto la procedente de especies autóctonas como naturalizadas (macrorestos). Los restos de arbolado con diámetro de 15 cm o superior tienen gran importancia para la biodiversidad, como microhábitat de hongos, plantas e invertebrados y como sustrato de alimentación, nidificación y refugio de varias especies de fauna vertebrada. El mantenimiento de árboles cortados en el cauce, en dirección perpendicular, permite crear trampas de sedimentos y mesohábitat para las comunidades acuáticas. Estos árboles pueden estabilizarse trabando los troncos con las cepas de árboles vivos. Puntualmente, pueden fijarse con cuerdas, cintas o cadenas los árboles caídos susceptibles de ser movilizados durante una crecida, aunque no es muy recomendable hacerlo al tratarse de elementos artificiales.
- Solo se recomienda retirar árboles caídos en caso de caídas masivas (debido a fenómenos de fuertes perturbaciones puntuales). Se pueden retirar (o tronzar) árboles caídos en los caminos, áreas urbanas, periurbanas, urbanizadas, donde existan infraestructuras y asentamientos humanos, especialmente los cursos de agua sensibles al riesgo de inundación y con infraestructuras hidráulicas cercanas (por ejemplo, puentes), para garantizar la capacidad de desagüe del cauce.
- En cuanto a los árboles muertos de pie como sustrato de nidificación y refugio de varias especies, se dejará un mínimo de 10 pies/ha con diámetro normal de al menos 20 cm.
- Se puede consolidar la regeneración del aliso con la apertura de pequeños calveros (de un diámetro de 1-1,5 veces la altura de los árboles dominantes). Conviene actuar en un año de buena producción de semilla del aliso, más aún tras un episodio de riada que haya eliminado competencia en el sotobosque. El mismo efecto de la crecida puede haber tumbado algunos árboles y abierto de forma natural calveros favorables a la regeneración. Los calveros pueden verse ocupados por especies nitrófilas, como las zarzas (*Rubus ulmifolius*, *R. caesius*), que puede convenir desbrozar para favorecer la implantación de las semillas del aliso y otras especies de ribera. Sin embargo, cabe recordar que las zarzas y otras especies del sotobosque son elementos estructuradores de las riberas, protegen el suelo de la erosión y proporcionan refugio y alimento a los animales ribereños (figura 30).
- No deben aplicarse podas de formación a la producción de madera de calidad, si las ramas a eliminar tienen más de 4 cm de diámetro en su base (6 cm en el caso del roble) o si aparecen en partes del tronco de más de 12 cm de diámetro.

En aquellos tramos clasificados como altamente torrenciales, los objetivos de la gestión forestal se orientarán de forma prioritaria hacia la protección del suelo y de los márgenes fluviales, favoreciendo, sobre todo, las especies especialmente efectivas en la fijación de las orillas como, por ejemplo, los sauces autóctonos de porte arbustivo (*Salix atrocinerea*, *Salix elaeagnos* y *Salix purpurea*, entre otros). Estos tramos son los que tienen un índice de torrencialidad (ratio Q_{ci}/Q_n) igual o mayor a 250.

Documentación de referencia para la gestión del bosque de ribera

La gestión de plantaciones productivas se describe en detalle en varias publicaciones, entre las que destacan: Tusell & Mundet, 2008 y Rueda *et al.*, 2019. Otra publicación destacada son las propuestas de buenas prácticas para choperas en llanura aluvial, choperas en cursos altos y zonas de montaña y plantaciones de plátanos y plantaciones de otras especies no típicas de ribera en ámbitos fluviales: Camprodon *et al.*, 2012.

La serie de manuales ORGEST ([Orientaciones de Gestión Forestal Sostenible](#)) identifican las principales tipologías forestales en Cataluña, y proponen para cada una de ellas una serie de modelos silvícolas en función de múltiples objetivos, con propuestas cuantificadas de intervenciones de mejora y regeneración. Uno de los manuales ORGEST más relacionados con el bosque de ribera es el de [modelos de gestión de bosques de fresno de hoja ancha, abedul, álamo temblón y avellano](#).

En los últimos años, se han publicado dos manuales de gestión naturalística en nuestro contexto: Coello *et al.*, 2022 (centrado en condiciones mediterráneas subhúmedas) y Beltrán *et al.*, 2020 (centrado en condiciones pirenaicas).

El Manual de buenas prácticas forestales en espacios fluviales en el ámbito del Parque Natural del Montseny (Vayreda & Comas, 2022) amplía la información sobre elementos estructurales del bosque (madera muerta, microhábitats, etc.) y buenas prácticas en bosques de ribera.

Para la identificación de dendromicrohábitats de bosques templados se pueden consultar manuales o esquemas que los describen, entre los que destaca la guía de Büttler *et al.*, 2020.

Las Directrices para la gestión de los espacios de la Red Natura 2000 (Acuerdo GOV/112/2006) incluyen directrices para hábitats asociados a aguas continentales.



Figura 30 /

Pequeño calvero en aliseda colonizado por zarzas. Parque Natural del Montseny. Foto: Jordi Camprodon.

3.4.4. Actuaciones centradas en la restauración de los procesos y dinámicas naturales

Estas medidas buscan recuperar o promover las dinámicas naturales favorables a la conservación de los procesos ecológicos.

Selección de áreas a dinámica natural

El objetivo de destinar un rodal a dinámica natural implica dejar que los procesos ecológicos sigan su propio curso, sin intervenciones antrópicas. La dinámica hidromorfológica (disponibilidad de agua freática modulada por las crecidas y las sequías) será el factor determinante que determinará la sucesión del bosque de ribera hacia fases avanzadas del ciclo silvogenético (maduración y senescencia) y su rejuvenecimiento (declive y regeneración). Las reservas naturales fluviales se enmarcarían en esta modalidad de gestión. Estas áreas tienen un gran interés científico y educativo en lo que se refiere a la comprensión de las funciones ecosistémicas y de los procesos naturales (figura 31).

Un bosque puede ponerse en dinámica natural por diferentes razones: porque presenta un grado de naturalidad elevado, porque actúa como área-refugio efectiva de la biodiversidad y porque los procesos naturales que lo llevan hacia estados sucesionales de mayor madurez se pueden conseguir sin otras intervenciones humanas (Europarc-España, 2020). En cualquier caso, es conveniente una evaluación periódica por si fuera necesario aplicar medidas puntuales para apoyar estos procesos.



Figura 31 /

Bosque de ribera en dinámica natural. La estructura irregular, con pies de semilla y de rebrote, es resultado de la dinámica fluvial y de intervenciones pasadas. Foto: Jordi Camprodon.

Áreas en transición hacia la dinámica natural

En espacios con una vocación claramente centrada en la conservación puede ser necesario plantear intervenciones de transición o preparatorias hacia la dinámica natural, para alcanzarla a más corto plazo. Las actuaciones pueden ser muy puntuales y moderadas o más intensas, en función del estado inicial del bosque. Se aplicaría prioritariamente a rodales que avanzan adecuadamente hacia la madurez y con considerable naturalidad (rodales premaduros), pero con poca heterogeneidad estructural, lo que les resta complejidad ecológica y, en consecuencia, son relativamente poco resilientes a los factores de cambio.

Los rodales con fuerte huella humana directa (o indirecta, como gran densidad de especies alóctonas) no serían prioritarios, ya que requieren varias intervenciones y mucho tiempo para avanzar hacia fases de mayor madurez y heterogeneidad. Sin embargo, el dinamismo de los sistemas fluviales, muy expuestos a períodos de intensa sequía o inundación, permite arriesgarse a preparar a dinámica natural rodales de naturalidad

y madurez discretas. Nuestro escaso conocimiento de la dinámica silvofluvial en ríos mediterráneos es una invitación a experimentar con el seguimiento ecológico en situaciones diversas, cambiantes y extremas.

Recomendaciones de gestión en la restauración de los procesos y dinámicas naturales

Las principales intervenciones a plantear en este sentido incluyen:

- Promover la presencia de árboles de gran tamaño y con microhábitats de interés. Por ello, es necesario eliminar algunos árboles que dificultan la expansión lateral de la copa del árbol destinada a ser promovida, siguiendo los principios de la silvicultura de árbol individual (apartado 3.5.3).
- Incrementar la cantidad de madera muerta en pie y en el suelo de tamaño medio (de unos 20-40 cm de diámetro normal) y grande (por encima de unos 40 cm de diámetro normal), con diferentes estados de descomposición. Por eso se pueden elegir árboles (por ejemplo, los competidores mencionados previamente) para anillar, tumbar o cortar dejando una cepa alta. No se deben cortar ni extraer los árboles muertos, a menos que supongan un peligro para personas o infraestructuras (figura 32).
- Favorecer la regeneración avanzada, abriendo calveros allá donde se haya instalado con cierta densidad y vigor, con unas dimensiones adaptadas al temperamento de la especie o especies presentes, para fomentar la heterogeneidad horizontal. También se pueden abrir pequeños calveros de forma puntual para contribuir a esta heterogeneidad horizontal e inducir a la regeneración.
- Promover la heterogeneidad vertical de la vegetación y la diversidad de clases diamétricas, eliminando pies de los tamaños más abundantes, para favorecer la regeneración y promover los árboles de especies autóctonas y escasas frente a especies exóticas o abundantes.
- Potenciar los pies de semilla y aplicar selecciones de rebrotes en cepas con rebrotes jóvenes para incrementar el vigor, la fructificación y el crecimiento en diámetro de los rebrotes promovidos.
- Mantener o generar suficiente cobertura y diversidad del estrato arbustivo y lianoideo.
- Eliminar las especies exóticas, especialmente las de temperamento invasor.

El Manual 14. *Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas* (Atauri, 2020) es una buena referencia para la definición de bosque maduro y de las actuaciones que facilitan la dinámica natural.



Figura 32 /

Árboles muertos y caídos en el cauce de forma natural. En segundo plano, un gran plátano cortado y tumbado intencionadamente sobre el lecho. Estos árboles forman trampas de sedimentos que actúan como mesohábitat para los organismos acuáticos. Foto: Pol Guardis.

Restauración forestal

La restauración forestal busca recuperar (en espacios abiertos) o diversificar (espacios con cubierta forestal que se desea enriquecer) la vegetación, principalmente en forma de plantación (especies leñosas) o siembra (herbáceas). Esta medida debe aplicarse cuando no está previsto que se pueda alcanzar este objetivo de forma espontánea en un plazo razonable. La restauración incluye una serie de fases:

- Diagnóstico de la estación y definición de objetivos: evaluación climática, edáfica y de usos antiguos y actuales, zonificación del espacio a restaurar según la aptitud y vocación de la restauración.
- Diseño de la restauración: para cada zona identificada es necesario elegir el material vegetal (especies, preferentemente con suficiente diversidad funcional y estructural; procedencia, preferentemente local; formato de los pimpollos o estacas, así como su edad y tamaño), las técnicas de preparación del suelo (ahoyado, creación de alcorques o microcuencas, etc.) y las técnicas de plantación (acondicionadores del suelo, acolchado o *mulch*, protección ante los daños de la fauna), densidad y distancia entre árboles y disposición de las especies. Todas estas decisiones deben tomarse de forma conjunta y considerando el mantenimiento previsto que se podrá hacer. En general, lo más eficiente en términos de coste son las plantaciones por grupos, priorizando las microestaciones más favorables.
- Pliego de condiciones técnicas de ejecución, plan de seguimiento y mantenimiento.
- Implementación, seguimiento y mantenimiento de las actuaciones realizadas, especialmente si se han hecho plantaciones.

La restauración pasiva de la vegetación es la primera alternativa a tener en cuenta en la planificación. Los sistemas fluviales, altamente dinámicos, favorecen este proceso a partir del banco de semillas y de propágulos transportados por el río. En la restauración pasiva se puede decidir o no actuar o favorecer las condiciones para la instalación espontánea de la vegetación. La principal medida consiste en recuperar las dinámicas fluviales (por ejemplo, retirando barreras transversales y longitudinales en el río).

La segunda, los tratamientos de regeneración descritos en apartados previos. También entra la apertura de calveros allí donde se instalen trampas de sedimentos (troncos cortados y trabados, en dirección perpendicular al cauce) para aprovechar el banco de semillas y propágulos transportados por el río.

La restauración pasiva es más barata que la plantación y evita el riesgo de pérdida de la inversión realizada en caso de sequías y crecidas no ordinarias en los primeros años postplantación. Sin embargo, tiene como inconveniente la imprevisibilidad del resultado final. Sobre todo, si se desea conseguir diversificar el hábitat con determinadas especies, conseguir una determinada densidad arbolada, evitar daños por la depredación, alcanzar objetivos en un plazo preestablecido, etc. Si no hay estos condicionantes y el río tiene bastante libertad de actuación, ¿por qué preocuparse tanto?



Figura 33 /

Producción de planta para el LIFE ALNUS en los viveros de Forestal Catalana, en Breda. Se obtuvieron plantones de semilla de aliso (como los de la imagen), fresnos de hoja ancha y de hoja estrecha, álamo blanco, saúco, sanguino, entre otros. También sauce blanco, sauce cenizo, sarga y sauce colorado producidos a partir de estaca. Los frutos y estacas fueron recogidos en la misma cuenca, de árboles y arbustos cercanos a donde se hacían los proyectos de restauración del bosque de ribera. El objetivo era que la plantación fuera de la misma población genética. Así se preservaba la variabilidad genética y al mismo tiempo, se conseguía una mejor adaptación de las plantas / Foto: Jordi Camprodon.

Recomendaciones de gestión en restauración fluvial

En caso de que la restauración activa sea la opción de gestión escogida, será necesario evaluar muy bien el análisis de alternativas para escoger la opción más eficiente. Esta obviedad no lo es tanto si se tiene en cuenta la complejidad de factores de cambio que interactúan: dinámica hidromorfológica en conjunción con la estructura de la vegetación, sequías, inundaciones, barreras permeables o no que condicionan el agua freática y los caudales superficiales, etc.

Las actuaciones de bioingeniería deben estar plenamente justificadas. Por ejemplo, la estabilización de taludes o vegetación en la orilla del río con fajas u otras técnicas puede ser justificable si hay objetivos que desean priorizarse por delante de la dinámica fluvial: elementos naturales a preservar, como un arbolado de grandes dimensiones; poblaciones de especies amenazadas, que pueden desaparecer del tramo fluvial si no se hace nada; usos públicos que pueden cesar, etc.

Efectuar las plantaciones con semillas o estacas recogidas en el mismo rodal o en rodales cercanos del mismo curso o cuenca fluvial; o, al menos, de la misma región de procedencia. Puede ser necesario proteger los pimpollos y estacas con protectores individuales o con cercados para prevenir el herbivorismo. Se retirarán una vez consolidada la plantación y con altura suficiente para escapar del diente de los herbívoros.

Puede ser más efectivo realizar una plantación concentrada y densificada en los lugares más favorables para cada especie o combinación de especies. Por ejemplo, la plantación de especies arbustivas de ribera, como el saúco o el cornejo, en espacios con baja cubierta arbolada o arbustiva, pueden proporcionar una protección y sombreado prematuros en el sotobosque que lo protejan de la erosión y de la proliferación de alóctonas invasoras.

La SER (*Society for Ecological Restoration*) ha publicado los «Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica» (Gann *et al.*, 2019), que deben ayudar a guiar y fundamentar las restauraciones forestales, especialmente en un ámbito complejo como es el bosque de ribera.

Mantenimiento y fomento de la conectividad

Los bosques de ribera, especialmente en las llanuras aluviales, se presentan a menudo fragmentados, distribuidos en pequeños rodales, poco o nada conectados y con estructuras poco complejas. Están además sometidos a múltiples presiones antrópicas. Restaurar la conexión entre fragmentos permite recuperar el continuo ribereño, permitiendo maximizar las múltiples funciones del bosque, entre ellas la conservación de procesos geomorfológicos e hidrológicos y la conservación de la biodiversidad. Asimismo, actúan como corredores biológicos para la fauna y la flora.

3.4.5. Actuaciones centradas en la restauración de los procesos y dinámicas naturales

Los escenarios de incremento de la temperatura y de alteraciones en la frecuencia y la intensidad de las precipitaciones y de los fenómenos extremos (temporales y riadas) plantean un reto, ya actual, de gestión de los bosques ribereños. En varias cabeceras fluviales son patentes los procesos de decaimiento del aliso (por ejemplo, en las cuencas del Ter y del Besòs), que se pueden relacionar con la recurrencia de sequías de fuerte intensidad que

han tenido un efecto sobre la merma de caudales (Valor *et al.*, 2020). Este efecto podría verse agravado por una mayor evapotranspiración debida al incremento de la biomasa forestal en las cabeceras desde mediados del siglo xx, como consecuencia del abandono de las actividades agrícolas, ganaderas y forestales. Así pues, los escenarios de cambio climático y cambios de cubiertas y usos del suelo pueden comportar la regresión o desaparición de poblaciones al límite de su área de distribución. Es el caso del decaimiento del aliso en cabeceras de ríos mediterráneos, así como el de la reorganización de la comunidad con nuevas asociaciones de especies (Thom *et al.*, 2017).

La gestión forestal adaptativa al cambio climático se basa en el incremento de la resistencia (tolerar) y la resiliencia (recuperarse después de ser afectados) frente a las perturbaciones. Las principales medidas pasan por fomentar la complejidad del sistema ecológico (Gross *et al.*, 2014; Dănescu *et al.*, 2018; Gustafsson *et al.*, 2019).

Las medidas a implementar para responder a estos principios son las intervenciones silvícolas de regulación de la densidad (claras, selección de rebrotes, desbroces) y de restauración forestal (por ejemplo, con plantaciones de enriquecimiento).

Recomendaciones de gestión en la adaptación al cambio climático

- Promover bosques con mayor riqueza de especies, buscando la máxima diversidad de rasgos funcionales (especies arboladas y arbustivas de diferente temperamento y estrategias vitales y de reproducción).
- Al mismo tiempo, mantener cierta redundancia (varias especies con comportamiento similar; por ejemplo, fresnos de hoja ancha y de hoja estrecha (figura 34). Aquellas comunidades con mayor redundancia de rasgos funcionales tendrán más capacidad para adaptarse a factores de estrés climático conocidos. Estos rasgos incluyen, entre otros, la altura, la densidad y estructura de la madera, el área específica foliar, la habilidad para rebrotar, el grosor de la corteza y la profundidad de las raíces (Vayreda et al., 2022).
- Regular la competencia, especialmente en bosques jóvenes y densos.
- Fomentar la diversidad estructural, con árboles en distintas fases vitales. Esto implica crear pequeñas discontinuidades para promover la regeneración sexual y también evitar una capitalización excesiva del bosque, es decir, una fuerte acumulación de árboles de grandes dimensiones en toda la superficie.
- Preservar un microclima forestal «oscuro y húmedo», evitando intervenciones que impliquen un incremento drástico de la exposición de los árboles y del suelo a la luz solar y al viento. De no ser así, pueden darse pérdidas importantes de humedad del suelo (que tiende a presentar una textura gruesa en áreas ribereñas) y de inestabilidad de árboles, tanto física (peligro de caída) como fisiológica (incremento repentino de la transpiración).
- Promover aquellos árboles que muestren una mayor capacidad de tolerancia a las perturbaciones (sequía, ráfagas de viento, riadas...): hay que prestar atención al vigor, la estabilidad, el estado sanitario, la densidad y el desarrollo de la copa, el origen (priorizando los árboles de semilla frente a los de rebrote) o la microestación especialmente favorable (Valor *et al.*, 2020). Mantener una cierta proporción de pies senescentes y con previos signos de debilitamiento o físicamente más expuestos, aunque son más vulnerables a perturbaciones (Bennett *et al.*, 2015; Lutz *et al.*, 2018).

Estos principios pueden llegar a ser contradictorios a la hora de llevarlos sobre el terreno; por ejemplo, en el caso de especies que hayan entrado en una fase de decaimiento, como es el caso del aliso en muchas cabeceras. En este caso, es necesario encontrar un equilibrio entre mantener todas las especies presentes y a la vez favorecer (con los árboles ya existentes o mediante plantación) aquellas que muestren una mayor viabilidad en el futuro, lo que puede implicar una modificación progresiva de la proporción relativa de especies. En este ecosistema, hay que prever que el espacio ocupado por árboles en fase de decaimiento (ej.: aliso) puede pasar a ser ocupado por exóticas invasoras si no se toman medidas activas de fomento de otras especies alternativas (ej.: fresno, sauce).



Figura 34 /

Formación mixta de diferentes especies arboladas en un bosque de ribera de la cuenca del Ter. Foto: Jordi Bas.

Recomendaciones de gestión de especies exóticas e invasoras

En el capítulo 4 se tratan específicamente los métodos de tratamiento de las especies exóticas en riberas. A continuación, proporcionamos algunas orientaciones de síntesis.

- En el tratamiento de especies alóctonas hay que priorizar la eliminación de las que tengan mayor capacidad de proliferación de semilla o vegetativa (carácter invasor), como la caña, la robinia, el ailanto y el negundo. En el caso de individuos de especies alóctonas establecidas y no invasoras, como plátanos, chopos híbridos, nogales y castaños, se puede valorar mantenerlos si cumplen un papel ecológico destacado: grandes dimensiones (con formación de microhábitats), sombream el cauce o protegen la orilla.
- Durante la planificación de las intervenciones para tratar las invasoras, el LIFE ALNUS ha priorizado las actuaciones en rodales de bosque de ribera con competencia de invasoras en el estrato arbóreo. Hubiera resultado poco eficiente actuar en rodales donde el hábitat está ocupado mayoritariamente por especies invasoras. En este último caso, si no se restaura a posteriori con especies autóctonas de crecimiento rápido (por ejemplo, salicáceas y betuláceas), el espacio abierto después de la eliminación de alóctonas se verá fácilmente recolonizado por estas, a partir de rebrotes de cepa y raíz, desde el banco de semillas o a partir de semillas provenientes de los árboles vecinos no tratados.
- En el tratamiento de especies invasoras de un rodal, es necesario establecer un *buffer* o distancia de actuación para reducir la llegada de propágulos procedentes de individuos o poblaciones vecinas. Orientativamente, puede establecerse una distancia de tratamiento el doble de la altura dominante de los árboles más externos del área de actuación.

3.4.6. Gestión de los restos vegetales y las riadas

Los apartados previos han mostrado cómo la gestión forestal permite incrementar la estabilidad individual y colectiva del bosque de ribera frente a diversas perturbaciones, incluidas las riadas. Esta perturbación ha mostrado recientemente su relevancia en Cataluña, con los episodios de los años 2018 y 2020 (Leslie y Gloria), lo que ha puesto de manifiesto que la dinámica fluvial, condicionada por unos ambientes de ribera degradados, abandonados o desestructurados, puede generar volúmenes importantes de desplazamiento y acumulación puntual de restos vegetales (figuras 35 y 37). Estos restos pueden causar daños a personas e infraestructuras, pero también forman parte y enriquecen el ecosistema fluvial. Es importante, pues, realizar una gestión racional de los restos generados con las crecidas, argumentada con criterios técnicos y científicos, que permita reducir riesgos evidentes para las infraestructuras, pero que no ponga en peligro los

valores naturales, especialmente en los hábitats de interés comunitario y en espacios con figuras de protección especiales.

En todo caso, debe ser el acuerdo entre administraciones ambientales y de gestión hidráulica, con la participación de expertos en hidrología, hidráulica, hidrogeomorfología, ecología fluvial y biología de la conservación, lo que permita resolver casos especialmente complejos o conflictivos.



Figura 35 /

Sauces blancos (*Salix alba*) con gran cepellón tumbados por el temporal Leslie, en octubre de 2018 en el río Ter. Habían crecido durante 50 años desde la última riada no ordinaria, en 1982. El elevado índice de esbeltez (árboles muy altos y finos, debido a la alta densidad), el origen de rebrote, la proximidad al cauce y el sustrato aluvial dominado por cantos rodados favoreció su caída. Foto: Jordi Camprodon.



Figura 36 /

Sauce blanco (*Salix alba*) de semilla de grandes dimensiones cercano a un brazo principal del río Ter. Resistió el embate del temporal Leslie, en octubre de 2018. Foto: Jordi Camprodon.

La gestión de la complejidad estructural vegetal de los ecosistemas ribereños exige diferenciar la vegetación leñosa viva de la muerta (tabla 1).

viva son su estabilidad y persistencia en el medio, su complejidad estructural, rugosidad hidráulica y capacidad de retención de sedimentos.

Vegetación viva

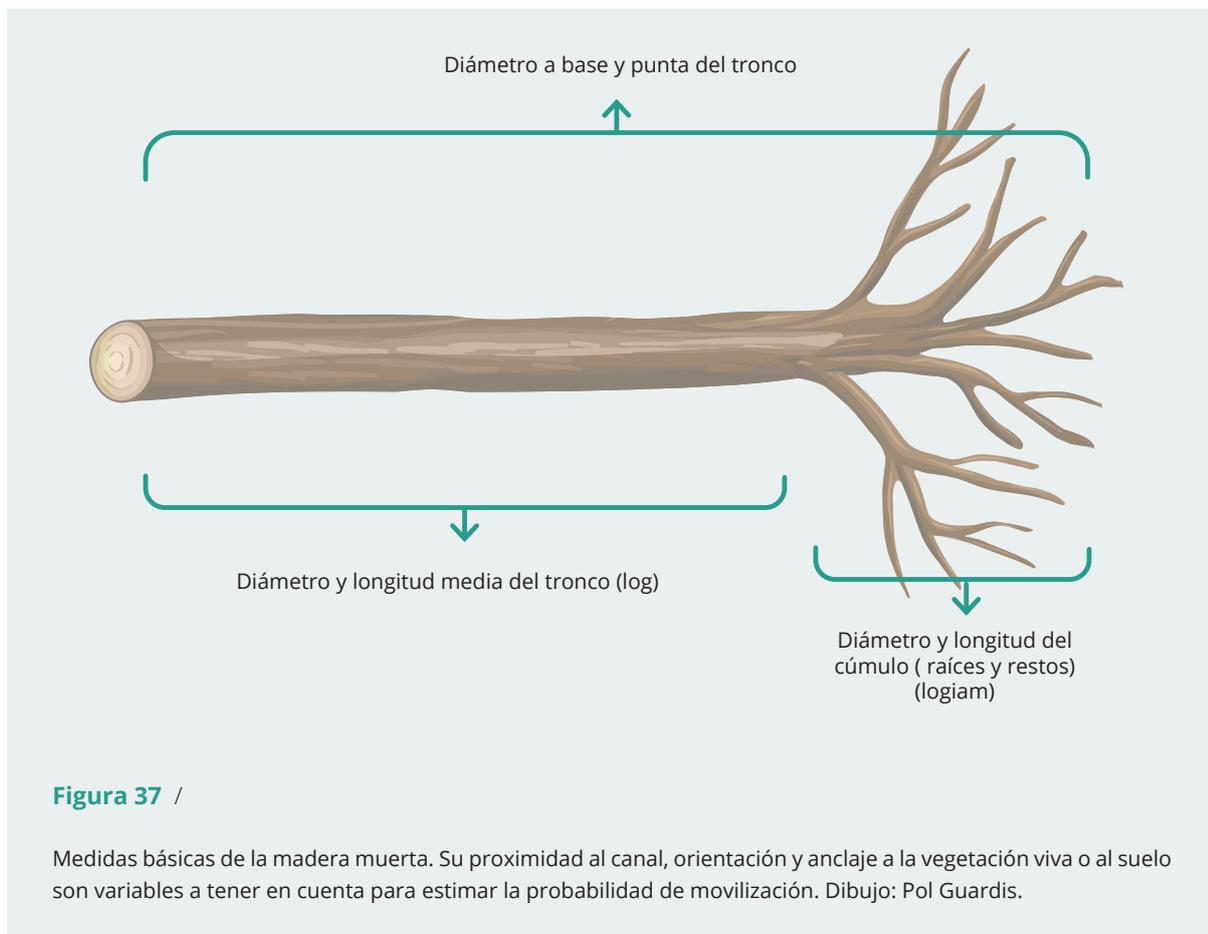
La vegetación, o madera viva o *livewood* (Opperman *et al.*, 2008), incluye todo tipo de material vegetal vivo leñoso en la orilla o en el canal: árboles y arbustos de pie e inclinados que se mantienen arraigados y vivos. Es especialmente influyente en la dinámica hidromorfológica cuando contiene árboles en el cauce con la capacidad de seguir viviendo y creciendo con el régimen de avenidas. Incrementa la complejidad del sistema, cumpliendo importantes funciones hidromorfológicas, más allá de las ecológicas más evidentes. La madera viva, en forma de árboles con capacidad de rebrote, será determinante cuando existan problemas de regeneración sexual.

Entre sus principales funciones, destaca la influencia de la vegetación viva sobre la retención y la movilidad de los sedimentos y del arbolado vivo y muerto. Desde un punto de vista de dinámica fluvial, las características distintivas de la madera

Madera muerta

Los elementos de madera muerta (raíces, cepas, troncos, ramas) otorgan mayor estabilidad al cauce y a las orillas cuanto mayor sea su peso y longitud, especialmente si tienen formas complejas (fuste con ramas) y si se agrupan en acumulaciones o cúmulos (figuras 36 y 37). Por consiguiente, una intervención habitual como es tronzar los restos vegetales de las actuaciones silvícolas resta estabilidad.

También debe tenerse en cuenta que, en caso de crecida del río, los cúmulos de vegetación (viva, muerta o combinada), retienen sólidos y partículas en suspensión y flotantes. Este es un aspecto a remarcar entre los sólidos, debido a que su arrastre y transporte es la principal fuente de problemas en infraestructuras (ej.: puentes). Esto explica que, a mayor complejidad del bosque de ribera, la madera muerta tiene menos probabilidad de movilización aguas abajo.



En cuanto a los restos vegetales (*wood debris*), principalmente fustes largos tumbados (*large wood*), grandes grosores (*coarse body*), ramaje y madera muerta (*deadwood*), está demostrado que la mayor parte de tiempo la madera se mantiene estable en el canal y puede resultar potencialmente peligrosa para infraestructuras solo durante riadas de alta magnitud poco frecuentes (Mao *et al.*, 2013). El reto se encuentra en mantener el equilibrio ecológico e hidromorfológico de los espacios fluviales, al tiempo que se analizan y gestionan los riesgos potenciales (Ruiz-Villanueva *et al.*, 2014).

La madera larga (LW) interactúa con los sedimentos en el curso de un río e influye en la vida de la vegetación de ribera mejorando la diversidad de hábitats como, por ejemplo, los canales interiores y los hoyos inundados. Facilita que se mantengan durante más tiempo, especialmente durante el estiaje. La influencia de la madera en la resistencia del caudal y la geomorfología de las rieras y canales fluviales crea mosaicos hidráulicos más diversos, no solo en el canal, sino también entre el canal

y el acuífero (por el aumento de infiltración). Por tanto, aumenta la heterogeneidad y la complejidad ecológica en la morfología de los canales (Gooseff *et al.*, 2007; Wohl *et al.*, 2016).

Especialmente importantes son las cepas descalzadas de grandes dimensiones, los cúmulos o reservorios de madera (*logjams*), que ayudan también a causar diversidad de mosaicos hidráulicos, debido a la variabilidad de la velocidad del flujo a su alrededor (figuras 37 y 38). También conllevan una reducción de la velocidad del caudal circundante y ayudan a aumentar la retención de partículas de materia orgánica (Beckman & Wohl, 2014).



Figura 38 /

Grandes cepas descalzadas de chopo de plantación comercial reaprovechadas en la restauración fluvial. Foto: Jordi Camprodon.

Tabla 1 / Funciones hidromorfológicas y ecológicas que proporcionan los árboles, la madera viva y los restos de madera muerta. Fuente: Opperman et al., 2008.

| Funciones | Árboles de ribera vivos | Árboles de ribera muertos | Madera viva en cauce | Madera muerta en cauce |
|-----------------------------------|--|---|---|--|
| Rugosidad hidráulica | Durante las crecidas que inundan la vegetación ribereña | Durante las crecidas que inundan la vegetación ribereña | Durante el rango de flujos | Durante el rango de flujos |
| Morfología del canal | Formación de charcas y estabilización de márgenes por las raíces | Estabilización de márgenes por las raíces | Formación de charcas Heterogeneidad del lecho Deposición y almacenamiento de sedimentos | Formación de charcas Heterogeneidad del lecho |
| Regeneración del bosque de ribera | Reproducción sexual y vegetativa | | Reproducción sexual y vegetativa | |
| Estructura | Estructura vertical dentro del corredor ripario | Estructura vertical dentro del corredor ripario | Formación de islas que pueden ocasionar sucesión forestal Estructura (horizontal y vertical) de ambas orillas y canal | Formación de islas que pueden ocasionar sucesión forestal Principalmente, estructura horizontal en el canal |
| Hábitat | Sustrato por invertebrados (sobre todo terrestres) | Sustrato por invertebrados (sobre todo terrestres) | Sustrato por invertebrados (acuáticos y terrestres) | Sustrato por invertebrados (acuáticos y terrestres) |
| Sombreado | Sombreado del canal | | Sombreado del canal (puede proporcionar una sombra similar a la madera de ribera si se mantienen los restos con ramaje, hojas...) | Sombreado muy localizado |
| Presencia de alóctonas | Competencia y desplazamiento de alóctonas | | Presencia de alóctonas | |

Recomendaciones de gestión de los restos vegetales de las riadas

Para mantener la dinámica ecológica de los sistemas fluviales y las funciones ecosistémicas y optimizar los recursos, conviene dejar *in situ* los restos vegetales, especialmente en zonas donde el riesgo no sea alto y donde haya cúmulos de restos de grandes dimensiones (árboles en pie, rotos apoyados o tumbados o descalzados). No se recomienda, por tanto, el tronchado sistemático de la madera muerta de la orilla o del cauce, como medida de gestión post-riada.

Cualquier actuación en riberas, ya sea por casos de emergencia, para gestionar los efectos de las riadas o por mantenimiento, puede retirar madera muerta de grandes dimensiones que suponga un riesgo evidente, así como grandes hacinaamientos de madera muerta, si bien hay que evitar sacar o tronchar árboles caídos que ya hayan sido estabilizados e integrados (o tengan tendencia a serlo) en el sistema. Hay que tener en mente que buena parte de la madera muerta movilizada en una riada proviene de los restos de corta y tronchado que se han dejado en las orillas.

Las intervenciones deben estar técnicamente justificadas desde los distintos puntos de vista. Repetimos. No se debe realizar la retirada de toda la madera del tramo fluvial, sino solo de aquella que suponga un riesgo de movilización más evidente. Al mismo tiempo, deben preservarse los árboles de especies autóctonas (o exóticas no invasoras en caso de que sea la única vegetación arbolada) que hayan resistido los golpes de río, que podrán, en un futuro, laminar las crecidas y aportar las funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos de la vegetación de ribera.

3.4.7. Otras intervenciones de gestión y criterios de aplicación en el bosque de ribera

Se muestran, a continuación, otras intervenciones que pueden tenerse en cuenta en la gestión de determinados tramos de bosque de ribera.

Silvopastoralismo

Es el aprovechamiento por el rebaño de los recursos forrajeros (vegetación herbácea y del sotobosque) de un bosque. De esta forma, se puede conseguir un uso multifuncional del bosque, que también puede contribuir a la reducción de la biomasa arbustiva, en caso de que sea deseable por temas de prevención de incendios, por ejemplo. En general, estos recursos forrajeros no suelen ser suficientes para alimentar adecuadamente un rebaño, por lo que el pasto dentro de bosque

suele considerarse como parte de un itinerario ganadero que incluya también zonas más abiertas y productivas, ricas en especies herbáceas. Además, a menudo es necesaria la implantación de pequeñas infraestructuras auxiliares como cercados o abrevaderos.

El pasto del bosque de ribera debe prestar especial atención a evitar cargas excesivas, especialmente durante épocas en las que el suelo esté mojado, para evitar problemas de compactación o erosión. También hay que evitar el pasto cerca del cauce, para reducir el impacto de las deyecciones sobre la calidad del agua, por lo que puede ser necesario utilizar una cerca eléctrica. Puntualmente, se pueden acondicionar franjas de acceso del ganado al cauce, tratando de limitar los impactos negativos mencionados previamente (figura 39).



Figura 39 /

Pasto de vacas fuera de la franja riparia y separado de este por una cerca eléctrica. Foto: Jordi Camprodon.

Plantaciones agroforestales

Los sistemas agroforestales son la combinación deliberada de vegetación leñosa y cultivos en un mismo espacio. Esta combinación permite hacer un uso más eficaz de los recursos disponibles (agua, luz, nutrientes) a lo largo del año y en varias profundidades del suelo. Las plantaciones arbóreas de ámbito ribereño son un espacio de alto interés para convertirse en sistemas agroforestales, al poder aprovecharse las calles entre hileras de árboles (un espacio amplio que de otra forma implicaría un coste de mantenimiento de la vegetación no deseada) y obtener una continuidad de rentas desde los primeros años. Existen dos tipos de sistemas agroforestales que pueden plantearse en este contexto:

- Sistema agroforestal temporal: cultivo de las calles durante los primeros años, cuando los árboles no hacen un sombreado relevante.
- Sistema agroforestal permanente: cultivo de las calles durante toda la rotación de los árboles. En este caso, es necesario adaptar la especie o variedad cultivada a las condiciones de luz decreciente entre primavera y otoño, a medida que los árboles se desarrollan, o bien ampliar la distancia entre hileras arboladas para mantener un equilibrio entre la producción total forestal y agrícola.

Recomendaciones al silvopastoralismo y plantaciones agroforestales

- Con las cargas adecuadas, esta práctica puede ser interesante para ayudar a controlar el sotobosque en plantaciones adultas y en bosques adyacentes a las formaciones propias de ribera, lo que puede reducir la competencia sobre los árboles así como el riesgo de incendios.
- Conviene evitar esta práctica en la vegetación de primera y segunda línea, así como en zonas en regeneración o con presencia de especies de sotobosque de alto valor natural.
- Una alambrada eléctrica perimetral disuadirá al ganado de entrar en la franja ribereña. La revisión periódica de la alambrada es muy importante para garantizar su buen mantenimiento. La vegetación de ribera crece alta y deprisa en primavera y verano. Se pueden habilitar abrevaderos artificiales fuera de la franja ribereña para suplir el abrevadero en el río.
- Un modelo de sistema agroforestal sería la implantación de árboles dentro (o en los márgenes) de campos agrícolas o de pasto en la periferia de la franja ribereña. Se reduciría el impacto de los espacios abiertos sobre el curso de agua (contaminación por nitratos y agroquímicos), ayudaría a proteger el suelo (retención física, fijación de carbono edáfico) y suavizaría el ecotono de la frontera agraria-bosque de ribera.
- El dossier técnico RuralCat n.º 99 está dedicado a los sistemas agroforestales y presenta las particularidades, ventajas y oportunidades de estos sistemas combinados.

Naturalización y diversificación de plantaciones productivas

Como previamente se ha mencionado, el uso prevalente de las plantaciones productivas es la rentabilidad económica, si bien son espacios que pueden aportar una serie de funciones estructurales y protectoras favorables al conjunto del bosque de ribera, al funcionar como barrera cortavientos,

como filtro de nitratos y, por lo general, como zona de transición entre la vegetación forestal y los usos agrícolas o urbanos. Por tanto, estos sistemas pueden tener una gran relevancia ecológica y paisajística. Se pueden plantear diversas medidas para incrementar la multifuncionalidad de estos espacios, con un mínimo impacto sobre su rentabilidad.

Recomendaciones de gestión para la naturalización de plantaciones productivas

- Mantener algún árbol de bajo valor (mal formado, ramoso) en pie durante dos o más rotaciones. Los árboles empleados habitualmente en estas plantaciones, de rápido crecimiento, madera blanda y baja longevidad, generan microhábitats de interés como cavidades en un plazo relativamente corto. Estos árboles pueden organizarse aislados o, preferentemente, en pequeños grupos.
- Formar madera muerta, en pie (anillando y como cepas altas) y en el suelo, a partir de árboles de bajo valor, en ubicaciones que no interfieran con las tareas posteriores de acondicionamiento del suelo y replantación, y no pongan en peligro infraestructuras o caminos. Después de la corta no es recomendable dejar en pie estacas aisladas con nidos de pájaro carpintero. Son muy depredables y pueden romperse fácilmente si no van acompañadas de una pequeña orla arbolada de protección.
- Después de la corta final, triturar y distribuir los restos de ramas por la zona; priorizar la destrucción biológica de cepas (inoculando hongos) o la trituración con barrena ante el desarraigo.
- Destinar el perímetro de la plantación más cercano al bosque de ribera (3-5 hileras) para zona de transición entre ambos sistemas, donde se plantee un modelo alternativo de plantación: composición mixta (con especies de turno corto y de turno intermedio; por ejemplo, productoras de madera de calidad, complementables con especies de sotobosque), utilizar marcos irregulares y minimizar el trabajo del suelo.

Naturalización de plantaciones productivas abandonadas

Esta situación se da en choperas y platanedas adultas que han perdido el interés productivo, a menudo por haberse abandonado su mantenimiento (sobre todo, las podas). En ellas suele regenerarse la vegetación natural al abrigo de la plantación. Estos sistemas se pueden reconvertir en bosques diversos y bien estructurados mediante la aplicación progresiva de claras selectivas que favorecen el regenerado (espontáneo o en forma de plantación de enriquecimiento) de alisos, sauces, fresnos, olmos, tilos, arces y otras especies propias de la estación ecológica. En las primeras fases de naturalización, por tanto, el estrato de mayores dimensiones corresponderá a los árboles de la plantación original, que pasan así a cumplir con una función temporal de diversificación del ecosistema.

Cada intervención debe ser medida (especialmente en las partes más cercanas al cauce) evitando reducir, orientativamente, más del 30 % del área basimétrica. Si bien los árboles cortados tendrán un valor por debajo de lo previsto en el momento de su plantación, su comercialización puede cubrir los costes de la intervención. Además, se puede aprovechar la intervención para fomentar la madera muerta, en pie (árboles muertos o anillados explícitamente) y en el suelo (caídos o cortados). El anillamiento tiene como ventaja que proporciona un acceso más paulatino de la luz.



Figura 40 /

Camino forestal en el límite entre la franja ribereña y una plantación de chopos. Foto: Jordi Camprodon.

Condicionantes durante la ejecución de los trabajos forestales

Además de cumplir con la normativa en materia de contratación, seguridad y salud y gestión de desechos, entre otros, las particularidades del bosque de ribera requieren que se preste especial atención para evitar posibles impactos en el medio durante la aplicación de las intervenciones silvícolas, con la incorporación de buenas prácticas en los pliegos de condiciones técnicas, tales como:

- Respetar el período crítico para la cría, comprendido entre el 1 de marzo y el 30 de julio. Además, debe prestarse atención a la presencia ocasional de colonias temporales en otros momentos del año, como las aves acuáticas que en invierno utilizan la vegetación de ribera como nido (cormoranes, ardeidos, patos, etc.).
- Extremar las precauciones para evitar derrames de lubricantes y combustibles, y mantener toda la maquinaria empleada en buen estado. Además, es necesario retirar inmediatamente toda la basura generada y, en especial, aquellos elementos que flotan (botellas, latas, embudos, plásticos, etc.), por el riesgo de ser arrastrados en caso de crecida del río.
- La corta de los árboles se hará de forma que la caída no sea sobre el curso de agua ni modifique los brazos internos y las charcas que forma el río en zonas inundables. Sin embargo, se puede decidir tumbar y dejar intencionadamente algún árbol sobre el cauce con el objetivo de formar micro y mesohábitats para la fauna acuática y para retener sedimentos. Los árboles tumbados se pueden trabar con árboles gruesos de pie para impedir que una crecida del cauce se los lleve. Esta actuación es indicada principalmente en cabeceras no sometidas a fuertes avenidas.
- El arrastre de la madera no debe afectar a la morfología del suelo ni a acumulaciones temporales de agua o a afloramientos de roca. Tampoco se puede realizar el arrastre desde el otro lado del curso de agua, para evitar dañar el ecosistema acuático.
- El trazado y la ejecución de las vías de acceso al monte y de circulación dentro de este deben diseñarse a escala de finca de forma cuidadosa, para conseguir un desembosque eficiente con la mínima superficie afectada, evitando dañar el suelo y el ecosistema: es necesario evitar pendientes y anchuras excesivas e incorporar elementos de drenaje (figura 40). En la medida de lo posible, es necesario minimizar la superficie afectada por estas vías en la FR y especialmente dentro de la FRP. Además, es necesario evitar el paso de maquinaria por los cursos de agua. En caso de que sea inevitable, se deben localizar y acondicionar los puntos de cruce más adecuados (suelo rocoso o bien consolidado, para evitar dañar el lecho fluvial y afectar a la calidad del agua) y minimizar el número de trayectos. También se puede habilitar un paso temporal estabilizado o elevado, con los requerimientos técnicos y administrativos adecuados.
- En caso de causar daños mecánicos en el suelo durante la mecanización o el arrastre de madera, deberán implementarse medidas correctoras para devolverlo a la situación inicial. Si existe disponibilidad en la zona, y es viable económicamente, se puede valorar realizar el desembosque con animales o con cable aéreo.
- Una vez terminados los trabajos, conviene cerrar a la circulación motorizada los caminos que no tengan servidumbre de paso y las vías forestales.

3. 5. Ejemplos prácticos de mejora ecológica y restauración del bosque de ribera

3.5.1. Introducción a los ejemplos prácticos

A continuación, se han seleccionado cuatro casos de gestión y restauración activa del bosque de ribera que pertenecen a algunas de las actuaciones planificadas en el marco del LIFE ALNUS.

Estos ejemplos prácticos se diseñaron tras la identificación de tramos potenciales y prioritarios recogidos en los planes de conservación de cuenca, a partir de información cartográfica (capítulo 2). Una vez revisados y confirmado el interés en una primera visita de inspección, se procedía a firmar un acuerdo con el propietario, público o privado (capítulo 10). Las actuaciones se consensuaban con la propiedad y, si se trataba de un espacio natural de protección especial, con el órgano gestor. Seguidamente, se procedía a la caracterización detallada, consistente en una rodalización y un inventario pericial del tramo. A partir de ahí se elaboraba la propuesta de actuaciones. Esta información, realizada por el CTFC, se trasladaba a los socios del proyecto encargados de la ejecución. La Agencia Catalana del Agua licitó el proyecto técnico y el proyecto ejecutivo en la cuenca del Ter. El Ayuntamiento de Granollers se hizo cargo de los proyectos correspondientes en la cuenca del Besòs, con el apoyo de otros ayuntamientos de la cuenca y del Consorcio Besòs-Tordera. Ambos socios eran responsables de la supervisión técnica, con el apoyo del personal del CTFC y del CERM, que al mismo tiempo eran los responsables del seguimiento ecológico (capítulo 8). Las plantaciones se efectuaban con pimpollos y estacas procedentes de recolección *in situ* y producidos en vivero por parte de la empresa pública Forestal Catalana.

Los tres primeros casos descritos corresponden a tramos fluviales seleccionados por los modelos de planificación sistemática o los indicadores de priorización por su representatividad y ubicación en el conjunto de la cuenca, conectividad, estructura de la vegetación (cobertura de autóctonas y de alóctonas) y complementariedad de objetivos (cobeneficios). El cuarto caso expuesto fue seleccionado por criterio experto de oportunidad de intervención, puesto que no estaba recogido en los modelos.

3.5.2. Restauración de la continuidad y la calidad ecológica del bosque de ribera en la Riera Major (Sant Sadurní d'Osormort, cuenca del Ter).

Descripción del tramo

Aliseda en franja ribereña de primera línea, con estructura de bosque medio y prevalencia de pies de rebrote y un dosel superior de chopos alóctonos procedente de una antigua plantación. No hay franja ribereña de segunda línea. La aliseda-chopera limita con el bosque zonal (encinar-roble), con plantaciones de coníferas y pastos. Se observa un déficit de madera muerta gruesa. En los últimos años, se ha constatado la presencia regular de nutrias en la Riera Major.

Objetivos específicos

- Erradicar los pimpollos de robinia dispersos por el tramo.
- Controlar el único calvero de robinia y replantar el espacio con especies autóctonas en primera y segunda línea.
- Restablecer la aliseda en las dos zonas de donde se han tratado las robinias.
- Aumentar la disponibilidad de refugios temporales para la nutria.
- Generar madera muerta, sobre todo a partir de los chopos.
- Realizar una selección de rebrotes experimental de aliso por corta y anillamiento.
- Regular la competencia a favor del aliso mediante clara selectiva o anillamiento de chopos alóctonos.
- Allí donde se pueda, ampliar la anchura de la aliseda en segunda línea.
- Mejorar la continuidad de la aliseda a lo largo del arroyo.

Actuaciones

- En una actuación anterior se erradicaron robinias mediante tratamientos de endoterapia por parte del Consorcio del Espacio Natural de Les Guilleries-Savassona, dentro del convenio de custodia fluvial con la Agencia Catalana del Agua. Algunos árboles, pese a morir su parte aérea, han tenido capacidad de rebrote de raíz. Se ha aplicado un tratamiento experimental con la técnica de cortar e inyectar herbicida en el tocón.
- Refuerzo y desfragmentación de la aliseda. A) Refuerzo de una repoblación de aliso anterior con la plantación de aliso de semilla en alta densidad. B) Construcción de hoyos freatófilos y plantación de alisos en llanura aluvial.
- Refugios de nutria. Construcción de enramadas confinadas para refugio temporal o de reproducción para la nutria. Varios sectores del tramo presentan unas características físicas y ecológicas aptas para la construcción de madrigueras para la reproducción de la nutria, dado que son zonas poco accesibles donde hay muy poca frecuentación humana.
- Selección de rebrotes de aliso. Tratamiento experimental en dos intensidades (intensidades baja e intermedia) y por dos técnicas (corta y anillado). Seguimiento posttratamiento del crecimiento y estado vital de los restantes rebrotes. Se han promovido los rebrotes más vigorosos, rectos y estables (tronco grueso, copa simétrica), así como los que contenían microhábitats. Se dejaron sin intervenir una de cada 8-10 cepas con rebrotes (las más densas y trabadas), para mantener puntualmente cepas con alta densidad de rebrotes.
- La baja intensidad implicaba la eliminación de un 25-33 % del área basimétrica total de los rebrotes. A efectos prácticos, esto se traducía en:
 - a. cepas con rebrotes homogéneos: eliminación de uno de cada tres rebrotes,
 - b. cepas con rebrotes heterogéneos: eliminación de uno de cada dos rebrotes, priorizando la eliminación de los más pequeños.
- La selección de rebrotes de intensidad intermedia se aplicaba en las condiciones en que los rebrotes eran más estables: rebrotes de menor tamaño, menos esbeltos o en una ubicación más expuesta al viento y a las fluctuaciones del caudal. En este caso, se eliminaba cerca del 50 % del área basimétrica total de los rebrotes en:
 - c. las cepas con rebrotes homogéneos: eliminación de uno de cada dos rebrotes,
 - d. las cepas con rebrotes heterogéneos: eliminación de dos de cada tres rebrotes, priorizando la eliminación de los más pequeños.
- Anillamiento de chopos no autóctonos en competencia con alisos. Regulación de la competencia de copas a favor del aliso y generación de madera muerta gruesa en pie y en el suelo. Se anillaron los que no presentaban riesgo de afectación a infraestructuras en caso de caer. Se dejaba una distancia mínima de 25 m entre dos pies anillados, con un máximo de 10 pies anillados por kilómetro lineal.



Figura 41 /

Aliseda con predominio de pies de rebrote (izquierda). Chopo dominante que compite sobre pies de aliso (derecha). Fotos: Naturalea.

3.5.3. Restauración de la continuidad y la calidad ecológica del bosque de ribera en la confluencia de los ríos Mèder y Gurri (Santa Eugènia de Berga, cuenca del Ter).

Descripción del tramo

Bosque mixto de ribera, con aliso, sauce blanco, álamo blanco, fresno de hoja ancha y olmo (mezcla arbolada por bosquetes y pie a pie). Bosque fragmentado en grupos de árboles y pequeños rodales y espacios sin vegetación arbórea. El aliso, una especie escasa en el Mèder y el Gurri, aparece como pies aislados o formando pequeños grupos. El río Mèder, antes de su desembocadura en el Gurri, ya en el entorno urbano, presenta una pérdida de sección por canalización del canal, falta de vegetación autóctona y entrada de exóticas, entre las que destaca la robinia. En la orilla izquierda del Gurri existe un margen muy vertical que presenta problemáticas de incisión, fenómeno que imposibilita el desarrollo de un bosque de ribera.

Objetivos específicos

- Reducir la erosión del margen del río Mèder cuando desemboca en el Gurri y en un tramo medio del Gurri, mediante técnicas de bioingeniería del paisaje. Restaurar la aliseda en estos tramos.
- Mejorar la continuidad ecológica del aliso en las zonas más viables para la especie.
- Reintroducir el aliso en las zonas con la sección más adecuada de la parte baja del Gurri mediante la plantación con estaquillas.
- Realizar una prueba piloto de eliminación de pimpollada de robinia. Eliminar un núcleo de exóticas invasoras leñosas y un bosque lineal de margen de robinia. Replantar el espacio con especies autóctonas de ribera.
- Regular la competencia a favor del aliso con la corta de plátanos.

Actuaciones

- Estabilización de orilla con fajina viva para revertir la incisión fluvial y generar las condiciones para el arraigo de los alisos

plantados. Se optó por esta actuación puntual por la existencia de uso público de bajo impacto en el sector (actividades educativas para colectivos desfavorecidos por parte de la propiedad) y para reintroducir la aliseda.

- Aterrazamiento por modificación de orilla y plantación, para recuperar el perfil en contacto con los caudales medios mínimos y facilitar la implantación de la aliseda. Esta modificación en depósitos fluviales de la orilla derecha del río Mèder en la confluencia con el río Gurri ha generado dos niveles distintos a partir del cauce, tal como está también aguas abajo. Plantación de grupos de alisos en el nuevo perfil de orilla.
- Plantación por estacas de aliso en ambas orillas. La parte baja del río Gurri tiene una sección muy encajada, con orillas de pendiente pronunciada. Después de la pequeña esclusa de este tramo del Gurri, la sección del canal tiene unos márgenes con menos pendiente y una sección con mayor anchura. Aquí se ha plantado aliso en formato de estaca en los lugares más llanos y con mejor acceso al freático.
- Se ha desfragmentado el bosque de ribera en ambas orillas, plantando alisos en alta densidad en primera y segunda línea, para dar continuidad a los individuos aislados por plantación. Eliminación de robinias y restauración vegetal. A) Primera línea de la franja ribereña: restauración del espacio liberado con agrupaciones de plantación de aliso. B) Segunda franja ribereña: sustitución de robinias plantadas en el sistema fluvial por especies autóctonas de alisal de segunda línea: fresno de hoja ancha y olmo (para el olmo, clones resistentes a la grafiosis). Inyección de herbicida y corta de robinias pequeñas (< 7 m de altura) y tratamiento de los rebrotes.
- Clara selectiva de los plátanos para promover los alisos y generar madera muerta (piezas enteras o de gran tamaño sobre la terraza fluvial superior). Se ha priorizado la corta de los plátanos que más intensamente competían con los alisos, pero evitando cortar los plátanos de grandes dimensiones que estructuran la orilla.



Figura 42 /

Ribera con incisión a restaurar con fajina viva y plantación de aliso (izquierda). Plátanos subespontáneos que compiten con alisos (derecha). Fotos: Naturalea.

3.5.4. Restauración de la continuidad y la calidad ecológica del bosque de ribera en el río Ter (Sant Joan de les Abadesses).

Descripción del tramo

Tramo principal del río Ter con dos sectores diferenciados. Aguas abajo, presenta un sector condicionado por un azud con aprovechamiento hidroeléctrico. El remanso de del azud y la morfología del río han generado unos hábitats húmedos en llanura de inundación situada en la ribera derecha muy favorables para el desarrollo del bosque de ribera. Aguas arriba, se amortigua el efecto del embalse y el río forma pequeños canales secundarios, que no llevan agua la mayor parte del año. El bosque de ribera presenta una estructura bastante regular, dominada por sauce blanco adulto, con árboles que superan los 20 m de altura y un subvuelo de aliso en primera línea, en forma de pequeños grupos y pies aislados. Este tramo fluvial es de buena calidad para la nutria y otros vertebrados semiacuáticos, como el turón, el musgano patiblanco y la rata de agua. Existe muy poca frecuentación del espacio, ya que el uso público está regulado.

Objetivos específicos

- Mejorar la estructura y composición del bosque de ribera.
- Desfragmentar la aliseda en primera línea.

- Crear espacios de refugio para la nutria.
- Mejorar la conectividad ecológica de la aliseda en antiguos brazos del río.

Actuaciones

- Diversificación estructural en la orilla derecha: a) entresaca para mejorar el estado de conservación del arbolado; b) introducción de núcleos de alta densidad de alisos en los lugares más favorables. También se favoreció la biodiversidad con la construcción de una enramada confinada.
- Debilitamiento por anillamiento de sauces de más de 25 cm de diámetro que dominaban a alisos adultos y plantones.
- Construcción de una enramada como refugio temporal de nutria. Se construyó de tipo confinado, es decir, apartada de las crecidas ordinarias. De esta forma, se evita la deriva de los materiales en caso de avenida y se fija la estructura en el lugar de construcción. Se utilizaron materiales resultantes del tratamiento de la vegetación en el tramo. Se situó en la parte más alejada de una posible frecuentación humana, en un sitio sin accesos a la orilla.
- Formación de depresiones interconectadas para aumentar zonas de contacto con el nivel

freático. En la orilla derecha había antiguos brazos rellenos de sedimentos del río. Parte de este espacio ya estaba ocupado por vegetación leñosa de ribera, aunque la aliseda era poco significativa. De cara a mejorar la capacidad de restauración de la aliseda en la llanura de inundación se mejoraron las condiciones hidromorfológicas con la excavación de tres hoyos freatófilos (de 75 m³ cada uno) con muy poca pendiente y profundidad, porque el freático era muy superficial. Se plantaron agrupaciones de aliso en los hoyos.

- Plantación de aliseda en primera línea, acompañada de una intervención geomorfológica

(cepillo y enrejados de 2 x 10 m) para mejorar la implantación. Se efectuó en 245 m de la orilla izquierda en el final del remanso de la presa sin vegetación leñosa. La plantación se protegió de las vacas de los pastos vecinos con una valla electrificada. El mantenimiento de la valla corre a cargo de la propiedad.

- Reserva a evolución natural de un sector de bosque de ribera de 605 m lineales, relativamente maduro y heterogéneo, con escasa huella humana.



Figura 43 /

Depósitos aluviales y remansos con freático superficial (imágenes superiores). Pastos en contacto con el cauce (inferior izquierda) y sector de bosque de ribera mixto destinado a libre evolución (inferior derecha). Fotos: Naturalea.

3.5.5. Naturalización de una plataneda en la Riera de Sora (Montesquiú, cuenca del Ter).

Descripción del tramo

Vieja plantación de plátanos y algunos chopos no autóctonos (44 cm de diámetro medio), con árboles de grandes dimensiones (de 45 a 80 cm de diámetro normal). Subvuelo de fresno de hoja ancha, tilo, arce común, roble pubescente, nogal y robinia, esta última principalmente en la periferia de la masa arbolada, solitaria o formando pequeños grupos. Sotobosque arbustivo y lianoide formado por bonetero, espino albar, saúco, cornejo, clemátide, hiedra y boj. Algunos de los grandes plátanos albergan nidos de picamaderos negro y otros pícidos. El espacio pertenece a la Diputación de Barcelona y forma parte del Parque del Castell de Montesquiú. Superficie: 1,1 ha.

Objetivos específicos

Naturalización de viejo platanar abandonado.

Actuaciones

Corta del plátano en favor de pies de especies arbóreas autóctonas (fresno de hoja ancha, tilo de hoja pequeña y arce común). Se respetaron los pies de plátano y chopo con microhábitats (nidos de pájaro carpintero y hiedras), de grandes dimensiones, que estructuran la orilla y sombream el cauce. Se respetó toda la madera muerta en pie y caída (chopos, principalmente). Se cortaron todas las robinias adultas y jóvenes.

Se marcaron y cortaron 58 pies de plátano, 104 pies de robinia (a los que se sumaron, también para cortar, muchos pies inferiores a clase diamétrica 5 cm, no contados, repartidos por el sotobosque) y 3 ejemplares de chopo. Se extrajo el 13 % del área basimétrica. En este caso, el coste de los trabajos se cubrió con la comercialización de la madera de plátano por parte de la empresa adjudicataria, fuera de los fondos del LIFE ALNUS.

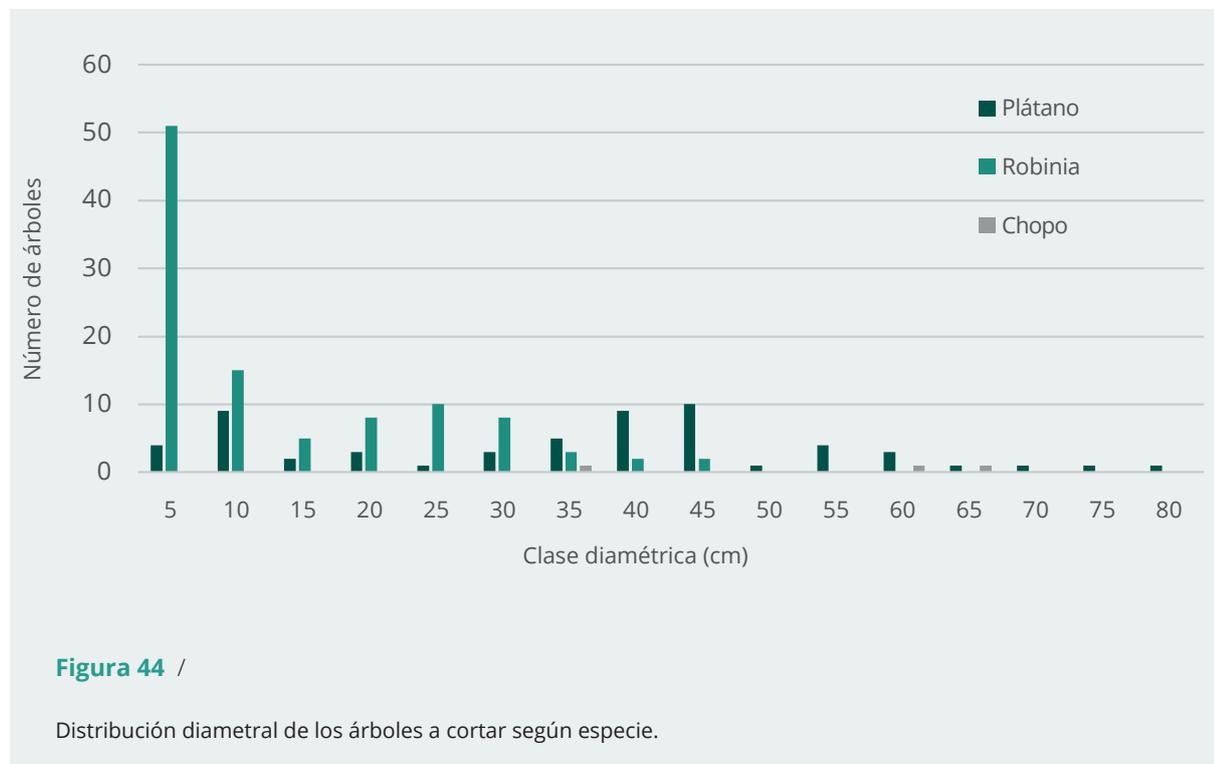




Figura 45 /

Naturalización vieja plantación de plátano en el Parc del Castell de Montesquiú, en la riera de Sora (cuena del Ter). Foto: Jordi Camprodon.

3. 6. Marco legal de la gestión forestal en riberas y estado actual de conservación

La gestión forestal en las riberas de nuestro contexto se ve afectada por las normativas europeas, estatales y autonómicas en materia de medio ambiente, aprovechamientos forestales y gestión hidrológica, entre otros. A escala europea, hay tres directivas que afectan directamente a la gestión de las riberas:

- La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), en lo sucesivo DMA, que tiene como objetivo fundamental conseguir un buen estado ecológico de las aguas. La estructura hidromorfológica de las riberas se considera un indicador del estado ecológico del curso fluvial (anexo V de la DMA). En cuanto a la definición del estado ecológico, es «muy bueno» o «bueno» cuando «la condición de las zonas ribereñas se corresponde totalmente o casi totalmente con las condiciones

inalteradas» (anexo V de la DMA). Las Reservas Naturales Fluviales constituyen una figura de protección cuyo objetivo es preservar aquellos tramos de río que presentan un excelente estado ecológico y escasa o nula intervención humana.

- La Directiva Hábitats (92/43/CEE), en adelante DH, y la Directiva Aves (79/409/CEE), en adelante DP, influyen principalmente en la gestión del bosque de ribera. En primer lugar, condicionan los objetivos y tratamientos que pueden aplicarse en las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) y en las Zonas Especiales de Protección de las Aves (ZEPA), las cuales emanan de estas directivas. Cada territorio con legislación ambiental propia aprueba unos instrumentos de gestión de ZEC y ZEPA. En el caso de Cataluña, las directrices aplicables a la

gestión de los espacios de ribera incluyen el fomento de la conservación y el aumento de las formaciones naturales de ribera (alisedas y otros bosques de ribera afines), así como la reserva de parcelas de bosque maduro para las especies de interés comunitario que lo requieran (Godé *et al.*, 2008).

La principal norma legislativa española en materia forestal es la Ley 21/2015, de 20 de julio, de Montes (que modifica la Ley 43/2003), desarrollada por las distintas leyes forestales autonómicas. Esta normativa abarca múltiples aspectos de la planificación, los tratamientos y aprovechamientos silvícolas, las actuaciones de restauración, etc.

Además de la normativa estrictamente forestal, existe un amplio cuerpo de normativa sectorial europea, estatal y autonómica que afecta a la gestión de los bosques de ribera, destacando las de protección de la biodiversidad y los espacios naturales protegidos (con normativa específica para fauna y flora amenazadas); el uso de fertilización nitrogenada y fitosanitarios, normativa de prevención de riesgos y emergencias

(prevención de incendios, inundaciones), etc. En este sentido, una norma clave es el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, el cual ha ido incorporando múltiples modificaciones y, actualmente (finales de 2022), se encuentra en fase de revisión. Algunas de las normas que derivan de la misma incluyen el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH). Este reglamento define que una de las finalidades de la zona de servidumbre para uso público es la protección del ecosistema fluvial y del dominio público hidráulico.

Los espacios de la Red Natura 2000 disponen de unas directrices de gestión, algunas de las cuales son específicas para los hábitats de ribera (ver anexo *Directrices para la gestión de los espacios de la Red Natura 2000*, Acuerdo GOV/112/2006).

Por último, los distintos estándares de certificación de la gestión forestal sostenible (FSC, PEFC, etc.) otorgan especial consideración a la conservación de los sistemas forestales de ribera.

Agradecimientos

Queremos agradecer el apoyo científico y técnico, así como los comentarios y revisión del manuscrito por parte de Ramon Batalla, Roser Casas, Evelyn García, Guillermo García, Alfredo Ollero, Marc Ordeix, Albert Sorolla y Jordi Vayreda. Su aportación ha permitido mejorar significativamente el contenido final.



Robinia o falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*), especie invasora procedente de Norteamérica / Foto: Jordi Bas.

4 /

GESTIÓN DE LA VEGETACIÓN EXÓTICA EN ESPACIOS DE RIBERA

4 / GESTIÓN DE LA VEGETACIÓN EXÓTICA EN ESPACIOS DE RIBERA

Pol Guardis¹, Jaime Coello², Andreu Salvat³, Míriam Piqué² y Jordi Camprodon^{1,4}

¹Grupo de Biología de la Conservación (GBiC). Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña (CTFC).

²Área de Gestión Forestal Sostenible (AGS). Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña (CTFC).

³Aprèn. Serveis Ambientals.

⁴Departamento de Biociencias. Universidad de Vic-Universidad Central de Cataluña (UVic-UCC).

4.1. La problemática de la vegetación exótica en los espacios de ribera

Se consideran especies exóticas invasoras (EEI) todas aquellas que, a pesar de estar fuera de su área de distribución natural, una vez se han introducido en un territorio, tienen la capacidad de sobrevivir, reproducirse y propagarse, produciendo impactos considerables en los ecosistemas. Sin embargo, no todas las especies exóticas son invasoras (tabla 2); algunas especies foráneas han sido favorecidas para su uso productivo, especialmente las especies de crecimiento rápido como los chopos (*Populus* sp.) o los plátanos (*Platanus x hispanica*), especie que también ha sido objeto de tratamientos silvícolas en el marco del proyecto, como veremos más adelante.

Como se ha comentado en capítulos anteriores, una de las principales problemáticas del estado de conservación de los bosques de ribera es la amenaza biológica y la competencia que ejercen las especies exóticas o alóctonas, y en particular las EEI. Respondiendo a esta situación, las administraciones públicas han desarrollado un destacado volumen de legislación, como el *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras* y el Reglamento (UE) n.º 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.

En las últimas décadas, el impacto de estas especies se ha agravado produciéndose un incremento sostenido de las especies exóticas (Sistema de Información EXOCAT, 2020). Estas se ven favorecidas por la discontinuidad y las alteraciones de las formaciones de ribera, las condiciones

dinámicas del espacio, la alta eficacia reproductiva y productiva de estas especies invasoras, el abandono de los usos intensivos y la introducción intencional o accidental de estas especies, lo que provoca que el 50 % de los hábitats de interés comunitario propios de aguas continentales presenten un estado de conservación desfavorable (Brotons, *et al.* 2020) (figura 46).

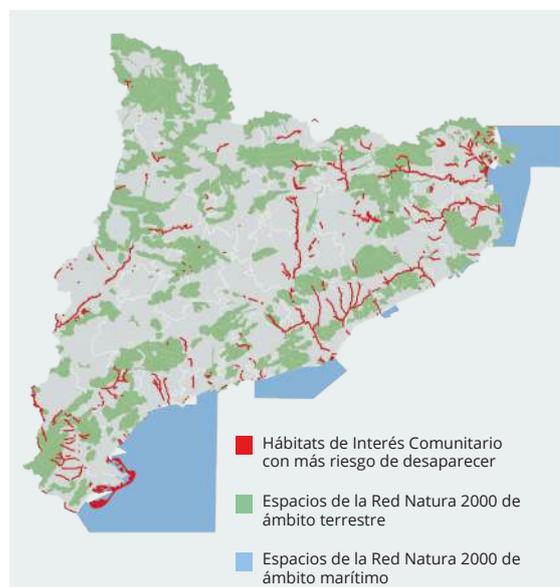


Figura 46 /

Hábitats de Interés Comunitario que presentan mayor riesgo de desaparición. Fuente: Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural de la Generalitat de Catalunya.

En las cuencas del LIFE ALNUS, las especies exóticas se reparten de forma homogénea por la cuenca del Ter con la excepción —o casi— de algunos tramos aislados del entorno montañoso (figura 47). En cambio, en la subcuenca del Onyar, llegan a cubrir más del 50 % del bosque ripario. Las especies alóctonas más abundantes en la cuenca son plátanos y robinias, que se distribuyen en toda su extensión y solo algunos tramos bien conservados se muestran libres de estas. Negundos y cañas aparecen en la llanura de Vic y en la parte baja de la cuenca, donde también es muy frecuente la *Phytolacca americana*.

En la cuenca del Besòs, las especies exóticas se distribuyen por todas partes, exceptuando algunas cabeceras, pero se concentran claramente en los tramos bajos del eje Mogent-Besòs y de sus

tributarios principales, así como en puntos de las rieras de la Cordillera Litoral. En algunos tramos, la cobertura de las exóticas en el bosque ripario supera el 50 %: se trata sobre todo de plátanos y robinias. Uno de los cursos fluviales de esta cuenca, el río Congost, ha sido objeto de un proyecto demostrativo específico de evaluación y control de flora invasora, que se comentará más adelante.

Por el contrario, la cuenca del Segre presenta un estado de integridad física excepcional: tan solo el 1,8 % del espacio potencialmente fluvial (EPF) está formado por cubiertas antrópicas consolidantes, casi un 40 % son hábitats naturales y el resto son cubiertas que constituyen un mosaico agroforestal de gran importancia ecológica y paisajística con pocos elementos alóctonos de tipo invasor (2,7 %).

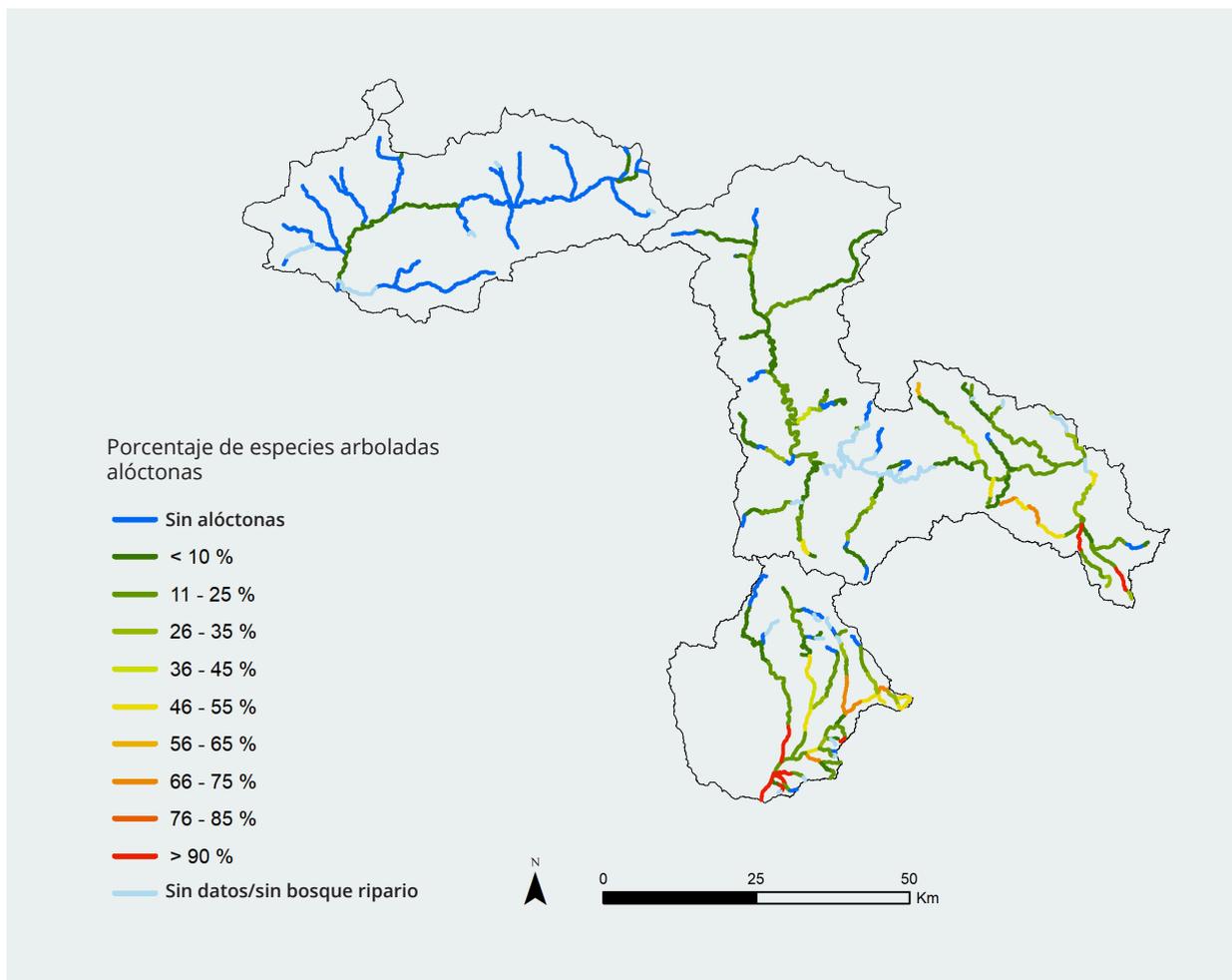


Figura 47 /

Distribución del recubrimiento en los cursos fluviales del dominio ecológico de las alisedas de especies exóticas invasoras (EEI) en las cuencas del Besòs, Ter y Segre, elaborada por el LIFE ALNUS. Fuente: MN Consultores.

Tabla 2 / Listado de especies exóticas más comunes en las cuencas de actuación del LIFE ALNUS y su consideración dentro del marco legal.

| Nombre taxón | RD Español | Reglamento UE | UICN2000 100 |
|--|------------|---------------|--------------|
| <i>Acer negundo</i> | No | No | No |
| <i>Ailanthus altissima</i> | Sí | No | No |
| <i>Alternanthera philoxeroides</i> | Sí | Sí | No |
| <i>Araujia sericifera</i> | Sí | No | No |
| <i>Arundo donax</i> | Canarias | No | Sí |
| <i>Boussingaultia cordifolia</i> (=Anredera cordifolia) | No | No | No |
| <i>Buddleja davidii</i> | Sí | No | No |
| <i>Cortaderia selloana</i> | Sí | No | No |
| <i>Fallopia baldschuanica</i> (=Polygonum aubertii Bilderdykia aubertii) | Sí | No | No |
| <i>Helianthus tuberosus</i> | Sí | No | No |
| <i>Lonicera japonica</i> | No | No | No |
| <i>Ludwigia</i> spp. | Sí | No | No |
| <i>Myriophyllum aquaticum</i> | Sí | Sí | No |
| <i>Parthenocissus quinquefolia</i> | No | No | No |
| <i>Pennisetum</i> spp. | Sí | Sí | No |
| <i>Phytolacca americana</i> | No | No | No |
| <i>Robinia pseudoacacia</i> | No | No | No |
| <i>Senecio inaequidens</i> | Sí | No | No |
| <i>Tradescantia fluminensis</i> | Sí | No | No |
| <i>Ulmus pumila</i> | No | No | No |

4.2. La toma de decisiones en la gestión de las especies exóticas

Los responsables de la gestión del medio natural se ven frente al dilema de cómo actuar con las especies exóticas. La decisión no suele ser sencilla, ni única. El LIFE ALNUS ha centrado su atención en las especies vegetales exóticas de ribera y la estrategia seguida ha sido ser selectivos. En primer lugar, identificar y cartografiar los lugares donde estaban repartidas las especies vegetales exóticas a escala de cuenca (Besòs, Ter y Segre), en especial las de porte arbóreo y la caña (por su mayor peso estructurador del hábitat y facilitar el cartografiado) y analizar el porcentaje de cobertura con respecto a las arbóreas autóctonas de ribera (véase el capítulo 2). En segundo lugar, distinguir objetivos y planificar actuaciones (véase el capítulo 2 para más detalles).

El número de especies de flora exótica presentes en la cuenca del Besòs y —en segundo término— en la del Ter es de los más elevados de Cataluña, debido a la fuerte ocupación urbanística a la que se vieron sometidas a partir de los años sesenta del siglo xx. En este proyecto se consideraron aquellas especies de control prioritario por prescripción legal, por su impacto constatado o porque este control era factible a escala de tramo. Incluía, básicamente, especies leñosas, pero también lianoides y herbáceas de gran porte como la caña. La principal prioridad fue centrar los esfuerzos en la erradicación de EEI de porte arbóreo en tramos fluviales donde el hábitat estaba relativamente estructurado con cobertura de árboles autóctonos de ribera. De esta manera, se alcanzaba una mayor eficiencia en la inversión de los recursos disponibles. En los espacios liberados se restauraba, por plantación, la vegetación leñosa de la aliseda. En caso de haber actuado en grandes extensiones de caña, ailanto o robinia, sin apenas alisos, sauces, fresnos, álamos o arbustos del sotobosque, la recolonización del espacio por parte de las EEI hubiera sido cosa fácil, aunque se plantaran pimpollos de leñosas autóctonas: el crecimiento por rebrote o semilla de las EEI puede ser muy superior.

La selección de tramos se efectuó a partir de modelos multicriterio de toma de decisiones, con la cartografía elaborada por el propio proyecto y la definición final de los rodales o tramos de actuación con visitas sobre el terreno (figura 48). Al planificar los trabajos a escala de tramo se aprovechó para detectar EEI de porte arbustivo, lianoides o herbáceo. En general se optaba por erradicarlas del tramo. Como tercera prioridad, si

se detectaba un poblamiento aislado de EEI de este porte fuera de la cubierta arborizada autóctona —y susceptible de convertirse en foco de expansión— se decidía actuar si comportaba poca complejidad técnica y podía extraerse la totalidad de los individuos. Esta intervención incluía las poblaciones de nuevas especies hasta entonces no detectadas en la cuenca, para prevenir su expansión.

Las especies exóticas de temperamento no invasor se consideraron de manera selectiva. No se trataban si cumplían una función estructuradora importante del hábitat, por ejemplo, proporcionando sombra a la orilla o al lecho y protección del suelo y refugio para la fauna. A veces, su introducción es tan antigua que ya han formado poblamientos naturalizados con árboles de grandes dimensiones, que desarrollan una función ecológica muy parecida a la de los bosques autóctonos y pueden tener un valor cultural (estético, espiritual, histórico, identitario, etc.) considerable. Así pues, solo se cortaban o anillaban los plátanos, chopos (no autóctonos), nogales y otras especies leñosas exóticas no invasoras si competían con pies de especies autóctonas. Al respecto, el capítulo 3 describe el tratamiento diferenciado de un viejo platanar en la riera de Sora, cuenca del Ter.

Finalmente, se eligieron las mejores prácticas posibles para el tratamiento del poblamiento de EEI. Se priorizaron los métodos manuales (arranque, corte o anillado) frente a los métodos químicos. En caso de recurrir a estos últimos, siempre que era posible se trabajaba por endoterapia (véase más adelante). La madera cortada se extraía en buena parte, siempre que las condiciones de accesibilidad lo permitieran. Algunos pies derribados se dejaron in situ, en la orilla o atravesando el lecho, para formar microhábitats y actuar como trampa de sedimentos. Parte del ramaje y troncos se aprovechó para construir nidos de nutria cerca del lugar de corte, a segunda línea de la orilla, en lugares tranquilos, adecuados para el carnívoro. La madera de robinia, debido a su durabilidad a la intemperie, fue la más utilizada.

Los resultados que se comentan en este capítulo son parciales y corresponden a la cuenca del Besòs. Se aplicarán estos mismos métodos a la cuenca del Ter, pero al cierre de este manual los trabajos estaban todavía en su fase inicial.

4.3. Ensayo de control de especies arbóreas mediante la técnica de anillado*

*basado en el Protocolo experimental para el estudio del anillado como técnica silvícola en bosques de ribera – Proyecto LIFE ALNUS. Jaime Coello (CTFC), diciembre de 2019.

4.3.1. Introducción a la técnica del anillado

El anillado es una técnica de desvitalización de árboles que interrumpe el flujo de savia mediante la eliminación de tejidos en una sección completa del tronco. Como resultado, las raíces dejan de recibir los fotosintetizados generados en la copa y el árbol muere de manera progresiva. La muerte del árbol puede llegar poco después del anillado o hasta 2-5 años después (Magnér, 2017).

Se trata de un método eficiente a nivel de costes para: *i*) crear madera muerta en pie para potenciar el proceso de madurez y la biodiversidad asociada; *ii*) eliminar árboles sin hacer una puesta en luz muy repentina de la masa respetada; *iii*) reducir la densidad de los rodales de bosque con copas muy densas o trabaduras, y *iv*) controlar especies leñosas invasoras. Esta técnica se aplica sobre árboles de, al menos, 10 cm de diámetro normal (Kilroy & Windell, 1999). El principal inconveniente del anillado respecto al corte es el riesgo asociado a la imprevisibilidad de la caída del árbol anillado (Smallidge, 2016). Los tipos de anillado se pueden describir en función de los tejidos cortados y del tipo de anillo.

dependiendo de sus reservas de carbohidratos; una vez agotados estos, las raíces empiezan a morir (Taiz & Zeiger, 2002). Como consecuencia, se pierde capacidad de absorción de agua y nutrientes, los árboles empiezan a mostrar clorosis y defoliación hasta que se marchitan y mueren. Este proceso puede durar de dos a cinco años en árboles con una gran cantidad de reservas y un sistema radical bien desarrollado, pero se puede acelerar si hay perturbaciones como sequías o encharcamientos. Con esta técnica hay pocos rebrotes de raíz.

- b. Anillado que alcanza la madera; *girdling* (Moore, 2013) o *notching* (Magnér, 2017)

Eliminación de los tejidos mencionados en el caso anterior más la parte exterior del xilema, o xilema funcional, es decir, los vasos activos creados durante el periodo vegetativo en curso. El efecto en este caso es tanto sobre la translocación como sobre la transpiración (flujo ascendente de agua de las raíces hacia la copa). El árbol se marchita muy rápidamente (a menudo en 24-48 horas), especialmente si el anillado se hace durante días calurosos y con viento, ya que el árbol pierde la capacidad de absorber agua (la transpiración que hace la copa no transmite el potencial de succión a las raíces para que puedan absorber agua). Los problemas de este método son la tendencia a inducir más rebrotes de raíz que en el caso anterior, y el riesgo más alto de ruptura del árbol a la altura del anillo.

Tipo de anillado en función de los tejidos cortados

Aunque existen dos tipos de anillado, a veces se utilizan indistintamente debido a la dificultad para distinguir uno de otro (Moore, 2013).

- a. Anillado sin llegar a la madera; *ring-barking* (Moore, 2013) o *girdling* (Magnér, 2017)

Eliminación de la corteza, el floema y el cámbium. Se impide así la translocación (flujo descendente de fotosintatos, azúcares, aminoácidos y hormonas, entre otros, de la copa hacia las raíces). No obstante, el transporte de agua y nutrientes desde las raíces hacia las hojas continúa. El tronco y las ramas por encima del corte pueden seguir creciendo e incluso mostrar un fuerte desarrollo, ya que los carbohidratos producidos en la copa permanecen disponibles por encima del corte. La actividad de las raíces puede seguir durante un tiempo

Tipo de anillado en función del tipo de anillo

- a. Anillo fino y herbicida

Corte completo o parcial con motosierra o hacha hasta atravesar el cámbium, seguido de aplicación de herbicida en spray (Moore, 2008). Esta técnica es efectiva con todas las especies. El herbicida tiene que ser soluble en agua, como Pathway o Tordon RTU, a no ser que se aplique en primavera o principios de verano, ya que en tal caso debe aplicarse un herbicida diluido en aceite (Garlon 4)

para favorecer su absorción (Stelzer, 2006). Una variante para minimizar la dosis aplicada es el uso de ecoplugs: botellas de glifosato cristalizado insertadas en el tronco con una taladradora (Willoughby *et al.* 2017).

b. Anillo ancho

Se hacen dos cortes horizontales con motosierra, hacha o navaja de hoja curva (solo con especies con corteza fina) y se retira toda la corteza y el cámbium golpeando con la cabeza del hacha o pelando con hacha o con un formón/cinzel (Moore, 2008). Si los cortes horizontales se hacen con navaja, sabremos que hemos llegado a la madera cuando se deje de oír que estamos cortando «hilos» y la hoja empiece a deslizarse de manera homogénea. La superficie que queda visible tiene que ser lisa.

Una variante de esta técnica consiste en hacer todo el anillo con un único corte o herramienta. Se puede practicar con una motosierra en los árboles gruesos siempre que el operario sea experto, para no reducir en exceso la sección del tronco. En árboles no demasiado gruesos y en anillados hechos durante la primavera o el verano, se puede

practicar con un hacha o machete, haciendo la mitad superior del anillo de arriba a abajo, y la mitad inferior de abajo hacia arriba. Una herramienta alternativa de mayor rendimiento es una pulidora potente con cabezal troncocónico, una solución más eficiente que la motosierra para árboles de hasta 30 cm de diámetro (Kilroy & Windell, 1999).

c. Doble anillo fino

Esta técnica sería parecida al anillo ancho hecho con motosierra pero sin retirar la corteza y el cámbium entre los dos anillos. Esta técnica fue la que presentó mejor balance coste-eficacia en hayas de grandes dimensiones en el Valle de Aran (Ameztegui *et al.*, 2009) (figura 48).

Hay una cuarta técnica mencionada en algunas fuentes, aunque sin publicar, que consiste en hacer un anillo discontinuo: se corta toda la sección del árbol pero no a una altura constante sino con tramos de anillo abiertos a diferentes alturas. Así las ramas van muriendo y cayendo antes de que el tronco se rompa por el punto de anillado. Cuando el tronco cae ya le quedan pocas ramas y daña menos la vegetación de los alrededores.



Figura 48 /

Doble anillado de plátano y proceso de anillamiento superficial de arce blanco (*Acer pseudoplatanus*) con cuchilla. Fotos: Pol Guardis/Jordi Camprodon.

4.3.2. Factores que definen el éxito del anillado

La respuesta de un árbol al anillado depende de la especie, la técnica empleada y la época de actuación.

a. Especie y condiciones de crecimiento

Las especies con mayor capacidad vegetativa y de rebrote de raíz y de cepa, así como las más tolerantes a la sombra, son más difíciles de matar por anillado. En estas especies es imprescindible

que el corte interrumpa la conexión vascular en el 100 % de la sección: se ha visto como anillados del 80-90 % de la sección no son efectivos en especies como *Eucalyptus camaldulensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Ailanthus altissima*, *Platanus orientalis* y *Acacia melanoxylon* (Priestley, 2004; Moore, 2011; Merceron *et al*, 2016). Además, si el árbol tiene yemas axilares o epicórmicas puede ser capaz de emitir brotes por debajo del anillo (figura 49), los cuales, si se desarrollan lo bastante rápido, pueden volver a alimentar las raíces evitando su muerte (Reque & Bravo, 2007).



Figura 49 /

Reacción del plátano anillado: emisión de brotes epicórmicos bajo el anillo (A) y puentes de floema (B). Foto: Pol Guardis.

Con respecto al estrato social y las dimensiones: los árboles más dominantes, con más luz y de mayores dimensiones, tienen más probabilidades de sobrevivir al anillado que los árboles dominados (Wu *et al*, 2017) o de pequeñas dimensiones (Magnér, 2017).

a. Técnica de anillado

El corte debe practicarse siempre por debajo del cambium: las cifras orientadoras de profundidad del corte son: 1,5 cm en árboles jóvenes, 2,5 cm en

árboles medios y 4 cm en árboles grandes (figura 50).

La anchura del anillo debe ser como mínimo de 7,5 cm, si bien con árboles con mucho vigor vegetativo (por ejemplo, *Populus alba*) y grandes dimensiones conviene incrementar la anchura hasta 10-12,5 cm (Glass, 2011). Reque & Bravo (2007) y Améztegui *et al* (2009) hicieron anillos de 20 cm de ancho en rebollos de 15 cm de diámetro y en hayas de grandes dimensiones, respectivamente, mientras que Merceron *et al* (2016) hicieron anillos de 30 cm de ancho en negundos de 5-11 cm de diámetro.



Figura 50 /

Anillado de una sola banda en un pino laricio (*Pinus nigra*). Foto: Jordi Camprodon.

En cuanto a la altura, el anillo debe hacerse por debajo de las ramas más bajas, a una altura que sea cómoda para trabajar. En el futuro es probable que el árbol se rompa a la altura del anillo (Lewis, 1998), por lo que lo que conviene hacerlo a cierta altura (1,5-1,8 m) para dejar una cepa alta que todavía desempeñe una función desde el punto de vista de la biodiversidad.

b. Época

Lo adecuado es llevar a cabo los anillados a finales de primavera o principios de verano (entre junio y agosto), ya que es cuando el transporte de savia es predominantemente descendente y hay menos reservas en las raíces y menos capacidad de emitir rebrotes (Glass, 2011). En algunas especies con mucho vigor y capacidad de rebrote, se puede plantear un corte en junio y otro en agosto para repasar posibles rebrotes, y también volver una vez al año para sacar todos los rebrotes que puedan salir.

Conviene evitar el anillado al inicio del periodo vegetativo, cuando el crecimiento del xilema es más activo, porque la reacción del árbol es muy rápida (Harris *et al*, 2004) y el flujo de savia es predominantemente ascendente (subida de carbohidratos acumulados en las raíces y el tronco durante el invierno), especialmente en especies de hoja caduca. También hay que evitar el anillado en

otoño-invierno, cuando los nutrientes están en las raíces.

4.3.3. Discusión sobre el método del anillado

En el tratamiento de los plátanos anillados en la cuenca del Besòs por parte del LIFE ALNUS se apreció una gran cantidad de rebrotes durante el primer periodo vegetativo post-anillado, justo por debajo del primer anillo (parte baja más próxima a la cepa). No se localizaron puentes de floema en los anillos. Los criterios de selección y actuación establecidos fueron los siguientes:

- a) Criterio de competencia: el árbol a anillar tenía que ser vital y competir con uno o más árboles autóctonos con capacidad de respuesta (árbol de futuro).
- b) Criterio de biodiversidad: el árbol tenía que estar vivo, vital o con síntomas de decaimiento y, preferentemente, bien conformado (para asegurar la estabilidad durante un cierto tiempo). El árbol debía tener buen porte (diámetro normal superior a 40 cm) para maximizar los beneficios para la biodiversidad. La presencia de epífitos descartaba la actuación. La presencia de indicios de cavidades podía ser un punto a favor del anillado, si se consideraba que el decaimiento podía aceptar la formación.

4.4. Control químico de especies leñosas

4.4.1. Introducción a la técnica de aplicación de herbicida

La aplicación de herbicida es la técnica de control más eficaz para las especies leñosas rebrotadoras de raíz, como los ailantos y las robinias. Hay que tener en cuenta que solo el corte de estas especies no permite su erradicación y, de hecho, es una medida contraproducente debido a la fuerte capacidad de rebrote de las raíces, lo que puede incrementar la extensión ocupada por estos individuos. Por eso resulta imprescindible aplicar herbicida, ya sea por vía interna (endoterapia) o por vía externa (vía foliar o aplicación directa sobre corte fresco en la cepa), para inducir la muerte de las raíces. En muchos casos, y siempre que sea posible, debe hacerse previamente un desbroce manual selectivo con la finalidad de individualizar cada pie a tratar y facilitar el acceso. En esta operación hay que evitar cortar los retoños más pequeños de las especies a erradicar para evitar su rebrote. En otras palabras, allí donde hay monte bajo con árboles pequeños o de rebrote, la efectividad puede verse limitada exclusivamente a los pies tratados, pero el rebrote puede ser intenso. En estos casos deberá efectuarse un mantenimiento exhaustivo que implica un mínimo de tres intervenciones consistentes en desbrozar el rodal y aplicar herbicida sobre las hojas cuando el rebrote tenga entre 40 y 60 cm de altura. El tratamiento se describe de forma más detallada en los Protocolos de gestión de la flora exótica invasora de la Diputación de Girona (2017).

4.4.2. Efecto del control químico para erradicar exóticas invasoras en el LIFE ALNUS

Las técnicas evaluadas se han adaptado a las características de los árboles:

- En árboles grandes (CD>10): tratamiento por endoterapia
- En árboles pequeños (CD<10): tratamiento por pincelado
- En rebrotes recientes y especies herbáceas de porte elevado: tratamiento foliar

Estas intervenciones se practicaron en 1.458 árboles de la cuenca del Besòs, entre principios de octubre y finales de noviembre, aprovechando que las especies a eliminar seguían siendo fácilmente identificables (todavía tenían hojas) y se encontraban en proceso de descenso de la savia. Se describe a continuación las técnicas de pincelado y endoterapia:

- a. Pincelado. Se corta el árbol en la base (corte horizontal) y se pinta inmediatamente la superficie del corte (antes de 15 minutos) con un pincel grueso mojado en herbicida (glifosato tintado). En caso de que esta intervención no pueda hacerse antes de 15 minutos, hay que practicar un nuevo corte horizontal y conseguir un corte fresco. El herbicida que se aplicó fue glifosato al 45 %. Conviene revisar la eficacia de esta intervención durante el siguiente periodo vegetativo, por si algunos individuos hubieran escapado de este control o por si la eliminación no hubiera sido completamente efectiva. El pincelado es especialmente recomendado para robinia y negundo.
- b. Endoterapia. Inyección de herbicida (glifosato pinchado) dentro del tronco. Este tratamiento es especialmente recomendado en árboles de más de 5 cm de diámetro, y consiste en hacer varias perforaciones (en un ángulo de 45 grados) con taladradora en la base de la cepa (a mayor diámetro de cepa, más perforaciones). A continuación, se procede a introducir glifosato en la concentración prescrita por el fabricante (una dosis recomendada es glifosato al 25 %) en los orificios realizados. Una vez se ha llevado a cabo esta operación, y con la seguridad de que el árbol está totalmente muerto, se procede a cortarlo. En caso de que haya algún rebrote posterior se tendrá que repetir el mismo tratamiento.

4.5. Tratamiento de especies vegetales invasoras en la cuenca del Besòs (LIFE ALNUS)

4.5.1. Ámbito y características generales de la actuación

Hay dos sectores ecológicamente diferenciados (figura 51):

1. Curso alto, que incluye el eje Montseny-Bertí del río Congost y algunos de sus tributarios (Avençó, Vallcàrquera). Es un espacio que conserva un elevado grado de naturalidad a pesar de la presencia de exóticas en tramos y grupos (tramos del 1 al 7).
2. Curso bajo: a partir de La Garriga, donde el río transcurre por la llanura vallesana. El grado de naturalidad es muy inferior por el fuerte impacto de las actividades agrícolas e industriales y su elevada densidad de población (tramo 8).

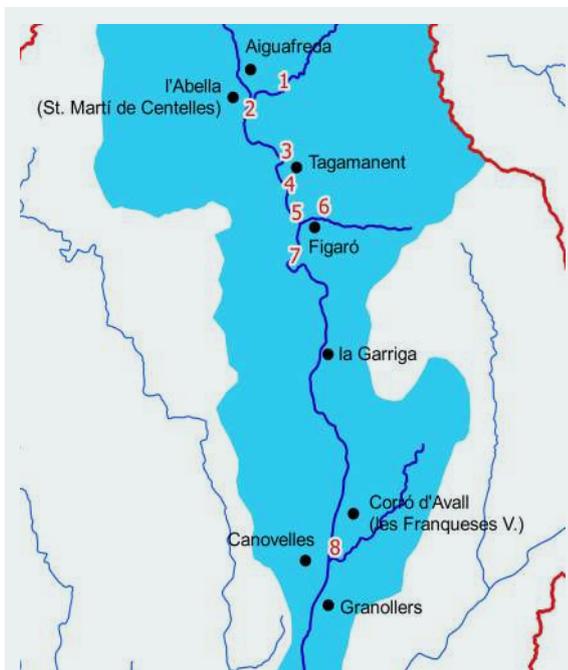


Figura 51 /

Ubicación de las ocho zonas de actuación dentro de la subcuenca del río Congost.

Planteamiento básico de la actuación

En función de los datos previos existentes, se planteó actuar sobre unas especies-objetivo principales, concretamente: *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Arundo donax* y *Robinia pseudoacacia*. A partir de los datos de campo obtenidos durante el desarrollo de la acción, se definieron otras especies-objetivo secundarias que habían pasado desapercibidas inicialmente al formar parte del estrato herbáceo: *Araujia sericifera*, *Boussingaultia cordifolia*, *Buddleja davidii*, *Ligustrum japonicum*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Senecio inaequidens* y *Tradescantia fluminensis*.

4.5.2. Tipologías de intervención según la forma vital y las características de las especies

Antes de actuar, y en función de sus atributos biológicos, se definieron cinco tipologías de intervención:

- *Especies leñosas que rebrotan desde las raíces (ailanto, acacia, mimosa, etc.)*. Protocolo ya comentado en el apartado 4.3.1.
- *Especies leñosas o herbáceas de porte elevado que rebrotan solo desde la cepa (negundo, plátano, budleya, Phytolacca americana, etc.)*: además de las técnicas de anillado expuestas anteriormente, para este grupo existen dos opciones: el tratamiento químico que se aplica a las especies que rebrotan de raíz; o el tratamiento físico (arrancamiento de la cepa con excavadora o bien tirando con una cadena unida a esta). Esta segunda opción resulta interesante por el hecho de no comportar el uso de fitocidas. Con una o dos actuaciones, el mantenimiento de estas especies suele ser suficiente. El protocolo se describe de forma detallada en: https://seu.ddgi.cat/web/recursos/document/3189/3293/Protocols_de_gestio_de_la_flora_exotica_invasora_Control_de_la_buddleia_CAT.pdf.
- *Lianas y plantas trepadoras*. Por sus

características biológicas es imprescindible empezar cortando los ejemplares, a ser posible poco después de la brotación de primavera. Posteriormente hay que esperar a la retoñada, que en primavera suele ocurrir en tres semanas, y aplicar herbicida en las hojas. Estas especies a menudo requieren dos actuaciones de mantenimiento.

- *Cañas y otras herbáceas rizomatosas de porte elevado (bambú, caña, etc.)*. Esta tipología, que dentro de este proyecto corresponde sobre todo a la caña, requiere una intervención esmerada para extraer los rizomas con retroexcavadora. De forma previa habrá que desbrozar la parte aérea, aunque en lugares accesibles con un camión se pueden retirar los tallos de forma mecánica. Si la extracción de los rizomas se hace de forma esmerada mediante un equipo mixto con maquinaria y operarios manuales, es posible que los trabajos de mantenimiento sean muy puntuales. De todas formas, se prevé hacer dos intervenciones para controlar los posibles rebrotes. El protocolo se describe de forma detallada en: <http://www.agroambient.gva.es/documents/91061501/161549814/Bases+para+el+manejo+y+control+de+Arundo+donax+L.+%28ca%C3%B1a+com%C3%BAn%29/23237c3a-13e0-47d7-af00-2cbcaacb3ecb?version=1.1>
- *Herbáceas en general (senecio del Cabo)*. En estos casos se recomienda arrancar los ejemplares uno a uno tras las lluvias o cuando el suelo está húmedo, procurando extraer por completo las raíces. A ser posible se actuará al inicio del periodo de floración, cuando la especie resulta aparente pero todavía no ha producido frutos ni semillas. El protocolo se describe de forma detallada en: http://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/patrimoni_natural/especies_exotiques_medinatural/gestio_flora_invasora/miseria/Protocol_Miseria.pdf

4.5.3. Valoración de las actuaciones en el Congost

Se alcanzó una eficiencia considerable en el tratamiento de EEI de porte arbóreo en los tramos prioritarios identificados en la fase de planificación descritos en el apartado 4.2. También se actuó con

éxito en núcleos detectados y considerados de mayor riesgo expansivo y en poblaciones reducidas, donde era posible extraer la totalidad de los individuos. Este es el caso de *Buddleja davidii*, en los tramos de torrencialidad y pedregosidad elevada, donde la capacidad expansiva de la especie es mayor. También se detectaron núcleos de nuevas especies invasoras en la cuenca del Besòs. Es el caso de la chía (*Salvia hispanica*), de la que se extrajo la totalidad de los individuos localizados procurando desarraigarlos completamente. Un caso similar fue la extracción del miraguano (*Araujia sericifera*) en un rodal grande, aunque aislado, ubicado en la confluencia de la riera de Carbonell con el río Congost. Esta fue considerada una especie de control prioritario por ser poco abundante en la cuenca y porque el nivel freático alto del lecho donde se encontraba constituía uno de los mejores emplazamientos donde reintroducir la aliseda. Con respecto a la caña, al estar muy extendida a lo largo del Congost medio, se actuó de forma muy selectiva y puntual, extrayendo los rizomas con retroexcavadora (figura 52).

Al no detectarse ningún ejemplar de las especies objetivo sobre las que se había efectuado una vigilancia específica, no procedió ninguna intervención. Es el caso de *Alternanthera philoxeroides*, *Fallopia baldschuanica* (= *Polygonum aubertii*, *Bilderdykia aubertii*), *Ludwigia* spp., *Myriophyllum aquaticum* y *Pennisetum* spp. Entre las especies herbáceas que no se evaluaron al estar ampliamente distribuidas en el río Congost constan *Ambrosia coronopifolia*, *Artemisia verlotiorum*, *Aster squamatus*, *Bidens* sp., *Conyza* sp., *Cyperus eragrostis*, *Lippia* sp., *Oenothera* sp., *Polygonum* sp., *Senecio pterophorus*, *Stipa caudata*, *Stipa papposa* y *Xanthium italicum*. Si bien no se llevó a cabo un seguimiento específico, sí que se erradicaron cuando se encontraban al lado de las EEI objetivo, como se ha comentado antes.

Asimismo, hay que tener en cuenta la existencia de ciertas especies leñosas exóticas que, aunque no posean un temperamento invasor, se van expandiendo lentamente por los espacios fluviales. Es el caso de *Acacia dealbata*, *Broussonetia papyrifera*, *Celtis australis*, *Gleditsia triacanthos*, *Koelreuteria paniculata*, *Ligustrum japonicum*, *Morus alba*, *Platanus x hispanica*, *Populus alba* "pyramidalis", *Prunus cerasifera*, *Salix babylonica* (y otros sauces hibridados), *Tamarix* sp. (variedades de jardinería), etc. Cuando se detectaron dentro

de los tramos de actuación también se erradicaron. Desgraciadamente estas especies han sido y todavía son utilizadas a menudo en jardinería, por lo que su expansión es muy posible que se mantenga durante los próximos años. Sería conveniente limitar o prohibir su uso en jardinería a favor de especies autóctonas.

Después de las actuaciones del proyecto, se evaluó la situación de cada una de las especies vegetales objetivo en el río Congost, con los resultados que se exponen a continuación. Estos datos son valiosos para dar continuidad a las acciones del LIFE ALNUS.

- *Acer negundo*. Tanto en este proyecto como en intervenciones anteriores de otras iniciativas, se eliminaron la mayoría de pies del Alto Congost, donde siempre ha sido una especie escasa. Todavía queda algún ejemplar aislado en otros tramos y, además, es una especie plantada cerca del río en varios puntos. Al tratarse de una planta invasora todavía no consolidada en el Congost, se recomienda eliminar de forma exhaustiva todos los pies que se detecten, especialmente los ejemplares hembra.
- *Ailanthus altissima*. Las intervenciones sobre esta especie consiguieron reducir significativamente su presencia en el ámbito fluvial del tramo alto del Congost, si bien sigue habiendo rodales más allá de este ámbito (figuras 52 y 53). Aunque en

la confluencia del río Congost y la riera Carbonell se eliminaron todos los ejemplares adultos, dos años después de efectuar los trabajos la retoñada de las raíces de los árboles tratados fue intensa. En consecuencia, se hizo una segunda actuación de aplicación foliar de herbicida. En el conjunto de los rodales, el tratamiento con herbicida supuso un éxito del 85 % (tabla 3). En un tramo donde el ailanto formaba malezas muy densas, se ideó un método alternativo cuya intervención consistió en extraer con maquinaria las cepas y el sistema radicular, cuyos restos se trasladaron a un vertedero controlado. La retoñada se trató con herbicida. Todavía quedan rodales puntuales sin tratar en La Garriga y centenares de ejemplares en el tramo de Llerona y Canovelles. Deberían eliminarse de forma exhaustiva todos los ejemplares hembra productores de semillas para contener su proliferación incluyendo algunos ejemplares plantados en el paseo fluvial de Canovelles, donde solo fueron eliminados en el tramo más cercano al núcleo urbano. Los ayuntamientos de Granollers y de Canovelles están trabajando conjuntamente para no plantar esta especie como árbol ornamental y sustituir los pies existentes por especies no invasoras. La alta capacidad de rebrote de raíz de los ailantos es un factor de resiliencia a tener en cuenta y que puede necesitar tratamientos complementarios.



Figura 52 /

Orificios en ailantos después de un desbrozo selectivo e inyección de herbicida. Fotos: Aprèn Serveis Ambientals.



Figura 53 /

Trabajos de tala de un ailanto después de haber sido tratado. Vista del ailanto tumbado, antes de ser retirado.
Fotos: Aprèn Serveis Ambientals.

- *Araujia sericifera*. Se intervino sobre los dos rodales detectados en los márgenes del Congost en el tramo de la llanura. La retoñada fue muy local. Se trata de una especie en expansión en la llanura del Vallès, donde a menudo coloniza vallas de huertos y jardines. Dado que es una especie invasora todavía no consolidada en el Congost, convendría cortar todos los ejemplares que se puedan detectar antes de que den frutos.
- *Artemisia annua*. Especie herbácea anual citada por primera vez en el Congost. En los últimos años sus poblaciones se han incrementado de forma muy importante, especialmente a partir de los cantales y espacios libres originados por las lluvias del temporal Glòria (2020). Fue a partir de ese momento que se convirtió en una de las EEI más abundantes en el tramo entre La Garriga y el Besòs. Si bien se arrancó en las zonas de actuación del LIFE ALNUS, resulta evidente que es una especie invasora totalmente fuera de control. Su impacto ambiental es importante porque, con su crecimiento exuberante, ha transformado en herbazales los cantales y los espacios abiertos que albergaban una fauna y flora específicas.
- *Arundo donax*. Las intervenciones sobre esta especie supusieron una reducción significativa en tres tramos marcados como prioritarios (figura 54). Aunque en las últimas décadas ha sido eliminada de varios tramos, todavía es muy abundante en todo el Congost, especialmente a partir del núcleo urbano de La Garriga y también aguas abajo. Frente al titánico esfuerzo que representa eliminar la caña del conjunto del Congost, es recomendable centrar la atención en erradicarla totalmente de los tramos donde todavía tiene una presencia incipiente, para así limitar su expansión.



Figura 54 /

Rodal de cañas antes y durante la extracción de los rizomas. Aprèn Serveis Ambientals.

- *Boussingaultia cordifolia* (= *Anredera cordifolia*). Se cortó el único rodal detectado. Por su potencial transformador de los hábitats y porque todavía no es una especie consolidada en el Congost, se recomienda cortar todos los ejemplares antes de que den frutos.
- *Buddleja davidii*. Se arrancaron y trataron con herbicida cerca de un centenar de pies en el tramo alto de Tagamanent (figura 55). El tratamiento con herbicida tuvo un éxito del 98 % (tabla 3). Hace unos años fue objeto de una intervención exhaustiva de control en Sant Martí de Centelles. Existe un núcleo importante en un

jardín de Aiguafreda que actúa como núcleo de dispersión. Encontramos también ejemplares aislados por todo el Congost, especialmente aguas arriba de la depuradora de Tagamanent. Convendría mantenerla bajo control en el tramo alto y arrancar todos los pies que se puedan detectar aguas abajo, especialmente en los guijarrales y salcedas arbustivas, los hábitats más amenazados por su proliferación. A partir de las observaciones e indicaciones del proyecto LIFE ALNUS, la Generalitat de Catalunya tiene previsto efectuar una intervención exhaustiva con Forestal Catalana.



Figura 55 /

Ejemplares de *Buddleja davidii* marcados para su tratamiento con endoterapia (derecha). Fotos: Aprèn Serveis Ambientals.

- *Cortaderia selloana*. No se detectó ningún ejemplar dentro de los tramos de actuación. Sin embargo, se tiene constancia de su presencia en algunos puntos del Congost y en páramos del entorno. Por su potencial transformador de los hábitats y porque todavía no es una especie consolidada, se recomienda arrancar todos los ejemplares que se detecten.
- *Helianthus tuberosus*. Se arrancaron algunos ejemplares en los tramos de actuación. Sin embargo, es una especie muy abundante en todo el Congost y ha superado claramente la viabilidad de control. Se recomienda tomar medidas para evitar su proliferación allí donde se lleven a cabo obras e intervenciones. Su expansión se puede limitar favoreciendo el zarzal, que compite con esta especie activamente.
- *Lonicera japonica*. Las intervenciones sobre esta especie consiguieron una reducción significativa en Tagamanent. No se detectó ningún otro rodal, pero es una especie en expansión, por lo que no es descartable que se detecten nuevos rodales. Por su potencial transformador de los hábitats y porque todavía no es una especie consolidada en el Congost, se recomienda cortar todos los ejemplares antes de que den frutos.
- *Parthenocissus quinquefolia*. Se alcanzó una reducción significativa en la riera de Vallcàrquera. Por su potencial transformador de los hábitats y porque todavía no es una especie consolidada en el Congost, se recomienda cortar todos los ejemplares antes de que den fruto.
- *Phytolacca americana*. Aunque no ha sido detectada en los tramos de actuación, es abundante en algún tramo de la llanura de Llerona, desde donde podría colonizar choperas y bosques de ribera. Por su potencial transformador de los hábitats y porque todavía no es una especie consolidada en el Congost, se recomienda cortar todos los ejemplares antes de que den fruto.
- *Robinia pseudoacacia*. Se consiguió reducir significativamente en la riera del Avencó, en Tagamanent y en el Figaró. El tratamiento con herbicida supuso un éxito del 72 %, con una única aplicación. Los porcentajes de rebrote fueron inexistentes o discretos (tabla 3). En algunos casos, la tala y retirada de acacias de grandes dimensiones ubicadas en el talud fluvial comportó una intervención de notable complejidad técnica. A pesar de ser todavía abundante en algunos tramos de Tagamanent y de La Garriga, no parece en expansión. Se recomienda eliminar los ejemplares aislados, siempre con tratamiento herbicida. Hay que evitar los desbrozos, que favorecen una retoñada vigorosa.
- *Senecio inaequidens*. Se arrancaron centenares de pies en guijarrales de Tagamanent y del tramo próximo a la riera de Carbonell. En general no es muy abundante, si bien es una especie oportunista que puede experimentar importantes fluctuaciones poblacionales. Se recomienda arrancar los ejemplares en primavera, antes de que den fruto, en aquellos tramos donde se lleven a cabo intervenciones de mantenimiento o mejora del espacio fluvial, y así mantener sus poblaciones controladas.
- *Tradescantia fluminensis*. Se eliminó el único rodal detectado, bajo el puente de la vía del tren en Les Franqueses. Se tiene constancia de su presencia en otros puntos, por ejemplo, en el torrente de Malhivern y en la fuente d'en Mau, en La Garriga. Por su potencial transformador de los hábitats y porque todavía no es una especie consolidada en el Congost, se recomienda eliminar todos sus rodales.
- *Ulmus pumila*. No se detectó ningún ejemplar, pero es una especie claramente en expansión en los tramos fluviales de los núcleos urbanos de La Garriga y Granollers, a partir de ejemplares plantados en los márgenes. Por el hecho de que es una planta invasora con núcleos aislados, se recomienda eliminar todos sus rodales. Esta especie a menudo es confundida con el olmo autóctono (*Ulmus minor*), por lo que muchas veces pasa desapercibida y es ignorada en las actuaciones de mejora de los hábitats fluviales. En la página web del proyecto LIFE Olmos vivos (https://www.olmosvivos.es/genero_ulmus) se puede obtener información detallada de cómo distinguir esta especie exótica invasora de los olmos autóctonos.

Tabla 3 / Resultados de los tratamientos con herbicida en los rodales LIFE ALNUS. CD: clase diamétrica en cm. Fuente: CTFC.

| Tramo fluvial | Rodales de actuación | Especies tratadas | Número de árboles tratados | Tipo de tratamiento | Mortalidad (%) |
|--|----------------------|---|----------------------------|--|----------------|
| Riera de Cànoves | 1 | <i>Robinia pseudoacacia</i> | 38 (CD10-35) | pincelados | 100 |
| Riera de l'Avencó | 1 | <i>Robinia pseudoacacia</i> | 53 (CD10-20) | árboles grandes tratados con endoterapia y pies pequeños pincelados | - |
| | | <i>Ailanthus altissima</i> | 2 (CD10) | | - |
| L'Abella | 2 | <i>Buddleja davidii</i> | 14 | Foliar | 100 |
| La Torre | 3 | <i>Robinia pseudoacacia</i> | 245 (CD10-20) | árboles grandes tratados con endoterapia y pies pequeños pincelados | 70 |
| | | <i>Buddleja davidii</i> | 35 | | Foliar |
| Tagamanent | 4 | <i>Robinia pseudoacacia</i> | 185 (CD10-20) | árboles grandes tratados con endoterapia y pies pequeños pincelados. Foliar | 80 |
| | | <i>Ailanthus altissima</i> | 23 (CD10-15) | | 85 |
| | | <i>Buddleja davidii</i> | 2 | | 100 |
| Santa Eugènia del Congost | 5 | <i>Robinia pseudoacacia</i> | 190 (CD10-20) | árboles grandes tratados con endoterapia y pies pequeños pincelados | 30 |
| | | <i>Ailanthus altissima</i> | 90 (CD10-15) | | 80 |
| Riera de Vallcàrquera | 6 | <i>Ailanthus altissima</i> | 155 (CD10-15) | árboles grandes tratados con endoterapia y pies pequeños pincelados | 80 |
| | | <i>Robinia pseudoacacia</i> | 25 (CD10-20) | | 70 |
| Gallicant | 7 | <i>Ailanthus altissima</i> | 125 (CD10-15) | árboles grandes tratados con endoterapia y pies pequeños pincelados | 80 |
| | | <i>Robinia pseudoacacia</i> | 10 (CD10-20) | | 80 |
| Granollers-Les Franqueses del Vallès-Canonvelles | 8 | <i>Ailanthus altissima</i> | 226 (CD5-35) | Entre árboles grandes tratados con endoterapia, pies pequeños pincelados (y rebrotes tratados con aplicación foliar directa) | 100 |
| TOTAL | | <i>Robinia pseudoacacia</i> (746) <i>Ailanthus altissima</i> (661) <i>Buddleja davidii</i> (51) | | 1.458 pies tratados | |

A partir de las observaciones efectuadas, se constata que la cuenca del Besòs —y particularmente en los cursos fluviales de llanura aluvial, como el Congost y el Mogent— presenta una gran vulnerabilidad a las invasiones de flora exótica por varios motivos:

1. Los espacios fluviales han sido muy transformados, tanto desde el punto de vista físico e hidrológico como por contaminación química.
2. Con la excepción de los tramos de cabecera,

es una cuenca con un elevado nivel de antropización.

3. Es un territorio donde las heladas son ocasionales y poco intensas por lo que —a diferencia de las otras cuencas del LIFE ALNUS— pueden proliferar en él taxones vulnerables a los fríos intensos. Es el caso, por ejemplo, de *Araujia sericifera*, *Boussingaultia cordifolia* o *Tradescantia fluminensis*. Eso hace incrementar todavía más el número de especies de flora que pueden invadir los espacios fluviales.

Conclusiones y recomendaciones generales sobre la gestión de la flora invasora

Gracias a esta experiencia y tras evaluar los resultados de las numerosas intervenciones sobre la flora invasora del proyecto LIFE ALNUS, pueden establecerse algunas conclusiones y recomendaciones clave para aplicar en proyectos y planes de control de flora invasora en bosques de ribera, tanto a escala de cuenca como de tramo fluvial:

En la fase de planeamiento o redacción del proyecto

1. El primer paso en cualquier proyecto o estrategia de control de flora invasora es efectuar un inventario detallado de especies exóticas presentes en el espacio fluvial y evaluar su abundancia y distribución. También conviene disponer de información sobre tendencias poblacionales, aunque sea difícil de obtener, salvo en aquellos casos en los que se haga un seguimiento a medio plazo de los hábitats. Sería un ejemplo de ello la línea de seguimiento de vegetación de ribera de la Fundación Rivus.
2. En caso de que el proyecto se limite a un tramo concreto, hay que ampliar el estudio a su zona de influencia, especialmente aguas arriba, para reducir la capacidad de dispersión aguas abajo.
3. Determinar las especies-objetivo principales y secundarias, tanto en el ámbito de actuación general como en tramos específicos.
4. Conviene priorizar las especies indicadas en la legislación vigente o consideradas invasoras en el Sistema de Información de Especies Exóticas de Cataluña (EXOCAT).
5. Independientemente de los resultados de la evaluación de riesgos y de la legislación o bibliografía previa, es importante considerar la observación experta de campo. Un ejemplo notable en este sentido es el olmo siberiano (*Ulmus pumila*) en el Congost. Esta especie no se considera prioritaria en la mayoría de trabajos, pero en las observaciones de campo del LIFE ALNUS se determinó que en los tramos de llanura aluvial tiene una capacidad invasiva y de alteración de los hábitats riparios muy elevada, favorecida por el hecho de que durante las últimas décadas del siglo xx se plantó de forma masiva cerca del río Congost, por debajo de La Garriga.
6. Para una mayor eficiencia en el control de EEI, se recomienda priorizar las especies con presencia puntual en la cuenca o con núcleos incipientes de colonización (sobre todo si son ejemplares arbóreos con un porte notable), a las que se puede erradicar localmente. También resulta más eficiente actuar en pies o grupos de invasoras donde la vegetación de ribera autóctona es dominante. Los tratamientos tienen más éxito cuando la cobertura arbórea o arbustiva alta es lo bastante densa como para reducir la resiliencia de las invasoras. La vegetación autóctona puede cubrir el espacio liberado por crecimiento vertical y lateral de las copas y por regeneración sexual o vegetativa. En consecuencia, dificulta la recolonización del espacio por parte de la vegetación exótica, sobre todo la de temperamento heliófilo, como la robinia.
7. Si existen recursos disponibles, es conveniente restaurar el espacio liberado de las especies exóticas con vegetación autóctona adecuada a la estación ecológica y con pimpollos o estacas procedentes de semillas del mismo tramo o cuenca.
8. Para especies ampliamente distribuidas, aplicar estrategias de confinamiento, eliminando núcleos aislados y frentes de expansión.
9. Priorizar las especies que presentan más riesgo para los hábitats objetivo del proyecto, teniendo en cuenta su forma vital y sus características ecológicas. En el caso de las alisedas y bosques de ribera en general, se ha determinado que la forma biológica con mayor potencial de transformación del hábitat son las lianas, dado que se ven poco afectadas por la competencia de especies leñosas autóctonas y pueden colonizar rodales de hábitat bien conservado. En segundo lugar, estarían las especies herbáceas tapizantes tolerantes a la sombra. En cambio, los claros del bosque de ribera son fácilmente colonizables

por especies heliófilas, como los ailantos y las robinias.

10. Priorizar las intervenciones en reservas naturales fluviales y tramos con especial interés de conservación, en especial donde exista el compromiso de una administración o entidad con un proyecto de control de flora invasora. Hay que tener en cuenta que las actuaciones puntuales contra la flora invasora a menudo alcanzan resultados muy parciales y, en poco tiempo, estas especies vuelven a invadir la zona. Un mantenimiento de las actuaciones a largo plazo es, pues, necesario.
11. Priorizar los tramos de cabecera, dado que muchas especies invasoras se propagan de forma preferente aguas abajo. Eliminar los núcleos de cabecera minimiza el riesgo de reinvasión de los tramos donde ha sido eliminada.
12. Se recomienda hacer una evaluación de riesgos de aquellas especies no previstas en los listados del punto anterior, pero sospechosas de ser invasoras, según el *Manual para el análisis de riesgos de especies exóticas para plantas, animales terrestres y animales acuáticos* (Rotchés-Ribalta & Pino, 2021). En aquellos rodales de intervención dudosa conviene aplicar el *Manual de valoración y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras* (Rotchés-Ribalta, et al., 2021).
13. En la redacción de la documentación es importante indicar las sinonimias de las especies exóticas para evitar confusiones o malas interpretaciones. Debe tenerse en cuenta que, en algunos casos, su nomenclatura presenta una notable complejidad. Un ejemplo sería la viña del Tíbet, que se puede llamar *Fallopia baldschuanica*, *Polygonum aubertii* y *Bilderdykia aubertii*.

Selección de los métodos de intervención

14. En función de la forma vital y características de cada especie, hay que seleccionar el protocolo de control adecuado. A grandes rasgos se pueden diferenciar estas tipologías vegetales: *especies leñosas que rebrotan desde las raíces (ailanto, acacia, mimosas, etc.)*; *especies leñosas o herbáceas de porte elevado que rebrotan solo desde la cepa (negundo, plátanos, eucalipto, budleya, fitolaca, etc.)*; *lianas y plantas trepadoras; cañas y otras herbáceas rizomatosas de porte elevado (bambú, etc.)*; *herbáceas en general (senecio del Cabo, distinguiendo entre especies anuales y perennes*.
15. Se puede consultar un listado exhaustivo de métodos según cada especie y tipos biológicos en las siguientes páginas web seleccionadas:
 - https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/patrimoni_natural/especies_exotiques_invasores/lLista-especies/
 - <https://www.ddgi.cat/web/servei/5977/-protocols-de-gestio-de-la-flora-exotica-invasora>
 - <https://www.biobserva.com/stopinvasoras/content/protocolos>
 - <https://www.invasoras.pt>
16. En las especies que rebrotan de raíz, especialmente en el caso de la *Robinia pseudoacacia*, la aplicación de herbicida con endoterapia, en general, solo es efectiva cuando existe competencia con otras especies arbóreas o arbustivas, o bien cuando en el rodal solo hay ejemplares adultos. En malezas con rebrotes pequeños, el procedimiento menos costoso es hacer primero un desbroce completo de los ejemplares, respetando las especies autóctonas que compiten con esta especie, y aplicar puntualmente herbicida foliar sobre el rebrote. No obstante, en la medida de lo posible, se intentará minimizar el uso de herbicidas.
17. La técnica del anillado requiere de personal técnico cualificado tanto en el momento del marcaje, como en el momento de la ejecución del tratamiento.
18. La técnica del doble anillado fino, a pesar del mantenimiento de los rebrotes, es una técnica práctica y sencilla para generar madera muerta en pie. Los costes son bajos en trabajos donde se requiere cierto cuidado en las actuaciones de apeo y tratamientos en espacios fluviales.
19. El anillado proporciona una entrada puntual de luz en el sistema que puede favorecer especies de interés que estén en competencia con el árbol anillado o en su subvuelo. No obstante, también puede favorecer la regeneración de exóticas, por lo que se impone un seguimiento.

En la ejecución de los trabajos

20. Hay que tener especial cuidado con las especies autóctonas que pueden competir con las especies invasoras. Por eso, en las zonas de intervención debe minimizarse la afectación sobre la vegetación y el suelo, tanto en los trabajos mecánicos como en la aplicación de los herbicidas. En este sentido, la comunidad vegetal más interesante a mantener es el matorral de zarza (*Rubus ulmifolius* y otros), capaz de contener la proliferación de especies herbáceas (por ejemplo, es una de las únicas herramientas para limitar la aguaturma —*Helianthus tuberosus*—). Hay muchos ejemplos de tramos fluviales donde la flora exótica invasora ha proliferado cuando los «trabajos de mantenimiento de lechos» han cortado los zarzales.
21. Se recomienda priorizar la muerte en pie de las hembras en aquellas especies que tengan individuos macho y hembra y que se diseminen mayoritariamente por semillas (*Acer negundo* y *Ailanthus altissima*). Sobre todo cuando forman rodales muy extensos y costosos de eliminar. La eliminación selectiva de las hembras también hace que estas tengan más dificultades para rebrotar, dado que el espacio se mantiene dominado por los ejemplares masculinos que se han respetado.
22. Los trabajos de mantenimiento deben consistir en un mínimo de dos intervenciones durante el primer año después de los trabajos.



Ribera con robinias (*Robinia pseudoacacia*) en el borde del bosque, donde la mayor insolación permite que proliferen. Río Ter en Torelló (Osona) / Foto: Jordi Bas.



Restauración del transporte de sedimentos y de la inundación lateral con la retirada de la canalización y de un azud obsoleto (río Congost en Granollers, cuenca del Besòs) / Foto: Aprèn Serveis Ambientals

5 /

**RECUPERACIÓN DE ESPACIOS
FLUVIALES EN EL ÁMBITO
URBANO: EL RÍO CONGOST EN
GRANOLLERS**

5 / RECUPERACIÓN DE ESPACIOS FLUVIALES EN EL ÁMBITO URBANO: EL RÍO CONGOST EN GRANOLLERS

Xavier Romero

Ayuntamiento de Granollers

5.1. Introducción

La ciudad de Granollers, con 62.475 habitantes (2021), se alza en la terraza fluvial del río Congost (cuenca del Besòs), erigiéndose en la capital de la comarca del Vallès Oriental en Cataluña (figura 56). El municipio conforma una conurbación con Canovelles, Las Franqueses del Vallès y La Roca del Vallès sumando un total de casi 110.000 habitantes. Su ubicación privilegiada, a solo 30 kilómetros del norte de Barcelona, ha permitido la creación de un destacado nodo de comunicaciones y un potente sector industrial y comercial.

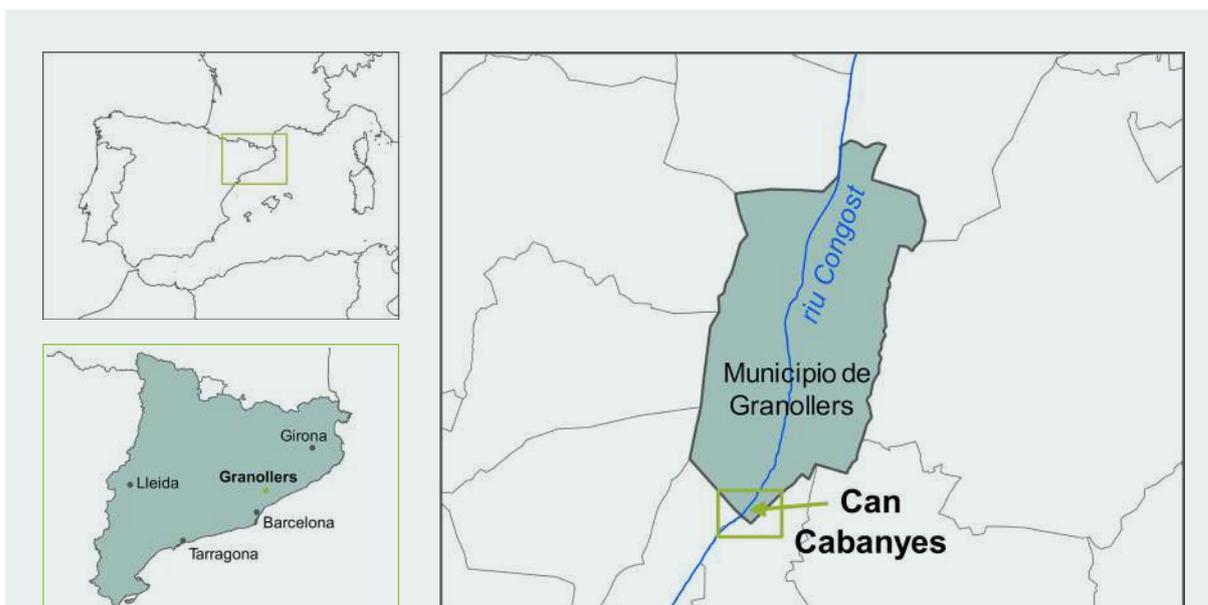


Figura 56 /

Situación de Granollers en el conjunto de Cataluña y la Península Ibérica. Fuente: Ayuntamiento de Granollers.

Granollers es un municipio reconocido por una larga trayectoria en proyectos de gestión ambiental y restauración socioecológica. Su vinculación con la naturaleza viene de lejos, incluso en su topónimo, que citado por primera vez en el año 944 proviene de la abundancia de ranas que habitaban en las balsas y humedales que formaban el río Congost. Ranas, en catalán antiguo, se traduce como "*granolles*", de aquí derivó el nombre de la ciudad.

El municipio de Granollers tuvo una fuerte tradición agrícola y comercial hasta mediados del siglo XX. A partir de ese momento se inició un crecimiento rápido de la población, generando un desorden urbanístico que provocó problemas socioambientales: entre otros, la degradación de los entornos naturales, la pérdida progresiva de la actividad agrícola y el deterioro de la salud ambiental de la ciudad.

El principal afectado por todo este proceso fue el río Congost. La degradación del lecho fluvial era muy patente a principios de los años 80 del siglo pasado y

solo podía ser remediada con la instauración de una nueva gobernanza territorial que adoptara medidas de urgencia para restaurar los parajes deteriorados a causa de actividades irregulares como los vertidos de residuos y la horticultura incontrolada.

Por ese motivo, el Ayuntamiento de Granollers inicia en 1999 un gran proceso de restauración ambiental centrado en el entorno del río Congost. Será el punto de partida para una gran transformación municipal que se expandirá mucho más allá del espacio fluvial.

Año tras año, los programas de preservación del cauce del río y sus zonas verdes de ribera se han ido sucediendo hasta crear una infraestructura verde urbana de primer nivel, que tiene como punto central el corredor verde y social del río Congost. Estas actuaciones se han llevado a cabo gracias al financiamiento municipal, más el apoyo prestado por fondos europeos, ayudas estatales y subvenciones regionales.

5.2. Proceso de restauración fluvial

5.2.1. La decadencia del río Congost

El Congost es un río de régimen intermitente mediterráneo que tiene una longitud total de 44 km y una cuenca de 221,9 km². En su paso por Granollers cruza el municipio de norte a sur a lo largo de 6,7 km y se ha convertido en la columna vertebral verde del municipio. Poco después de su salida del municipio, el Congost confluye con el río

Mogent para acabar formando el río Besòs.

En su morfología original, el Congost discurría haciendo meandros y dividiéndose en brazos cambiantes después de avenidas. No obstante, las primeras fotografías de hace casi un siglo muestran un río libre pero ya carente de árboles de ribera, un signo inequívoco de que el impacto humano viene de lejos (figura 57).



Figura 57 /

Panorámica del río Congost y la ciudad de Granollers de 1924. Foto: Joan Guàrdia / Archivo municipal de Granollers.

La expansión industrial y demográfica de Granollers en las décadas de los años 1960 y 1970 tuvo un fuerte impacto en los sistemas fluviales. La causa principal fue la falta de depuración de las aguas residuales generadas por la actividad humana (viviendas, industrias, agricultura...), que acabó eliminando cualquier vestigio de vida en el río, convirtiéndolo en una alcantarilla al aire libre.

A este hecho se le sumó el miedo a las inundaciones. El Congost es un río poco caudaloso con mucha irregularidad y torrencialidad. Cuenta con un caudal medio de 0,56 m³/segundo, pero pueden producirse avenidas repentinas e inundaciones ribereñas, como las registradas en los años 1943, 1944 (con lluvias continuas durante 61 horas, la llanura aluvial inundada casi un kilómetro y un caudal de avenida estimado de 1.500 m³/segundo), 1962, 1994 y 2020.

A raíz de las inundaciones de 1962 se decidió canalizar el río Congost. Como primera contención se creó un talud con restos de demoliciones para frenar los efectos de las riadas. Posteriormente, la Dirección General de Obras Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo construyó un muro de hormigón en los dos márgenes del río entre los años 1974 y 1979. Estos proyectos de encauzamiento no trataron el río como un espacio vivo y no se aplicó ninguna práctica respetuosa con el medio ambiente.

Con la canalización se ganaron terrenos al río, que se aprovecharon para construir nuevos barrios, vías de comunicación, industrias e instalaciones de líneas eléctricas. Además, las zonas más próximas al muro se ocuparon por huertos incontrolados. El paisaje fluvial se transformó radicalmente con una reducción de la superficie del lecho fluvial de 45,03 ha a 25,34 ha.

El alto grado de artificialización del río Congost hacía imposible la recuperación de su estado natural. No obstante, poco a poco aparecieron partidarios del retorno de la vida al río, que fueron alineando oportunidades para conformar una propuesta sólida de recuperación del río.

5.2.2. Primeras iniciativas y tentativas de recuperación

En 1984 se produce el punto de inflexión para la recuperación del ambiente fluvial del Congost. Se aprueba el Plan general de ordenación urbana de Granollers, posteriormente revisado en 1993, que ordena el crecimiento urbanístico y pone freno a la ocupación desmedida de suelo. Mientras que el anterior planeamiento preveía la construcción de dos vías de gran capacidad junto a los muros del río que atravesaban longitudinalmente Granollers de norte a sur, el Plan general de 1984 apostó por la creación de una red de parques urbanos en la margen izquierda. Además de esto, se declararon como suelos no urbanizables diversas áreas de gran valor natural, como el llano de Palou y las sierras de Llevant y de Ponent.

Para la recuperación de la calidad del agua de los ríos se concertaron planes de saneamiento promovidos por el Gobierno de Catalunya desde 1983. Granollers no puso en funcionamiento su estación depuradora de aguas residuales hasta 1992. Inicialmente fue una instalación con capacidad de tratamiento primario físico-químico, hasta que sus ampliaciones en 1998 y 2008 la dotaron de procesos biológicos con digestión anaerobia y reducción de nitrógeno y fósforo para una capacidad hidráulica de hasta 30.000 m³/día. La depuradora de Granollers forma parte de la red de depuradoras del Congost junto con los sistemas de La Garriga (1992), Centelles (1993), Montornés del Vallés (1994) y Tagamanent (1996). El organismo que gestiona estas depuradoras es el Consorcio Besós Tordera, que ha sido un actor clave en todo el proceso de recuperación del río Congost.

Las primeras tentativas de recuperación del río Congost se produjeron en 1994, cuando se enverdecizó el tramo más próximo al centro de la ciudad como si fuera un parque urbano más. El diario local El 9 Nou, en su edición del 13 de junio de 1994, recogía que era una recuperación de un espacio de la ciudad para el recreo, lejos del humo de las fábricas y del ruido de los coches. Se organizaron actividades llamadas la "Fiesta del Río", que incluyeron actividades escolares, el despegue de un globo aerostático y actuaciones musicales. Desgraciadamente el 10 de octubre de 1994, después de varios días lluviosos, se calcula que cayeron 200 litros/m² en la cabecera del Congost que provocaron el episodio de inundación más importante en décadas y que, por consiguiente, arrasaron todo el nuevo ajardinamiento del río Congost en Granollers.

5.2.3. La canalización del Congost a su paso por el centro de Granollers

Se llega a las postrimerías del siglo XX con una adecuada ordenación urbanística fluvial, una buena calidad de las aguas y alguna experiencia de gestión poco recomendable. Se habían sentido los cimientos hacía la recuperación integral del río, pero todavía se emprendería una iniciativa que afectaría a su naturalidad para siempre: la canalización del río a su paso por el centro de la ciudad.

Entre 1998 y 1999 se canalizó el curso de aguas bajas del Congost para evitar los efectos de las riadas y reforzar el valor paisajístico del espacio fluvial en su tramo más urbano. En aquel momento se promocionaron los trabajos como de recuperación ambiental, pero, bajo los estándares

actuales, sería una actuación de ingeniería hidráulica con una cuestionable contribución ambiental. Las obras centraron el cauce ordinario del río en un lecho de solo 20 metros de ancho a lo largo de 3,5 kilómetros de río en el tramo más urbano. De nuevo fue un proyecto sin actuaciones efectivas de protección del ecosistema fluvial, que consistió en la instalación de dos márgenes de escollera granítica enterrada y la construcción de traviesas de hormigón, que cruzaban el curso del río cada 60 metros para disminuir la velocidad del agua y favorecer la sedimentación (figura 58). Posteriormente se ha valorado la actuación como buena para la protección ante inundaciones menores, pero desafortunadamente supuso la fijación del río y, por tanto, la eliminación de gran parte de su dinámica fluvial que enriquece a todo el hábitat.



Figura 58 /

Encauzamiento del río Congost a su paso por el núcleo urbano en el año 2013. Foto: Jordi Camprodon.

5.2.4. Ayudas estructurales para recuperar el entorno fluvial

Sin lugar a duda, la primera auténtica intervención de recuperación ambiental del entorno fluvial fue el sellado del antiguo vertedero de residuos de Palou. Esta instalación estuvo operativa hasta 1985 y se había convertido en el principal problema ambiental del municipio. Evaluaciones realizadas por la Diputación de Barcelona en el año 2000 constataron el efecto perjudicial de las filtraciones de lixiviados del vertedero al acuífero y a las aguas superficiales del río Congost. La solución consistió en construir una pantalla impermeable de cemento y bentonita en todo el perímetro del vertedero para impedir el contacto de los lixiviados generados por los residuos con las aguas aluviales. Las obras se alargaron desde el año 2002 al 2003 y fueron financiadas por el Fondo de Cohesión de la Unión Europea y la Junta de Residuos de Catalunya.

El proyecto de sellado del vertedero se complementó con un proyecto completísimo de infraestructuras para la recuperación social del entorno fluvial, donde también se recibió financiamiento de la Agencia Catalana del Agua. Se acondicionaron ocho kilómetros de camino fluvial desde el final de la ciudad hasta el vertedero restaurado, habilitando un puente peatonal a medio camino y un vado peatonal en la zona del antiguo vertedero que permitían la realización de un itinerario circular por ambas márgenes del río.

El desarrollo de este proyecto comportó el desmantelamiento de los huertos incontrolados de toda la ribera fluvial. Era un asunto delicado, debido a la función social que cumple este tipo de horticultura. La solución fue la creación de un equipamiento municipal de huertos familiares donde los hortelanos desalojados pudieron continuar ejerciendo el cultivo agrícola en parcelas de 150 m².

5.2.5. Proyectos específicos de recuperación del hábitat

Una vez aplicados los proyectos de carácter más estructural, se dio paso a las propuestas que tuvieron como finalidad más específica la naturalización del río y el fomento del hábitat de ribera mediterránea.

Entre los años 2007 y 2008 se realizaron las primeras restauraciones fluviales de cierta envergadura. Se abordan las problemáticas de la falta de vegetación de ribera, la estabilización de taludes y la lucha contra las especies invasoras. Para recuperar la cubierta arbórea y arbustiva de ribera, se crearon zonas de plantación de especies autóctonas en ubicaciones próximas al nivel freático para disminuir los esfuerzos de riegos de mantenimiento. Se plantaron un total de 2.022 plantas en trabajos realizados por empresas especialistas, que se complementaban con una plantación popular de unas 400 plantas con la participación de 258 personas. Por otro lado, se utilizaron técnicas de bioingeniería para acelerar los procesos naturales de estabilización en márgenes erosionados y recuperar la biodiversidad en algunos tramos de lecho expuestos a crecidas ordinarias. Se realizaron pruebas piloto de trenzados vivos, fajinas vivas, enfajinado de rollo estructurado de fibra de coco, geomallas vegetadas y herbazales estructurados, etc. Los resultados de gran parte de las técnicas fueron satisfactorios, especialmente las acciones encaminadas al control de la erosión, aunque no tanto las acciones de revegetación con bioingeniería en zonas de gran movilidad del cauce, que en años posteriores se vieron afectadas por el devenir de las riadas. La última gran acción de esta primera fase de proyectos de recuperación ecológica fueron los trabajos de eliminación de la caña (*Arundo donax*). Se eliminaron 2.250 m² de esta especie exótica mediante trabajos mecánicos de desbroce de la parte aérea de la planta y subsolado de 50 centímetros de profundidad para la recogida de los rizomas subterráneos. Estas operaciones se ejecutaron con maquinaria y posteriormente se procedió a un repaso manual para retirar los pequeños restos de rizoma, que son capaces de provocar el rebrote de la caña. Esta técnica u otras similares han ido permitiendo un buen control de la expansión de esta especie invasora, aunque todavía no se ha encontrado una técnica para su erradicación definitiva. Aún siguen apareciendo puntualmente nuevos núcleos de caña favorecidos por su propia capacidad de dispersión natural o por ayuda de las riadas que transportan los rizomas de caña desde río arriba hasta nuevos territorios fluviales por colonizar. Las subvenciones que permitieron estos primeros proyectos fueron financiadas por la Agencia Catalana del Agua, la Fundació Territori i Paisatge, la Diputación de Barcelona y el Ayuntamiento de Granollers.

5.2.6. Acciones avanzadas de deconstrucción fluvial y morfodinámica fluvial

Año tras año se continuaron las acciones de recuperación fluvial hasta llegar al período 2010 a 2012, cuando se inició una nueva etapa de recuperación de la conectividad fluvial mediante la restauración hidrogeomorfológica del río. Esto implicó la retirada de hormigón del río para su liberación y mejora de la conectividad ecológica. Era una apuesta muy importante y poco común que necesitaba el apoyo de todos los actores implicados. Ingenieros fluviales expertos en biodiversidad diseñaron los proyectos, que fueron validados por la Agencia Catalana del Agua. Los proyectos retiraban estructuras hidráulicas obsoletas y no alteraban el riesgo de inundación, hecho que facilitó la aceptación de los políticos

y la población local tras varias reuniones y presentaciones públicas. Se mejoró la conectividad fluvial longitudinal gracias a la eliminación de la parte central de 6 traviesas de hormigón que cruzaban el río, dejando las conexiones laterales con el muro que actuaran como espigón para salvaguardar los márgenes en las riadas.

Aún más innovadora fue la apuesta que permitió la integración del muro de encauzamiento a lo largo de 601 metros dentro de un talud vegetado (figura 59). Se demolió la parte superior del muro y se aportaron tierras para crear una margen verde hasta el camino fluvial que permitiera la conectividad transversal del río hasta la zona rural de Palou, principal conector biológico de la ciudad con el Parque Natural de la Serralada Litoral.

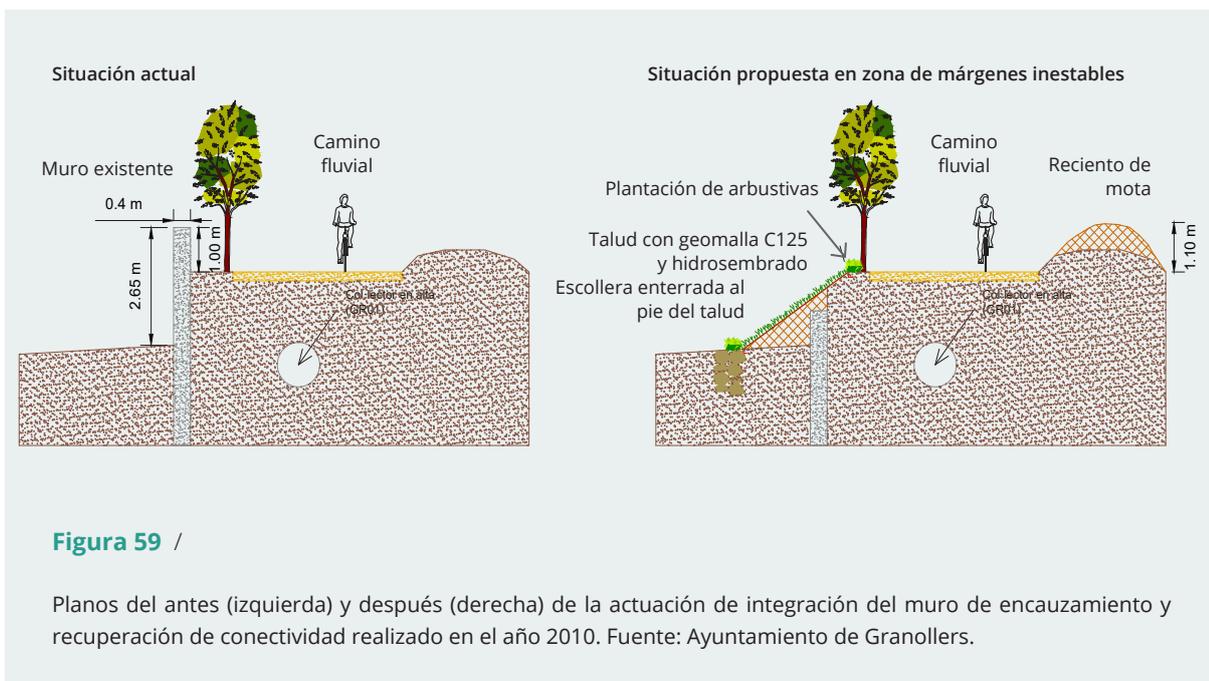


Figura 59 /

Planos del antes (izquierda) y después (derecha) de la actuación de integración del muro de encauzamiento y recuperación de conectividad realizado en el año 2010. Fuente: Ayuntamiento de Granollers.

También se realizó una prueba piloto exitosa con la creación de una zona de liberación fluvial en una zona del río muy urbana. Se retrasó la escollera rectilínea del cauce bajo en forma de meandro para ganar anchura fluvial y lograr pequeños microhábitats fluviales. Todas estas actuaciones anteriores fueron cofinanciadas por el Ayuntamiento de Granollers y entidades como la Fundación Biodiversidad, la Federación Española de Municipios y Provincias, el Consorcio para la defensa de la cuenca del río Besós y la Agencia Catalana del Agua.

En años posteriores algunas crecidas del río Congost provocaron daños menores afectando a muros de hormigón y algún tramo del margen recuperado. A pesar de esto, las actuaciones de recuperación ecológica se han mostrado generalmente muy efectivas e incluso han reducido posibles afectaciones en episodios de avenidas fluviales. Han destacado en este aspecto los espigones de escollera enterrados y vegetados con salicáceas, que han protegido los márgenes de meandros y a la vez han creado pequeños bosquetes de ribera (figura 60).



Figura 60 /

Meandros con deflectores vegetados enterrados para la prevención de la erosión de márgenes y la mejora de la vegetación de ribera en Palou (Granollers) en el año 2018. Foto: Ayuntamiento de Granollers.

5.2.7. El proyecto demostrativo de LIFE ALNUS en el Congost a su paso por Granollers

La última fase de proyectos de restauración se está centrando aún más en los procesos de desconstrucción fluvial, en buena parte gracias al proyecto LIFE ALNUS.

El río Congost se ha beneficiado de un proyecto ejecutado entre 2018 y 2020 que pretende demostrar que se pueden llevar a cabo medidas efectivas y adecuadas para reintroducir el hábitat de ribera en cursos fluviales donde el hábitat se extinguió o está muy alterado.

El proyecto ha consistido en las siguientes acciones:

- Eliminación de especies vegetales invasoras
- Liberación fluvial y mejora de la conectividad ecológica longitudinal
- Recuperación del hábitat con plantación de especies vegetales propias de la aliseda.

Eliminación de especies vegetales invasoras

La eliminación de especies vegetales invasoras consistió principalmente en la eliminación de diferentes rodales de caña (*Arundo donax*) en varios tramos del río Congost en Granollers a lo largo de una superficie aproximada de 1.500 m².

Esta actuación fue complementada por otra acción del LIFE ALNUS de erradicación de exóticas en la subcuenca del Congost. Se actuó en un ámbito de 21,15 ha que va desde la riera Avencó hasta Granollers, erradicando prioritariamente las especies que tenían una mayor presencia, como *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer negundo* y *Arundo donax*. Aun así, también se intervino sobre otras especies invasoras secundarias como *Araujia sericifera*, *Buddleja davidii* o *Senecio inaequidens*, entre otros. En el capítulo de tratamiento de exóticas se definen las tipologías de intervención durante el proceso de erradicación.

Liberación fluvial

En dos tramos del río Congost se ha trasladado la escollera de aguas bajas unos 10-12 metros hacia el exterior, con el objetivo de que el río pierda su carácter rectilíneo y pase a tener libertad para poder meandrizarse dentro de unos nuevos límites más amplios. La idea es que en estos meandros se diversifique la morfología fluvial y se creen

microhábitats que permitan incrementar la diversidad biológica. Los dos tramos en que se ha actuado son (figura 61):

- Parque Lledoner. Se han trasladado 185 metros de escollera del margen izquierdo.
- Parque Ferial. Se han trasladado 276,5 metros de escollera repartidos entre los dos márgenes.

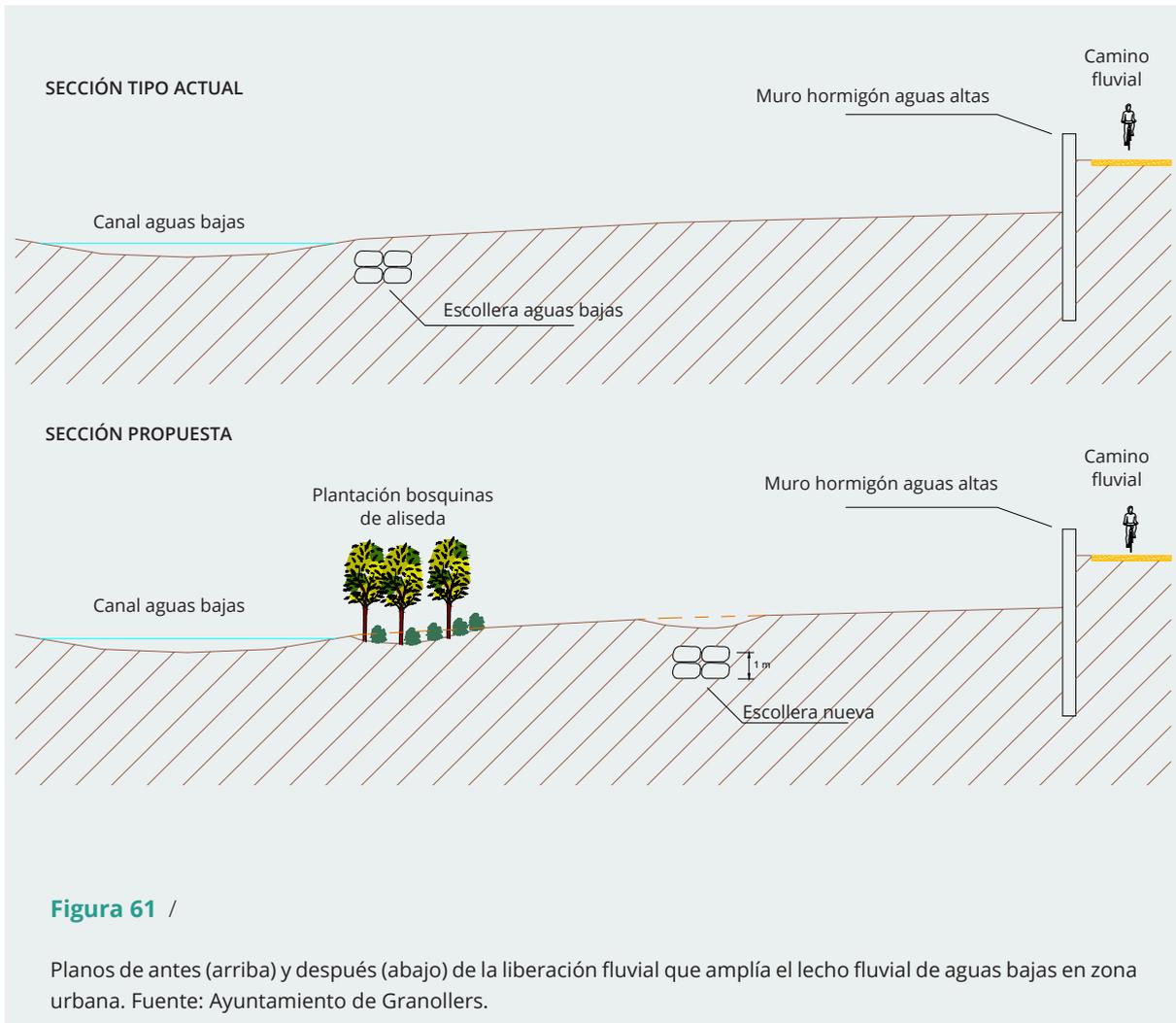


Figura 61 /

Planos de antes (arriba) y después (abajo) de la liberación fluvial que amplía el lecho fluvial de aguas bajas en zona urbana. Fuente: Ayuntamiento de Granollers.

También en el marco de LIFE ALNUS en Granollers se procedió a hacer nuevas demoliciones de traviesas fluviales en la zona del Parc Firal, dando continuidad al tramo Palou, donde se retiraron las primeras traviesas años atrás, y en el tramo del Congost a su paso por el gran parque Lledoner.

Actualmente ya se han eliminado 14 obstáculos en forma de traviesa, la mayoría estructuras en desuso o que generaban una sobreprotección, y se prevé que a corto plazo se retiren algunas más (figura 62).



Figura 62 /

Trabajos de retirada parcial de la parte central de travessías de hormigón para la mejora de la conectividad longitudinal del río Congost al tramo del Parc Firal en el año 2019. Foto: Ayuntamiento de Granollers.

La supresión de estas barreras favorece los desplazamientos de la fauna acuática, sobre todo de la comunidad de peces. En censos realizados por el Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos en diversos tramos del río Congost entre 2018 y 2020, se concluyó que la comunidad de peces está representada por 7 especies con una buena densidad de peces a lo largo de todo el Congost. En la estación del río Congost de Granollers destaca la evolución creciente de biomasa de peces, con máximos de hasta 130.000 gramos/hectárea en 2020, un excelente registro para un río situado en un entorno tan urbano. Esta riqueza de peces está siendo decisiva para el retorno de la nutria (*Lutra lutra*), un mamífero que tiene elevadas necesidades tróficas para satisfacer sus hábitos de realizar grandes desplazamientos diarios. La nutria se extinguió del Congost durante la segunda mitad del siglo XX y no se volvió a detectar hasta el año 2004, cuando los técnicos del Departamento de Medio Ambiente de la Generalitat de Catalunya la localizaron precisamente en Granollers. Posteriormente se vuelve a citar esporádicamente en el municipio limítrofe de Montmeló en 2007 y, más tarde, aguas arriba en La Garriga durante el 2014. A partir de 2018 el zoo de Barcelona, el

ICTA de la Universidad Autónoma de Barcelona y el Consorcio Besós-Tordera inician un programa de seguimiento de la nutria para las cuencas del Besós y la Tordera. Allí se incorpora la subcuenca del Congost, donde actualmente la nutria se sigue localizando permanentemente, siendo el Congost en Granollers una de las áreas con más actividad de esta especie indicadora de la calidad y recuperación de los ríos.

Junto con los beneficios faunísticos, la retirada de las estructuras transversales ha dotado al río Congost de una mayor dinámica fluvial, es decir, ha recuperado su capacidad de crear formas geomorfológicas como barras, rápidos y áreas someras. Estudios de la Universidad de Barcelona, en curso durante el 2022, han evidenciado que el río tiene movilidad lateral y cambia de forma durante las crecidas al remover los depósitos sedimentarios. Esta restauración de la dinámica fluvial permite aumentar los hábitats fluviales y diversificar el número de comunidades respecto las zonas donde aún se mantienen las traviesas transversales, aunque ello también implicará erosión lateral e incisión en el cauce debido a las limitaciones laterales del Congost.



Figura 63 /

Aliso plantado durante la restauración del bosque de ribera en el río Congost, a su paso por el Parc Lledoner (Granollers) / Foto: Jordi Bas.

Recuperación del hábitat de la aliseda

El proyecto demostrativo de LIFE ALNUS en Granollers realizó un total de 448 plantaciones para crear núcleos de reconexión de hábitat de bosque de ribera a lo largo del Congost a su paso por Granollers.

Todas las plantaciones fueron de árboles y arbustos autóctonos procedentes de viveros locales que producen variedades de planta propias de la cuenca del Besós (figura 63). Las especies que se plantaron fueron *Alnus glutinosa*, *Salix cinerea*, *Salix alba*, *Cornus sanguinea*, *Sambucus nigra*, *Carex pendula*, *Arum italicum*, *Aquilegia vulgaris* y *Lysimachia vulgaris*. Del total de plantaciones, 110 unidades de *Salix cinerea* y *Salix alba* fueron plantadas con estacas y, de las 348 unidades restantes, 263 lo fueron en contenedores de entre 2,5 y 4 litros y 85 en alveolo forestal. La recolección la efectuó la empresa pública Forestal Catalana a partir de semillas y estacas recolectadas dos años antes en la misma cuenca. La producción de planta se efectuó en los viveros de la empresa en Breda.

Estas plantaciones quedaron muy malogradas como consecuencia del temporal Gloria de enero de 2020 y a finales de ese mismo año se repusieron 304 nuevas plantas de ribera.

Este proyecto de recuperación de la vegetación de ribera en Granollers se complementó con las acciones de LIFE ALNUS para recuperar la continuidad del hábitat de ribera en toda la cuenca del Besós. Estas actuaciones se basaban en el *Plan de conservación y restauración fluvial de la cuenca del Besòs* elaborada por el proyecto LIFE ALNUS, diseñado para actuaciones estratégicas a corto y largo plazo. Para ello se promovieron más núcleos de reconexión de ribera en una decena de municipios de la cuenca, plantando 9.532 unidades de planta, de las cuales 1.406 se suministraron en contenedor de 3 litros y 8.126 en alveolo forestal.

5.3. El modelo de gestión del río urbano y su futuro

Actualmente se ha consolidado un nuevo modelo de gestión del río Congost a su paso por Granollers. Tiene como criterio fundamental reservar el lecho fluvial exclusivamente para mejorar el funcionamiento hidrogeomorfológico y preservar la biodiversidad. Los espacios adyacentes de ribera se regulan para el uso recreativo del espacio natural, siempre y cuando sean compatibles con los valores ambientales del río.

El conjunto del proyecto de recuperación ambiental y social del río Congost ha recibido un amplio reconocimiento técnico y político, por ser un programa de restauración lleno de valores ambientales, cívicos, saludables y educativos. Las actuaciones han merecido también el reconocimiento de instituciones como las Naciones Unidas, a través de su programa Hábitats en el Concurso de Buenas Prácticas de 2004, o la Fundación Biodiversidad (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España) con la distinción de Granollers como “Capital de la Biodiversidad” en la categoría

de 30.000 a 200.000 habitantes en la edición 2011.

En definitiva, la recuperación del río Congost está aportando grandes beneficios ecosistémicos a Granollers y todavía quedan retos por afrontar, como el megaproyecto «Conecta Congost Natura 2025 (CoCoNat25)». Este proyecto pretende multiplicar la infraestructura verde urbana del río Congost a través de mejora del cauce del río Congost en su zona más urbana, la renaturalización del parque urbano adyacente y la implantación conectores urbanos en diversas calles de los barrios próximos al río (figura 64). Este proyecto, que debe finalizar en el año 2025, ha sido otorgado en las ayudas de la Fundación Biodiversidad para el fomento de las actuaciones dirigidas a la renaturalización y resiliencia de las ciudades españolas, en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia de la convocatoria 2021.



Figura 64 /

Infografía de CoCoNat25 que muestra la naturalización prevista para el río Congost y sus proximidades. Fuente: Ayuntamiento de Granollers.



Estaca de sauce cenizo (*Salix atrocinerea*) rebrotando en la restauración ecológica del río Congost, en Granollers / Foto: Jordi Bas.



Recuperación de caudales en un brazo menor del río Ter, gracias a la restauración de la dinámica hidromorfológica de sedimentos. Isla de Les Gambires (Torelló, comarca de Osona) / Foto: Jordi Camprodon.

6 /

**LA RESTAURACIÓN
HIDROMORFOLÓGICA
DE LOS SISTEMAS FLUVIALES.
LAS ISLAS FLUVIALES DE LA
CUENCA MEDIA DEL RÍO TER**

6 / LA RESTAURACIÓN HIDROMORFOLÓGICA DE LOS SISTEMAS FLUVIALES. LAS ISLAS FLUVIALES DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO TER

Evelyn Garcia¹, Albert Rovira¹, Emilio Sánchez¹, Jordi Tuset¹, Mònica Bardina¹, Oscar Niñerola² y Marc Ordeix³

¹Agencia Catalana del Agua. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural

²Enghydra. Enginyeria i Serveis

³Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos. Universidad de Vic – Universidad Central de Cataluña

6.1. Condiciones hidromorfológicas de los ríos

Los ríos son sistemas naturales dinámicos que tienen como principal función el transporte de agua, sedimentos, nutrientes y elementos vivos, y que conforman corredores de gran valor bioclimático, ecológico y paisajístico. También tienen otras funciones, como la autorregulación de la escorrentía extrema, la autodepuración, la regulación de la erosión costera o la regulación de la productividad pesquera. Los cursos fluviales (ríos, barrancos, ramblas y rieras) también tienen un elevado valor porque nos ofrecen servicios ecosistémicos que solo pueden ser desarrollados en caso de que conserven una dinámica activa con procesos de transporte, sedimentación y erosión bien preservados (Ollero, 2007). En otras palabras, solo si la calidad hidromorfológica es buena.

La calidad hidromorfológica depende del régimen de caudales, la conectividad longitudinal y lateral del curso fluvial, su morfología y la calidad de sus riberas. Su evaluación forma parte del estado ecológico, junto con la calidad biológica y fisicoquímica, tal como dispone la Directiva Marco del Agua (DMA).

Muchos países han diseñado sistemas de evaluación de la calidad hidromorfológica, entre los que destacan el River Habitat Survey, que se desarrolló en Reino Unido en 1993 (Raven et al., 1998) y el sistema francés SEQ-Physique (Agences de l'Eau & Ministère de l'Environnement, 1998). En España, la Agencia Catalana del Agua

(ACA) desarrolló en 2006 el protocolo HIDRI. En 2008, Ollero et al. desarrollaron un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de los sistemas fluviales. Más recientemente, el Ministerio para la Transición Ecológica ha desarrollado el Protocolo de Valoración de la Calidad Hidromorfológica (MITERD, 2019) que actualmente se está implementando en las masas de agua de río de las cuencas intercomunitarias para ajustar la evaluación de su estado ecológico. En la mayoría de casos, estos índices evalúan parámetros similares: geometría del lecho, perfil longitudinal, perfil transversal, granulometría del lecho fluvial, estructura y composición de la vegetación ribereña, elementos de erosión y sedimentación, régimen de caudales, continuidad longitudinal, usos adyacentes del suelo, grado de dinámica lateral y de conectividad del río con la llanura de inundación.

6.2. Importancia de la conectividad, la morfología y las riberas

Los sistemas fluviales naturales están en equilibrio dinámico o ajuste permanente que se alcanza a través de una serie de procesos hidromorfológicos. Estos procesos se producen tanto en la dirección longitudinal como lateral y vertical del curso fluvial, y actúan como mecanismos de regulación de los caudales líquidos y sólidos que circulan en cada momento (Werritty, 1997). A nivel de calidad hidromorfológica, su correcto funcionamiento (no alteración) se traduce en una buena conectividad en las tres direcciones (lateral, longitudinal y vertical).

El lecho fluvial es un elemento geomorfológico producto del propio río resultante de transportar con eficiencia los caudales líquidos (agua) y sólidos (sedimento), ajustando los sobrantes energéticos entre sus orillas con distintas formas. De este modo, en los cursos fluviales mediterráneos, son los procesos los que durante los episodios de gran magnitud (crecidas extraordinarias) controlan las formas, mientras que durante los caudales medios y bajos, son las formas las que controlan los procesos (Graf, 1988). A partir de ahí, el perfil longitudinal se conforma en una sucesión de rápidos y lentos, siendo un mecanismo automático que regula el transporte y proporciona unidad y continuidad al sistema.

La llanura de inundación es el espacio de disipación de energía del caudal que rebosa del lecho produciendo un efecto laminador que repercute en

la reducción del caudal punta aguas abajo. También es un espacio de sedimentación, responsable del crecimiento vertical de los depósitos y de la fertilidad de los materiales que el flujo de agua transporta en suspensión (Strahler & Strahler, 1994). Además, es una zona de almacenamiento de agua donde la inundación recarga el acuífero aluvial, bajo la llanura aluvial, garantizando un nivel freático elevado.

Dentro de la llanura de inundación se desarrolla un corredor ribereño, un mosaico de terrenos definidos tanto por los distintos tipos de sedimento como por la cota respecto al nivel freático, donde las especies de ribera están adaptadas a los procesos de erosión y sedimentación, por lo que, de forma general, requieren crecidas ordinarias para su regeneración que respeten los ciclos de reproducción de los organismos vivos.

La dinámica geomorfológica fluvial es, pues, el motor de una dinámica ecológica que, mediante las crecidas, con un caudal líquido y sólido y con diferentes pulsaciones, ritmos y fluctuaciones, garantiza la riqueza y diversidad de estos sistemas naturales (Malavoi et al., 1998) y donde la morfología del sistema fluvial determina una gran variedad de hábitats muy cambiantes en el tiempo y en el espacio, favoreciendo la biodiversidad y productividad de los ecosistemas acuáticos y ribereños (González del Tánago & García de Jalón, 2007).

6.3. Principales presiones e impactos

Los ríos y corredores ribereños son los espacios más alterados y amenazados de Europa (Tockner & Stanford, 2002). Entre ellos existen valiosas tipologías fluviales, como los cursos trenzados (*braided*), que están a punto de desaparecer (figura 65).

El principal origen de las alteraciones hidromorfológicas de los ríos europeos se encuentra en el propio desarrollo socioeconómico, con actividades que consumen el territorio (espacio

fluvial), el agua (captaciones y derivaciones) y los sedimentos (áridos), y con exigencias sociales de seguridad (ante las inundaciones), estabilidad (frente a la dinámica natural) y modos y modelos urbanos (frente a la naturalidad del sistema ecológico). A esta realidad, consolidada y en crecimiento, cabe añadir que la geomorfología fluvial no se valora en absoluto, lo que se manifiesta en deficiencias legales, desconocimiento socioeducativo e inercias profesionales, entre otros.



Figura 65 /

Isla de El Sorral, en primer término, e isla de Les Gambires, al fondo, en el río Ter, a su paso por la llanura cuaternaria de Osona, protagonistas de una de las acciones de restauración hidromorfológica más importantes llevadas a cabo en Cataluña hasta el momento (imagen de 2021, antes de la restauración). Son un ejemplo de río trenzado con brazos secundarios, en medio de una llanura aluvial representativa de los múltiples usos antrópicos que encontramos en toda Europa: agricultura, ganadería, centrales hidroeléctricas, extracciones de áridos, uso público, etc. Sin embargo, conservan un estado de naturalidad considerable. Foto: Jordi Bas.

Todos estos elementos implican múltiples presiones e impactos sobre el sistema fluvial, directos sobre el lecho y la llanura de inundación, e indirectos sobre las cuencas y vertientes, a veces diferidos en el tiempo, que alteran el funcionamiento geomorfológico del sistema, tanto de los procesos como de las formas.

Con frecuencia, se registran alteraciones en los procesos geomorfológicos longitudinales a raíz de las rupturas en la continuidad de los sistemas y de las actuaciones directas sobre el fondo del lecho. En consecuencia, la dinámica longitudinal, y con ello la topografía del fondo del lecho, la sucesión de resaltes y balsas, la granulometría y la morfometría de los materiales, los procesos geomorfológicos locales, los patrones de colonización vegetal, etc. se ven modificados. Por ejemplo, las esclusas suponen una ruptura de la pendiente, del perfil longitudinal del río, que origina alteraciones tanto en los procesos, favoreciendo la incisión en el pie de presa, como en las formas. Los puentes y vados tienen efectos similares en la dinámica fluvial, aunque menos marcados.

Los dragados, las extracciones o las limpiezas de vegetación en el mismo lecho también suponen una alteración de la dinámica fluvial por sus efectos en los mismos elementos y procesos.

El dragado implica la excavación de los depósitos de grava laterales del mismo lecho fluvial, así como la eliminación de las islas fluviales, incluyendo la retirada de la vegetación que las ha colonizado; todo ello con el objetivo de conseguir mayor capacidad de desagüe. La extracción de las gravas y arenas produce efectos geomorfológicos similares a los del dragado (Kondolf, 1997; Kondolf et al., 2002). Su incidencia es muy importante en la dinámica vertical, modificando los procesos naturales de acreción e incisión, la secuencia de rápidos y lentos y los mecanismos de transporte al acelerar la velocidad del flujo y causar importantes problemas de incisión y erosión remontante. Hay que tener en cuenta que en muchos ríos se siguen registrando los efectos geomorfológicos a pesar de haber concluido la actividad hace décadas. Son frecuentes los problemas de estabilidad en puentes y azudes por

erosión remontante, derivada de viejas extracciones en otros tramos de la cuenca.

Por lo general, el constreñimiento de la dinámica lateral provoca incrementos en la erosión longitudinal y vertical, con efectos de incisión (encajamiento) del lecho fluvial.

Otra forma de cuantificar los impactos y las presiones de las masas de agua es mediante el análisis que se realiza en cada ciclo de planificación hidrológica siguiendo los criterios de la Directiva Marco del Agua (DMA) y que se muestran en el documento IMPRESS:

análisis de impactos y presiones y análisis del riesgo de incumplimiento de los objetivos de la DMA.

Los impactos y las presiones que se relacionan con la calidad hidromorfológica son la extracción de agua y derivación del flujo, las alteraciones morfológicas e hidrológicas (captaciones, embalses y esclusas, usos del suelo en las riberas no naturales, encauzamientos, infraestructuras y servicios en el lecho, artificialización de los usos del suelo en la cuenca, etc.), las extracciones de sedimento y otras presiones como especies invasoras, navegación y pesca recreativa.

6.4. Principios generales de la restauración hidromorfológica

Restaurar es restablecer los procesos naturales del sistema fluvial, devolver al río funciones propias de transporte, dinámica y movilidad, recuperando los sedimentos, agua y riberas que generan una estructura compleja como ecosistema. Restaurar la dinámica fluvial permite recuperar el sistema fluvial y, para que sea perdurable en el tiempo, es necesario actuar sobre las causas de la degradación (presiones e impactos), por ejemplo, eliminando presiones como las estructuras transversales y laterales.

Los ríos tienen la capacidad de restablecer su geomorfología, autocorregirse y readaptarse

a los factores físicos, siempre que se eliminen los elementos de impacto antrópico que los perturban, haciendo gran parte del trabajo el propio río (Williams, 2001; Downs & Gregory, 2004). Por consiguiente, es esperable que la restauración se contemple en un sistema fluvial como un componente dinámico de un paisaje en continua evolución; no como una entidad estable y definitiva o, dicho de otra forma, como una foto final objetivo. De ahí que deba priorizarse una restauración pasiva y sostenible en el tiempo, aprovechando la propia dinámica fluvial, su potencia constructora y su capacidad para mantener y generar diversidad de hábitats fluviales.

6.5. Implantación de caudales ecológicos

Las pulsaciones, los ritmos o las fluctuaciones de caudal regulan los intercambios ecológicos entre las diferentes unidades acuáticas y terrestres del hidrosistema fluvial y, por tanto, son fundamentales para la supervivencia de los corredores ribereños (Junk et al., 1989; Tockner et al., 2000). Las crecidas con abundante caudal líquido y sólido constituyen el motor de la dinámica fluvial.

En el transcurso del siglo xx, y especialmente en sus últimas décadas, se han producido cambios muy notables en la dinámica hidrosedimentaria de la

mayoría de nuestros ríos como consecuencia de la intervención humana. Uno de los principales factores de estas alteraciones ha sido la construcción de grandes presas y embalses. Estas infraestructuras fluviales alteran el régimen natural de los caudales del río y su dinámica sedimentaria, interrumpiendo la continuidad del transporte del sedimento. Por este motivo, desde hace unos años se están implantando los caudales generadores, liberando agua de forma controlada desde embalses y presas con el objetivo de reproducir la crecida ordinaria que tendría lugar en condiciones naturales (sin la presencia

de la estructura), movilizándolo el sedimento y definiendo el lecho y el hábitat fluvial. Los caudales generadores son uno de los diversos componentes que configuran el régimen de caudales ambientales o ecológicos, que también está formado por los caudales mínimos a respetar.

En cuencas internas de Cataluña el caudal generador se suelta, como mínimo, una vez al año, siempre que las reservas de los embalses sean suficientes para garantizar todas las demandas y se define como la máxima crecida anual que se producía en el período 1940-2000. La duración de estas maniobras es de 24 horas (contando desde el inicio hasta el final de la crecida liberada), con un aumento progresivo y controlado del caudal liberado. Durante las maniobras de los embalses de Sau y Susqueda entre los años 2019 y 2020 se han llevado a cabo pruebas

piloto de aportación de sedimento para valorar la capacidad de transporte de estos caudales y sus efectos sobre la morfología del río (ACA, 2021).

Otro caso específico es la implantación, desde 2011, de un régimen de caudales ecológicos mínimos en el río Gaià desde el embalse del Catllar, complementados con la liberación del caudal generador, dentro del convenio de Repsol con la Agencia Catalana del Agua mediante un sistema de consignas en función de la cota en la que se ubica el agua en el embalse. Desde la implantación del régimen de caudales ecológicos se ha mejorado el funcionamiento hidromorfológico en los 10 km del río Gaià que van desde la población del Catllar hasta su desembocadura (Bardina et al., 2019), lo que ha permitido que el río llegue al mar por primera vez desde los años setenta.

6.6. Mejora de la conectividad longitudinal

Cuando se habla de continuidad longitudinal se hace referencia a la capacidad de los cursos fluviales para transportar agua y sedimentos desde su cabecera hasta su desembocadura, así como al hecho de que son sistemas que permiten la conexión y movilidad (para reproducirse y/o alimentarse) de las comunidades biológicas, como los peces. Por lo general, los cursos fluviales son considerados pasillos o corredores biológicos al ser zonas de paso o de frecuentación elevada por organismos vivos, por lo que muchos de ellos han sido considerados lugares de especial interés o protección utilizando iniciativas como la Red Natura 2000.

Esta capacidad de desplazamiento o conexión del agua, del sedimento y de las especies puede verse afectada por la presencia de obstáculos transversales, como son, entre otros, las presas, las esclusas, los vados o las traviesas, y que tienen importantes consecuencias sobre la hidromorfología y la ecología del río.

Desde el punto de vista hidromorfológico, estos obstáculos transversales modifican la geometría del canal y la hidráulica del flujo (acelerando o reduciendo, por ejemplo, la velocidad del agua) y alterando la dinámica hidrosedimentaria del río al interferir, entre otros, en el transporte del sedimento.

Desde el punto de vista ecológico, estos dificultan el movimiento natural de la materia orgánica, de los nutrientes, de las especies acuáticas y de los propágulos de plantas. También fragmentan el río propiciando la aparición (local) de un nuevo hábitat que a menudo es aprovechado por las especies alóctonas (algunas de ellas invasoras) en detrimento de las especies autóctonas. Además, estos obstáculos transversales aíslan las poblaciones de peces impidiendo su desplazamiento, amenazando su ciclo de vida (reproducción y migración) y evitando el acceso a las zonas de desove o alimentación, considerándose una de las causas principales del declive de muchas especies continentales de peces, sobre todo aquellas que requieren migrar para completar su ciclo biológico (Latham et al., 2008; Vörösmarty et al., 2010). En definitiva, estos obstáculos transversales crean una frontera en el ecosistema fluvial.

La eliminación total de estos obstáculos transversales es la solución más eficiente para restablecer la continuidad longitudinal del curso fluvial, puesto que permite recuperar la dinámica hidromorfológica y restablecer los intercambios y los pasos dentro del corredor fluvial (figura 66). Sin embargo, cuando su eliminación total no es posible, la eliminación parcial o, en última instancia, la construcción de conectores fluviales, como las rampas, son las mejores alternativas.



Figura 66 /

Estado del río antes (a) y después (b) del derribo de la esclusa de la central hidroeléctrica de Molló en el río Ritort (cuenca del Ter). Fotos: ACA.

En el momento de plantear la eliminación o el derribo del obstáculo transversal, uno de los aspectos clave es prever las afectaciones que puedan producirse sobre la morfología y el ecosistema fluvial, ya que en algunos casos pueden llegar a ser muy severas. Por tanto, previamente a su retirada, será necesario recopilar toda una serie de información que ayudará a decidir cuál es la manera más adecuada de eliminar el obstáculo transversal (es decir, por fases o en una sola vez), así como también si se puede eliminar total o parcialmente. De la misma forma, también se obtendrá información de si existe o no algún condicionante (hidromorfológico o biológico) que comporte que el obstáculo en cuestión no pueda ser derribado. Así, se deberán realizar una serie de estudios básicos y, en función del riesgo y tipo de afectación previsto, también algunos estudios complementarios.

Algunos de los estudios básicos son: caracterización hidrológica del curso fluvial; análisis granulométrico del lecho del río y del sedimento retenido por el obstáculo; cálculo del volumen de sedimento retenido por el obstáculo; análisis de la calidad del sedimento; caracterización de la relación río-acuífero en la zona de la actuación y estudio de alternativas.

Otros estudios complementarios podrían ser, según el caso, el estudio de los cambios en el sistema acuífero (respuesta del nivel freático) en la zona de influencia del obstáculo, la prospección ambiental (distribución

de los hábitats y mesohábitats, presencia de especies clave acuáticas y otros elementos relevantes), la zona circundante y el tramo de río activo (aguas arriba y abajo) del obstáculo, el estudio de la capacidad de transporte sólido del río y la evolución prevista del perfil longitudinal aguas arriba y abajo y en la zona del obstáculo transversal.

Hay que tener en cuenta que actualmente no existe una única práctica estandarizada sobre cómo gestionar el sedimento retenido detrás del obstáculo transversal en el momento de su eliminación. Por el contrario, existe un amplio abanico de opciones que van desde dejar *in situ* los sedimentos, para que sea el propio río que, de forma natural, los redistribuya aguas abajo, hasta el dragado total o parcial del depósito de sedimento. Este hecho responde a que son muchos los factores que intervienen en la eliminación del obstáculo: cantidad, tipos y movimiento potencial del paquete de sedimento retenido detrás del obstáculo, régimen hidrológico del río, geometría del vaso del obstáculo, etc. En consecuencia, por cada obstáculo hay que evaluar individualmente qué gestión del sedimento se llevará a cabo e incorporar este elemento a cualquier proyecto de derribo siempre trabajando bajo la premisa de no retirada del sedimento (o extraer el mínimo del mismo), ya que en realidad pertenece al lecho y no debe ser tratado como un residuo.

Es necesario tener en cuenta que el sedimento y las dinámicas de transporte sedimentarias son aspectos clave para el correcto funcionamiento de las comunidades biológicas y de la biodiversidad del río, al ser la base de su estructura generar diversidad geomorfológica y, por tanto, hábitats. Así, se requiere que estos elementos sean respetados.

Se entiende, por tanto, que la extracción del sedimento debe ser la última de las alternativas a considerar. Se puede plantear solo en aquellos casos en los que, por ejemplo, se prevé una grave afectación (persistente en el tiempo y en el espacio) tanto en la salud de las personas como del ecosistema fluvial (por ejemplo, por la presencia de

contaminantes asociados al sedimento o por su baja calidad [sedimento anóxico] o por un alto contenido de fracciones finas [limos y arcillas] que comporten episodios altos y sostenidos de turbidez del agua, etc.); o por afectaciones a infraestructuras hidráulicas o viarias (como canalizaciones, captaciones de agua, zonas de paso, etc.) que provoquen una liberación masiva de sedimento en el lecho.

En caso de preverse la extracción del sedimento, se retirará la cantidad mínima del mismo y se deberá aclarar, concretar y cuantificar cómo se gestionará el sedimento extraído y dónde y cómo se reubicará dentro del lecho o de la propia cuenca.

6.7. Restauración del espacio fluvial o conectividad lateral

La conexión con los espacios laterales del lecho conforma una parte fundamental del funcionamiento del sistema fluvial y, por tanto, deben ser lo más naturales posible, de forma que se lleven a cabo los procesos laterales como la erosión, la deposición, la retención de nutrientes, la infiltración y la disipación de energía. Una buena conexión lateral permite que las pulsaciones de la crecida (desbordamiento y retorno al lecho o laminación) realicen intercambios de nutrientes y materia orgánica entre el lecho y la llanura aluvial, enriqueciendo ambos espacios.

Los principales problemas son el encajonamiento por encauzamientos o protecciones laterales con muros, escolleras y motas, entre otros, que provocan el aumento de la velocidad y generalmente la incisión o descalces locales que pueden acentuar aún más la desconexión lateral. También la modificación del lecho, cortando meandros o cortando la conexión con brazos secundarios y promoviendo un único lecho principal, genera la desconexión de los espacios laterales.

Para devolver espacio al río es necesario promover actuaciones de descanalización: eliminando o retranqueando motas u otras protecciones en tramos en los que no sea necesaria una defensa lateral a las inundaciones (figura 68). Recuperar y conectar brazos secundarios también es beneficioso, siempre que sea posible, ya que los procesos de incisión generan

diferencias de cota entre el lecho del brazo principal y los brazos secundarios difícilmente conectables convirtiéndose en un problema, a menudo técnicamente insuperable.



Figura 67 /

Los procesos naturales de erosión y sedimentación se observan bien en este tramo del río Segre en la Cerdanya. La erosión de la terraza fluvial y la caída de árboles en el lecho forma parte de la dinámica fluvial / Foto: Jordi Bas.



Figura 68 /

Eliminación de la mota entre el río Segre y las balsas de Gallissà (Bellver de Cerdanya) en el marco del proyecto LIFE ALNUS. Fotos: Fundación Catalunya - La Pedrera.

En el caso de una de las acciones del proyecto LIFE ALNUS, la restauración hidromorfológica de la isla de Les Gambires (cuena del Ter, en el municipio de Les Masies de Voltregà), supuso reconectar el brazo

secundario con el lecho principal aumentando la cota del último con una rampa de gravas y cantos rodados (figuras 69 y 70).



Figura 69 /

Detalle del transporte de gravas y cantos rodados en la restauración hidromorfológica de la isla de Les Gambires (río Ter, Torelló). Fotos: Enghydra.



Figura 70 /

Detalle de la conexión con el brazo secundario en la restauración hidromorfológica de la isla de Les Gambires (río Ter, Torelló). Fotos: Enghydra.

6.8. Recuperación de antiguas formas fluviales en planta

Más allá del lecho y las riberas adyacentes se extiende el espacio fluvial o territorio fluvial, concepto que se estableció de forma consensuada en la *Estrategia Nacional de Restauración de Ríos* (2008), en la que se propuso esta solución como una de las posibilidades más interesantes de la restauración fluvial, de ahí que el concepto pueda considerarse ya consolidado. El territorio fluvial puede definirse como el terreno, espacio o paisaje dominado por un sistema fluvial que incluye el lecho, el corredor ribereño y la totalidad o parte de la llanura de inundación tratándose de un espacio a reivindicar, confrontado a los intereses socioeconómicos sobre la red fluvial. Consiste en una banda geomorfológica y ecológicamente activa, de máxima eficiencia y complejidad, con brazos secundarios, balsas temporales inundables en crecidas, brazos desconectados lateralmente, pero conectados verticalmente, islas y otras formas fluviales en planta, que conforman un mosaico de hábitats ligados al medio hídrico. Es necesario que sea lo más amplio posible, continuo, inundable, erosionable, conectado al freático alveolar, sin constricciones laterales y no urbanizable, con límites precisos (según incidencia fluvial), pero no deben ser permanentes sino adaptarse a la

movilidad fluvial. Según la geomorfología debería ser una figura de ordenación del territorio, siendo una adaptación de la misma a la dinámica fluvial (Ollero et al., 2010).

En este sentido, se han ejecutado proyectos de gran interés a nivel catalán y español, como los incluidos dentro del proyecto LIFE Territorio Visión, en los que se han recuperado brazos secundarios cortados, rectilinizaciones de meandros y lagunas laterales en los ríos Arga y Aragón.

A continuación, el apartado 6.9 desarrolla un caso práctico ejecutado dentro del proyecto LIFE ALNUS en el que, entre otros objetivos, se conectan brazos secundarios al lecho principal, desconectado por procesos de incisión.

6.9. El caso de la rehabilitación hidromorfológica de las islas de Les Gambires y de El Sorral

Los meandros y las islas de Les Gambires, El Sorral y Gallifa están situados en el río Ter, entre los municipios de Les Masies de Voltregà y Torelló (Osona). El transporte de sedimentos y la morfología propia del río favorecen la creación de meandros e islas en el río. Por efecto de la erosión y la sedimentación, su trazado, la extensión y la posición de los meandros y la morfología de las islas cambian constantemente a lo largo del tiempo. Las islas son espacios naturales muy valiosos por su biodiversidad ya que, al ser poco accesibles, pueden refugiarse en ellas muchas especies vegetales y animales. A modo de ejemplo, junto a estas islas hay una colonia muy importante de pájaros ardeidos nidificantes, de las más importantes de Cataluña: martinete común, garza real, garceta y garcilla bueyera (véase capítulo 8b). Muchos de estos pájaros, pero también otras muchas especies de flora y fauna, encuentran en este tramo del río la tranquilidad y las fuentes de alimento imprescindibles.

Sin embargo, el río Ter ha sufrido muchos impactos y presiones asociados a la presencia humana y a las actividades ganadera e industrial. En la puesta en valor y la búsqueda de alianzas y fondos para la conservación y restauración del río Ter, ha tenido un papel muy destacado el proyecto marco de custodia fluvial «Riberes del Ter» (<https://www.museudelter.cat/riberes-del-ter>), iniciado en 2009 por el Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos (entonces vinculado al Museo del Ter y, desde 2016, también, a la Universidad de Vic – Universidad Central de Cataluña), junto con los ayuntamientos de Torelló, Les Masies de Voltregà, Manlleu, Sant Vicenç de Torelló, Vic y Sant Julià de Vilatorca, y el Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural de la Generalitat de Catalunya. Esto implica velar conjuntamente por el buen estado de conservación de sus espacios acuáticos y de ribera, esencialmente mediante acuerdos de custodia fluvial, es decir, pactos escritos o verbales con propietarios y gestores, para conservar y gestionar espacios fluviales por períodos de diez a treinta años, renovables. En 2022 el proyecto «Riberes del Ter» incluye un total de 88,5 hectáreas. Este acuerdo marco ha facilitado la obtención de la financiación para llevar a cabo proyectos de restauración y

educación ambiental, la mayoría conjuntamente con el Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña —como el proyecto SUDOE RICOVER (2009-2012) y, recientemente, el proyecto LIFE ALNUS (2017-2022)—, además de otros socios y colaboradores valiosos.

El tramo medio del río Ter presenta un déficit sedimentario estructural crónico que ha deteriorado la actividad morfológica y sedimentaria. La construcción de esclusas, junto con otros impactos más locales como la extracción de áridos, ha alterado la conectividad longitudinal y lateral del río, dejando, en algunos casos, las llanuras de inundación desconectadas, afectando así directamente a la vegetación de ribera. Muchas de las esclusas del Ter fueron construidas entre finales del siglo XIX e inicios del siglo XX, lo que significa que el río ha ido ajustando su morfología al desequilibrio sedimentario que estas han causado desde hace más de un siglo. Se trata de cambios graduales que en algunos sectores han generado procesos de incisión acentuados y una pérdida total de las unidades morfosedimentarias activas. Tanto es así que, en algunos tramos, el río circula únicamente sobre sustrato rocoso, donde las principales unidades morfosedimentarias (barras laterales y centrales) han terminado por desaparecer.

Esta situación supuso una degradación gradual del estado morfosedimentario del ámbito de estudio desde mediados del siglo XX. En la década de los ochenta, una extracción desmedida de gravas en el lecho principal del río Ter dejó el canal secundario de la isla de Les Gambires desconectado parcialmente de la dinámica fluvial hasta el punto de que solo circulaba agua cuando el caudal superaba los 32 m³/s, es decir, el 20 % de los días del año.

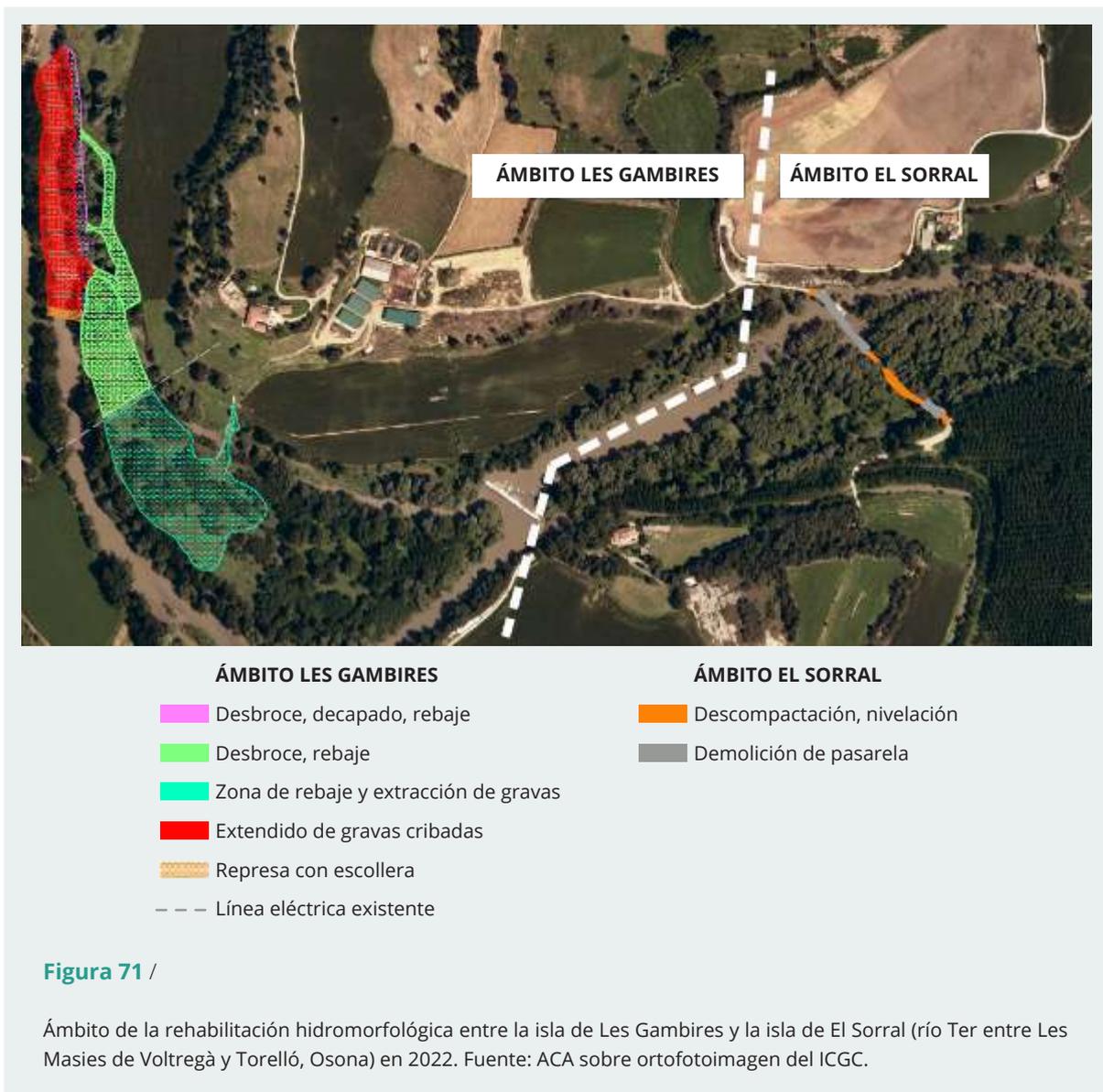
En consecuencia, el proyecto planteaba la rehabilitación hidromorfológica, hidrodinámica y de la conectividad fluvial de dos islas fluviales de unas 8 ha cada una, con hábitats de ribera fuertemente modificados. Las distintas actuaciones ejecutadas fueron de carácter demostrativo y experimental. A continuación, se presenta el listado de las actuaciones y los objetivos específicos de cada una de ellas:

- Colmatación del canal principal del río Ter al norte de la isla de Les Gambires. Objetivo: revertir la incisión del canal, aumentar la conectividad hidráulica lateral y la cota del nivel piezométrico.
- Extracción de sedimentos de la isla de Les Gambires. Objetivo: obtener sedimento para inyectar en el canal y reducir la cota de la superficie del terreno de la isla para que esta sea inundable por crecidas de alta frecuencia, además de reducir la distancia del nivel freático con la superficie del terreno.
- Recuperar los brazos secundarios aguas arriba de la isla de Les Gambires. Objetivo: aumentar

el perímetro mojado para mermar la capacidad de incisión de los caudales circulantes, aumentar la complejidad hidráulica del sistema y la cota del nivel freático.

- Rehabilitar la dinámica hidromorfológica de la isla de El Soral, interrumpida por un vado de tierra y hormigón construido para el transporte de sedimentos de terrazas aluviales (áridos).

La figura 71 presenta una ortofotoimagen del ámbito de la actuación y la cartografía en planta de las principales acciones que se ejecutaron entre diciembre de 2021 y junio de 2022.



6.10. Rehabilitación hidromorfológica de la isla de Les Gambires

Como fase previa a las actuaciones, se llevaron a cabo una serie de trabajos con el objetivo de realizar el diagnóstico del estado morfológico y de la dinámica sedimentaria del río Ter en el tramo de la isla de Les Gambires. En estos trabajos se pudo constatar que el ámbito de estudio presenta un déficit sedimentario estructural crónico que ha supuesto un cambio morfológico caracterizado por la incisión y contracción del canal principal, la

pérdida de la sinuosidad del canal y la disminución de la conectividad del lecho con las zonas inundables, así como un aumento de las condiciones de estabilidad (lecho acorazado y colonización vegetal de antiguas unidades sedimentarias activas). Esto ha provocado un empobrecimiento de las condiciones ecológicas de estas áreas y la muerte de los alisos del margen izquierdo por el descenso del nivel freático (figura 72).



Figura 72 /

Brazo secundario de la isla de Les Gambires antes de la actuación con detalle del grado de acorazamiento del lecho. Fotos: ACA.

Además, durante el desarrollo del proyecto LIFE ALNUS se instalaron varios sensores para garantizar la medida en continuo del nivel de agua del río (figura 73) y los niveles piezométricos del acuífero en las islas de Les Gambires (figura 74) y de El Sorral, con el fin de obtener información básica para el control de los recursos hídricos, la dinámica fluvial, la dinámica del acuífero y la relación río (caudal) - acuífero (nivel piezométrico). La medición del nivel del agua se ha hecho empleando dos estaciones hidrométricas: una situada al sur de la colonia de Lacambra (figura 73) y otra aguas abajo

de la esclusa de Gallifa, al sur de la isla de El Sorral. Las lecturas de nivel se han transformado en caudal a partir de una curva de desagüe que relaciona el nivel con el caudal. Estos sensores siguen activos durante la fase de seguimiento y evaluación de las actuaciones, para un mejor análisis.



Figura 73 /

Sección de control hidrométrico situada unos 100 metros aguas abajo de la fábrica La Farga Lacambra. La estación está formada por un sensor de presión que toma medidas en continuo del nivel de agua y temperatura. Foto: David Estany.



Figura 74 /

Instalación del piezómetro en la isla de Les Gambires. Foto: Jordi Camprodon.

Para revertir estas condiciones, era necesario elevar el nivel del lecho de forma que el agua volviera a circular por el brazo secundario de la isla. Esto genera una pérdida de sección (área de desagüe) y un incremento de la capacidad de erosión del río por un mismo caudal. Para garantizar la estabilidad morfosedimentaria de la actuación, se previó el vertido de gravas de más de 64 mm en el lecho del río, restituyendo así las extracciones de áridos anteriores en la zona afectada por las obras. El tamaño de las gravas se determinó para reducir la erosión provocada por la corriente del agua del río; adicionalmente, también se ensanchó el lecho

principal por su margen izquierdo en la zona de obras, justo aguas arriba de la isla de Les Gambires, para reducir la velocidad del agua y la capacidad de erosión de los caudales.

Por consiguiente, en la parte central de la isla de Les Gambires se llevó a cabo una campaña de excavaciones y el material resultante se cribó para separar la fracción de más de 64 mm del resto. El árido grueso se vertió al lecho del río y las fracciones de material de menor tamaño fueron devueltas a las zonas excavadas de la isla.

6.11. Eliminación de la flora alóctona en la mitad norte de la isla de Les Gambires

La isla de Les Gambires presentaba una gran proliferación de especies alóctonas con carácter invasor que habían colonizado los espacios abiertos del interior de la isla, principalmente robinia (*Robinia pseudoacacia*) y, secundariamente,

negundo (*Acer negundo*). Aprovechando los trabajos de movimientos de tierras que debían ejecutarse para la obtención de gravas, se desbrozó y eliminó la flora alóctona en la parte de la isla afectada por las obras (figura 75).



Figura 75 /

Poblamiento de robinias en la isla de Les Gambires antes de la actuación. Foto: Jordi Camprodon.

6.12. Eliminación del vado que cruzaba el río por la isla de El Sorral

A la altura de la isla de El Sorral existía un vado de acceso a una explotación de áridos ubicada en el margen izquierdo del río que generaba una discontinuidad hidrosedimentaria. Se realizó el procedimiento de revocación de la autorización (información pública y respuesta a alegaciones de la

actividad de la explotación) y el vado fue derribado (figura 76). Se ha seguido mayoritariamente el principio de restauración pasiva, aunque se han realizado algunas actuaciones para acelerar el proceso de restauración (eliminación de especies leñosas invasoras y plantaciones de refuerzo).



Figura 76 /

Pasarela construida con autorización para actividades extractivas que cruzaba el río por la isla de El Sorral. Foto: Jordi Bas.

6.13. Trabajos ejecutados

A continuación, se presenta un resumen de los trabajos ejecutados y sus procesos constructivos.

a. Preparación del terreno

La primera fase consistió en despejar el terreno de la isla de Les Gambires (Torelló) donde debían realizarse las excavaciones. Los trabajos ejecutados fueron:

- Eliminación de la masa arbórea de robinias de forma manual con motosierras (figura 77).



Figura 77 /

Tala de especies alóctonas en la isla de Les Gambires en 2022. Fotos: Enghydra.

- Tala de árboles con motosierras, básicamente chopos procedentes de antiguas plantaciones de las zonas donde debía ampliarse el lecho del río (figura 78).



Figura 78 /

Tala de árboles cercanos al lecho del río en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

- Decapado de la tierra vegetal con tractor y trailla (figura 79). Los primeros 20 cm se retiraron fuera de la obra ya que se consideraba que podían contener semillas alóctonas. La segunda franja de 20 cm, es decir, de los 20 a los 40 cm de profundidad, también se retiró, pero se dejó a un lado de la isla para poderla reponer posteriormente.



Figura 79 /

Decapado de la tierra vegetal en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

b. Excavaciones

Posteriormente, se llevaron a cabo los siguientes trabajos:

- Excavación para ensanchar el lecho del río Ter, entre la parte situada más aguas arriba donde se inicia la actuación hasta la zona donde nace el brazo secundario de la isla de Les Gambires (figura 80). De esta manera, se reducía la

velocidad del agua y, por tanto, disminuía el riesgo de erosión de las gravas vertidas en el lecho. Estos trabajos se ejecutaron con retroexcavadora de cadenas y camiones para movimientos de tierras.



Figura 80 /

Excavaciones para ensanchar el lecho en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

- Excavación para la extracción y cribado de gravas. En la parte central de la isla de Les Gambires se hizo la excavación para extraer las gravas superiores a 64 mm con las que se rellenó posteriormente el lecho del río. Estos trabajos se realizaron con la siguiente maquinaria:
 - Excavación y alimentación de las tierras excavadas en la cribadora mediante retroexcavadora con cadenas (figura 81).
 - Cribado del suelo excavado mediante cribadora móvil, que permitía acelerar el proceso. Con esta cribadora se separaban las gravas de más de 64 mm del resto de fracciones, las cuales se devolvían directamente al hoyo excavado (figura 82).



Figura 81 /

Excavaciones para la obtención de gravas en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.



Figura 82 /

Cribado de tierras excavadas para la obtención de gravas de más de 64 mm en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

- Adaptación de las entradas de los brazos secundarios a la nueva anchura del lecho.

Se adaptaron las entradas de los brazos secundarios de la isla de Les Gambires y de las pequeñas islas

existentes aguas arriba en la ampliación del lecho principal del río del margen izquierdo (figura 83). Estos brazos habían sido funcionales y aportan heterogeneidad y complejidad al sistema fluvial, valor que favorece la biodiversidad.



Figura 83 /

Adaptación de las entradas del brazo secundario de la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

c. Relleno del lecho principal del río

Esta fase se ejecutó paralelamente a la fase de las excavaciones. Los trabajos que se desarrollaron fueron los siguientes:

- Carga de las gravas de más de 64 mm con pala cargadora en el camión articulado (figura 84).



Figura 84 /

Carga de gravas con pala cargadora en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

- Transporte y vertido de las gravas en el lecho mediante camión articulado extravial (figura 85).



Figura 85 /

Transporte y vertido de las gravas en el lecho mediante camión articulado extravial en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

- Extendido y reperfilado de las gravas con retroexcavadora con cadenas (figura 86).



Figura 86 /

Extendido y reperfilado de las gravas con retroexcavadora con cadenas en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

- Formación de un dique de piedra de escollera encajada con pala cargadora (figura 87).



Figura 87 /

Formación de un dique de escollera permeable en el río Ter al norte de la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

Con estas actuaciones se consiguió que el agua volviera a pasar por el brazo secundario de la isla de Les Gambires y de las pequeñas islas aguas arriba (figuras 88 y 89).



Figura 88 /

Circulación de agua por los brazos secundarios en el río Ter, al norte de la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.



Figura 89 /

Brazos secundarios de la Isla de Les Gambires totalmente naturalizados, justo terminadas las obras en el sector. Mayo de 2022. Fotos: Jordi Camprodon.

d. Recolocación de tierras

Paralelamente a la fase anterior se llevaron a cabo las siguientes tareas:

- Extendido y colocación de la fracción de tierras de tamaño no superior a 64 mm y que no servían para rellenar el lecho del río mediante retroexcavadora con cadenas y camiones (figura 90).
- Extendido de la capa de tierra vegetal dejada a un lado de las excavaciones sobre las tierras repuestas mediante retroexcavadora y camión (figura 90).

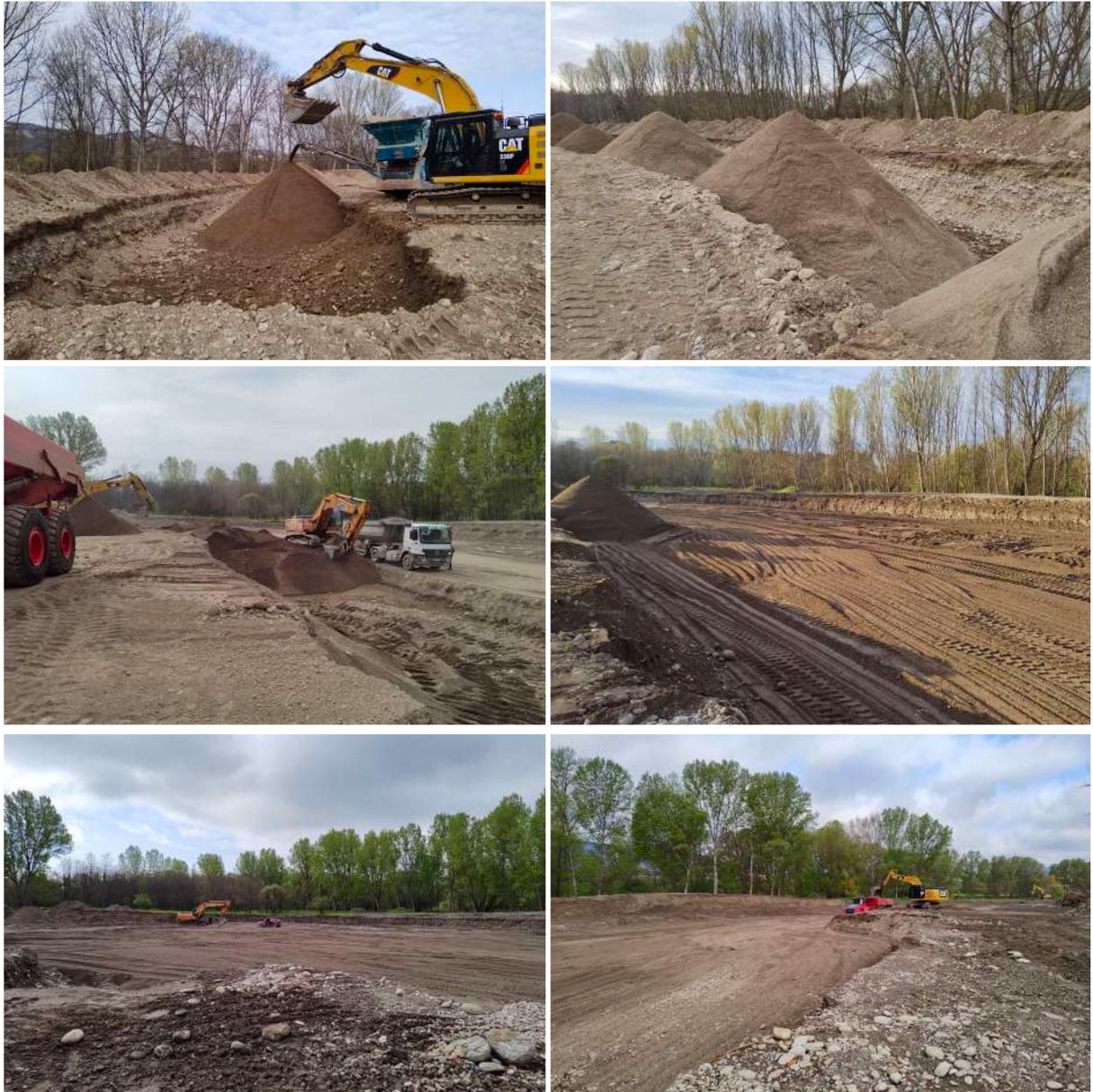


Figura 90 /

Extendido de la fracción de material inferior a 64 mm en las zonas previamente excavadas y extendido de la capa de tierra vegetal mediante retroexcavadora en la isla de Les Gambires. Fotos: Enghydra.

e. Plantaciones en la isla de Les Gambires

Una vez colocadas las tierras de la zona excavada y extendida la tierra vegetal, se procedió con las plantaciones de forma manual, abriendo un hoyo y haciendo un pequeño alcorque, colocando la planta y un pequeño listón de madera para poder verlas cuando creciese la hierba (figura 91). Posteriormente, se colocaron protectores en torno a las plantas para evitar que los animales se las

comieran. Por último, se llevaron a cabo los riegos, también de forma manual.

Las plantaciones se llevaron a cabo con planta de semilla (en el caso del aliso y del fresno) y de estaca de las diferentes especies de *Salix sp.*, recolectadas del mismo ámbito de la actuación (Alto y Medio Ter) y producidas en los planteles de Forestal Catalana en Breda (figura 91). La composición de las plantaciones se detalla en la siguiente tabla:

| Especie | Número de pies plantados |
|---------------------------|--------------------------|
| <i>Alnus glutinosa</i> | 764 |
| <i>Fraxinus excelsior</i> | 765 |
| <i>Salix alba</i> | 380 |
| <i>Salix elaeagnos</i> | 290 |
| <i>Salix purpurea</i> | 180 |
| <i>Salix atrocinerea</i> | 371 |



Figura 91 /

Plantaciones de especies leñosas de ribera en la isla de Les Gambires. Fotos: Jordi Camprodon.

f. Retirada del vado de la isla de El Sorral

Aquí se llevaron a cabo los trabajos de derribo y retirada del vado de hormigón que cruzaba el lecho del río a la altura del margen izquierdo de la isla de El Sorral. El vado había sido instalado decenios atrás y después de que varios golpes de río lo dañaran, fue rehabilitado regularmente por dos empresas extractivas que lo utilizaron para el paso de vehículos y maquinaria pesada para la explotación de terrazas aluviales cercanas de las cuales obtenían áridos. Para facilitar la recuperación ambiental de esta isla en el marco del proyecto LIFE ALNUS, el permiso para utilizar el vado fue revocado finalmente por la Agencia Catalana del Agua y, gracias a eso, el vado pudo ser derribado, por el mismo proyecto, en mayo de 2022. Estos trabajos se llevaron a cabo con retroexcavadora de cadenas con martillo neumático y con retroexcavadora de cadenas con pala (figura 92). Los escombros fueron transportados con camiones destinados al movimiento de tierras.

Durante sus más de veinticinco años de existencia, el vado fue utilizado como vía de comunicación por peatones, ciclistas y vehículos a motor. Se explicó la retirada del vado y naturalización del espacio a los ayuntamientos afectados. A pesar del arraigo de la costumbre de paso, la justificación era clara: a) se trataba de una estructura temporal para uso industrial; b) se recuperaba la dinámica fluvial y se incrementaba la protección de la isla; c) se eliminaba el riesgo para las personas durante los períodos de crecida. Al principio, algunos usuarios se quejaron, pero enseguida entendieron que se retiraba el vado y se rehabilitaba el espacio en beneficio de la naturaleza, al tiempo que se ganaba en seguridad y en tranquilidad para los peatones y vecinos al finalizar el paso de vehículos.



Figura 92 /

Demolición y retirada de la pasarela de la isla de El Sorral. Mayo de 2022. Fotos: Jordi Camprodon.

g. Plantaciones en la isla de El Sorral

Una vez eliminado el vado, se descompactó el terreno del camino de la isla de El Sorral y se realizaron las plantaciones de forma manual (figura 93), del mismo modo que se había hecho en la isla de Les Gambires.



Figura 93 /

Plantaciones una vez retirado el vado de la isla de El Sorral, en junio de 2022. Fotos: Enghydra.

CONCLUSIONES

1. La restauración hidromorfológica de las islas de Les Gambires y de El Sorral constituye propiamente un proyecto de restauración, ya que ha incrementado la calidad hidromorfológica de los componentes de conectividad longitudinal y lateral y, al mismo tiempo, ha mejorado y diversificado los hábitats acuáticos y ribereños.
2. El desarrollo de algunas actuaciones, como la eliminación de las robinias, el cribado y la recolocación de las gravas y los cantos rodados en el lecho principal (acción inédita en Cataluña), ha provocado desajustes que ha sido necesario reajustar con cambios en las condiciones técnicas para su ejecución, para una mejor eficiencia económica y técnica. Este hecho puede ser de utilidad en futuros proyectos similares.
3. La actuación de derribo del vado, como gran parte de los derribos de estructuras en el lecho, se ha valorado como eficiente por su relación coste-beneficio.
4. El mantenimiento que establece el período de garantía es clave para el seguimiento de las plantaciones, ya que se ha producido mortalidad, esperable debido a las condiciones climatológicas (año extremadamente seco y caluroso), y ha sido necesario hacer una reposición de marras (275 unidades).
5. Se considera de gran interés el seguimiento de la evolución de esta restauración en los próximos años para poder valorar los resultados obtenidos y el grado de ajuste a la propia dinámica fluvial. De hecho, el seguimiento que se ha realizado dentro del proyecto LIFE y que continuará en los próximos años (seguimiento post-LIFE) ya pone de relieve los cambios positivos observados en cuanto a macroinvertebrados acuáticos, peces, pájaros, mamíferos y hábitats fluviales.



Basses de Gallissà, balsas excavadas en la llanura aluvial del río Segre y conectadas con el río. Bellver de Cerdanya / Foto: Jordi Bas.

7 /

**ALT SEGRE. ACCIONES LIFE
ALNUS DE RESTITUCIÓN
DEL BOSQUE DE RIBERA**

7 / ALT SEGRE. ACCIONES LIFE ALNUS DE RESTITUCIÓN DEL BOSQUE DE RIBERA

Miquel Rafa y Josep Maria Fabra
Fundación Catalunya La Pedrera

La Cerdanya es bien conocida por su singular paisaje, por su llanura cubierta de campos y sus hileras de árboles enmarcados por las cordilleras del Pirineo axial y del Prepirineo interior (Cadí-Moixeró, Tossa d'Alp, etc.). El río Segre y los bosques de ribera que lo acompañan forman parte de esta imagen de postal que, por desgracia, no ha recibido toda la atención que merece, como tampoco lo han recibido ni sus valores naturales intrínsecos, ni su potencial en los ámbitos recreativo y de turismo responsable. El bosque de ribera del Segre es el mejor exponente en Cataluña de bosque aluvial, según constatan los estudios cartográficos de LIFE ALNUS.

El río Segre ha sido sometido a varias obras de encauzamiento de su curso con el fin de evitar las

inundaciones que en décadas pasadas afectaban a esta zona o para reparar los daños ocasionados por las riadas. Sin embargo, estas actuaciones también han evitado la dinámica natural del río, que antes desbordaba periódicamente sus márgenes e inundaba las zonas contiguas de bosque de ribera, de manera que a causa del encauzamiento el bosque ha perdido la aportación de agua y de sedimentos necesarios para su buen funcionamiento ecológico. Este hecho ha provocado el deterioro de buena parte de los bosques de ribera de la llanura de la Cerdanya, unos bosques de llanura aluvial de gran extensión y amplitud, relictos del paisaje que, en otras épocas, era característico de gran parte de los ríos de Europa (figura 94).



Figura 94 /

Visión general del espacio natural de las Basses de Gallissà. Al fondo, la población de Bellver de Cerdanya. Foto: Jordi Bas.

En este contexto —y dentro del proyecto LIFE ALNUS—, la Fundación Catalunya La Pedrera se propuso actuar en el ámbito de las balsas conocidas como Basses de Gallissà, situadas 1,5 km aguas abajo del núcleo urbano de Bellver de Cerdanya. Esta zona, situada en el margen izquierdo del Segre justo antes de cruzar el estrecho de la colina de Gallissà, había formado parte del cauce del río décadas atrás (figura 95). Sin embargo, tras llevarse a cabo en la zona una actividad de extracción de

áridos acabó siendo abandonada y convertida en vertedero de escombros (figura 96). La Fundación practicó una primera restitución ambiental en el año 2002 que permitió retirar gran parte de los escombros y convertir el vertedero en una zona de uso público con balsas aisladas, un paseo fluvial, cartelería, mobiliario y aparcamiento. Esta acción supuso la transformación del área en un mosaico de lagunas, bosque de ribera y prados de siega (figura 97).

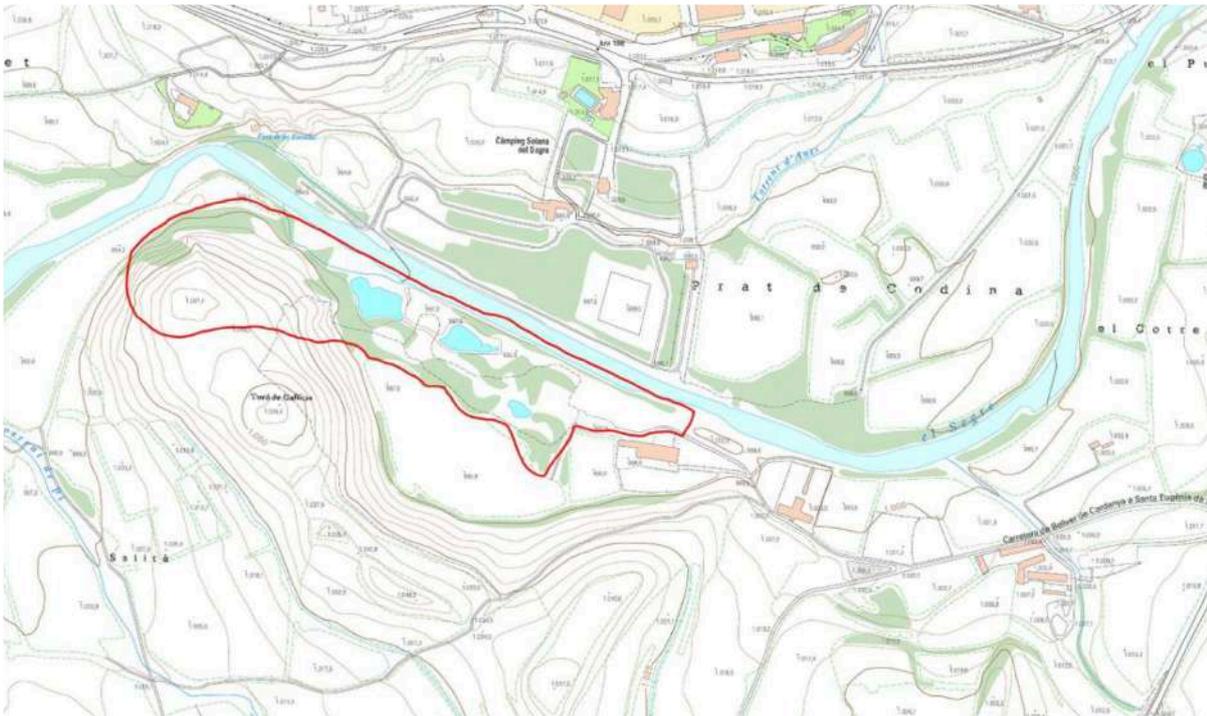


Figura 95 /

Mapa topográfico de localización de las balsas de Gallissà (Bellver de Cerdanya), con tres lagunas independientes.

No obstante, los árboles de ribera existentes en la zona tendían a secarse y no se producía una regeneración en el arbolado, salvo muy cerca de las balsas. Además, las lagunas mostraban un elevado nivel de eutrofia y, a pesar de que las dos balsas situadas aguas abajo estaban interconectadas entre sí y, de forma temporal, con el río, la fauna acuática observada era muy pobre y presentaba un bajo nivel de biodiversidad. El bosque de ribera había quedado desconectado del río y no presentaba las condiciones ecológicas necesarias para su subsistencia: inundaciones temporales, aportación de sedimento y contacto con el nivel

freático. Las causas de esta desconexión eran, por una parte, la mota que separaba el río de la zona de balsas y, por otra, la incisión del río en su cauce como consecuencia de estar el canal fluvial confinado por las motas y escolleras de su recorrido, que impedían su desbordamiento lateral, lo desconectaban de las riberas y aceleraban su flujo de agua, incrementando el poder erosivo sobre el cauce y rebajando todavía más el nivel freático.



Figura 96 /

Evolució del espai de Gallissà (imatges de 1946 y 2016). En la imatge de 1946 se observan —en el àrea onde actualment estan las balsas— distintos canales que se entrecruzan y una amplia llanura aluvial cubierta de unidades sedimentarias activas (barras de sedimentos e islas sin vegetación) a ambos márgenes del río. Fuente: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya.

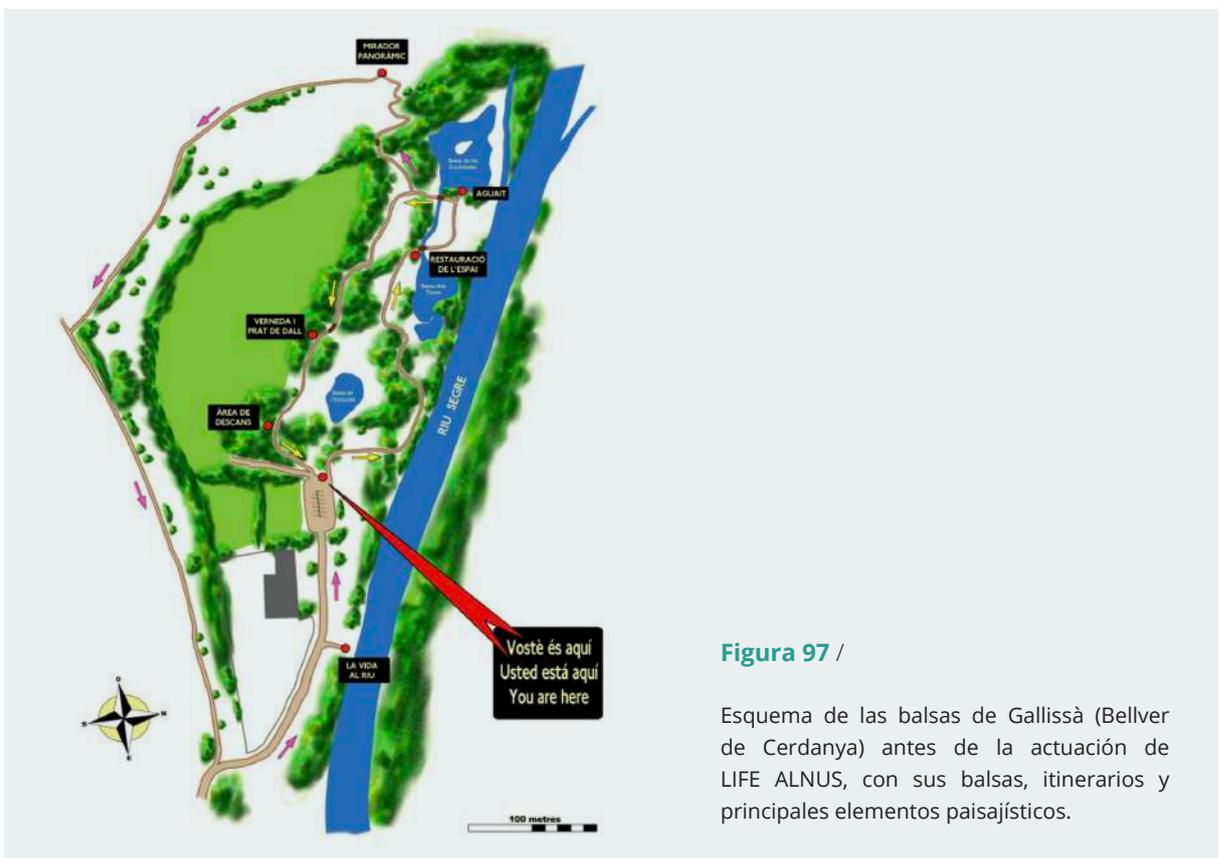


Figura 97 /

Esquema de las balsas de Gallissà (Bellver de Cerdanya) antes de la actuación de LIFE ALNUS, con sus balsas, itinerarios y principales elementos paisajísticos.

El denominado *espacio fluvial* es una banda geomorfológica y ecológicamente activa, de máxima eficiencia y complejidad como sistema natural. Como tal, debería ser amplia, continua, inundable, erosionable y, sobre todo, no debería tener defensas ni estructuras que interrumpieran la conectividad dentro del espacio fluvial (Ollero et al. 2008). Estos elementos le confieren al río la libertad, el territorio que necesita para desarrollar de forma natural su geomorfología y la amplitud adecuada para el desarrollo de la ribera. Atendiendo a todo lo anterior, LIFE ALNUS se planteó recuperar al máximo el espacio fluvial de la zona para permitir al río restituirse por sí mismo de los impactos sufridos mediante el restablecimiento de sus procesos hidromorfológicos dentro de un territorio libre de amplitud suficiente, y recobrar las condiciones ecológicas necesarias para el bosque de ribera. En este sentido, el objetivo propuesto pasaba por llevar a cabo las siguientes actuaciones (figura 98):

a) Interconectar de forma permanente (o casi permanente) las tres lagunas con el río para fomentar el flujo continuo de agua, elevar el

nivel freático y garantizar la renovación del agua, con el fin de evitar, así, su eutrofia.

- b) Eliminar la mota de separación del espacio natural de las balsas de Gallissà. En la entrada del espacio de Gallissà existía un vado donde la mota estaba ausente. Sin embargo, debido al relieve de la zona, resultaba poco funcional y no garantizaba la inundación en caso de crecida del río. El objetivo de esta actuación era romper la mota por dos puntos (figura 98) para garantizar que, en caso de avenida, el río pudiera desbordarse e inundar la zona, lo que debía evitar que el agua fluyera hacia el margen opuesto del río, donde hay un camping.
- c) Reforzar el bosque de ribera replantando alisos (*Alnus glutinosa*), sauces (*Salix alba*), fresnos (*Fraxinus excelsior*) y chopos (*Populus nigra*).
- d) Reforzar el uso público de la zona con una nueva cartelería que informara sobre el proyecto, con una nueva pasarela y resaltando los valores del bosque de ribera para hacer la zona más atractiva.



D BASSES DE GALLISSÀ
BELLVER DE CERDANYA

- ↔ Eliminación de parte de la mota para permitir la inundación temporal de la plana y así favorecer la vegetación de ribera.
- Interconexión de las diferentes balsas del curso fluvial para favorecer la circulación del agua, reducir la carga de nutrientes y aumentar el nivel freático.
- →
- Plantación de especies de ribera para favorecer la recuperación del bosque e instalación de refugios para la fauna.

Figura 98 /

Esquema de la actuación de LIFE ALNUS en las balsas de Gallissà (Bellver de Cerdanya), con la nueva circulación de agua, las aberturas de las motas y la replantación de árboles de ribera.

Acción 1. Interconexión de balsas con el río

Se entierra un tubo de 85 m de longitud y 50 cm diámetro que conecta la primera balsa aguas arriba con el río. Se construye una pequeña represa de piedras en el río para asegurar la entrada de agua, y se coloca una reja de hierro a la entrada del tubo para evitar la entrada de piedras grandes que puedan obturar el tubo, pero que sea permeable al paso de los peces. También se instala una compuerta que permite cortar el flujo de agua en caso de necesidad o durante las labores de mantenimiento.

Se abre un canal y se rebajan los márgenes para conectar la balsa anterior con la siguiente situada aguas abajo, permitiendo así la circulación de agua (figura 99). Esta segunda balsa ya se encuentra interconectada con la tercera, la cual dispone de una abertura por la que se conecta de forma temporal (cuando el nivel es suficientemente alto) a un brazo lateral del Segre. De esta manera, se establece una circulación natural que interconecta las tres balsas, con un flujo casi permanente de agua que incrementa el nivel de estas, hace subir el freático, garantiza la renovación del agua y fomenta la biodiversidad del lugar (figura 100).



Figura 99 /

Canal entre las balsas 1 y 2, con plantación de árboles y la nueva pasarela al fondo. Foto: Jordi Bas.

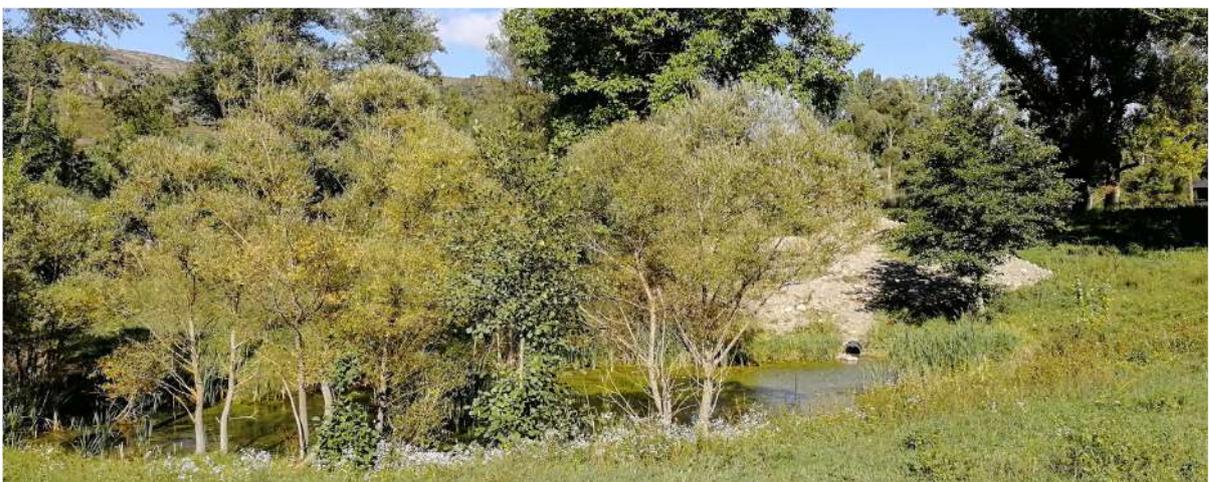


Figura 100 /

Salida del tubo recién instalado en la balsa 1 (octubre de 2019). Cuando está en funcionamiento queda la mayor parte del tiempo por debajo del nivel del agua. Foto: Jordi Bas.

Acción 2. Eliminación de motas

Las motas son defensas longitudinales cuya función es impedir el desbordamiento y la inundación durante las riadas. Separan, por tanto, el cauce menor del río respecto de los usos humanos que se han instalado en el cauce mayor o llanura de inundación. Durante la acción 2 se retiran dos tramos de mota, respetando al máximo los árboles de ribera que crecen alrededor, y evitando que el paso de la maquinaria deteriore la zona.

El primer tramo, aguas arriba, tiene 30 m de longitud, una altura de entre 0,5 y 1 m, y entre 1 y 2 m de ancho. Está previsto que, en caso de avenida, proporcione al caudal del río una salida desde un punto en el que el agua entra por el vado aguas arriba, ya que en esta zona hay una doble mota, junto al río y en la colina, fuera de la zona inundable, donde están las barbacoas y el mobiliario de la zona de pícnic, justo antes de entrar en el espacio de las balsas (figura 101).



Figura 101 /

Primera mota retirada y rebajada. Se distingue por el material más grueso del suelo, entre la primera hilera de árboles (el río queda justo a la derecha de estos) y el camino. También pueden verse algunos tutores de la plantación de árboles, indicios de que el río ha superado la mota durante una crecida asociada al temporal Gloria (enero de 2020) y de que el agua ha entrado hacia las balsas. Fotos: Fundació Catalunya La Pedrera.

El segundo tramo, que separa la balsa 2 del río, mide unos 40 m, entre 0,75 y 1,5 m de altura y entre 2 y 3 m de ancho. Este tramo de mota se rompe para permitir la inundación del espacio con más balsas en caso de avenida. Un segundo objetivo es aliviar la presión sobre el margen anexo, donde está instalado un camping. En conjunto, se produce una mejora en la conectividad funcional y visual del espacio de las balsas con el río (figuras 102-104). El material extraído de ambas motas, una mezcla de sedimentos fluviales y restos de escombros, se retira y se lleva al vertedero.



Figura 102 /

Máquina excavando uno de los canales de interconexión entre balsas. Foto: Jordi Bas.



Figura 103 /

Aspecto de la mota justo tras ser retirada y replantada parcialmente (noviembre de 2019). Foto: Fundació Catalunya La Pedrera.



Figura 104 /

Mota retirada vista desde el otro lado de la balsa anexa. Se observan los tutores de árboles de ribera y cómo se ha recuperado el contacto visual con el otro margen del Segre, donde está ubicado el camping. Foto: Fundació Catalunya La Pedrera.

Acción 3. Plantación de árboles de ribera

En las zonas con tierras removidas se siembran herbáceas locales para fomentar una rápida renaturalización y proporcionar estabilidad a los taludes. Por otro lado, en los canales abiertos, en las orillas de las balsas y en el tramo paralelo al río, se han plantado alisos, sauces, fresnos y chopos para ayudar a la consolidación del bosque de ribera que antiguamente crecía en la zona. La planta proviene

de semillas y estacas recolectadas localmente y producidas en los viveros de la empresa pública Forestal Catalana (tabla 4).

En la tabla siguiente figura una relación de las especies de ribera plantadas. Gran parte de ellas se acompañan de tutores. En el caso de los árboles grandes, se ha practicado un alcorque que se ha llenado parcialmente con tierra vegetal (figuras 105 y 106).

Tabla 4 / Planta plantada a l'espai inundable de les Basses de Gallissà (Bellver de Cerdanya).

| Especie arbórea | Tamaño | Formato | Cantidad |
|---------------------------|----------------------|---------------------------|----------|
| <i>Alnus glutinosa</i> | 200-250 cm de altura | Contenedores de 12 litros | 300 |
| <i>Alnus glutinosa</i> | 20-25 cm de altura | FP | 500 |
| <i>Salix alba</i> | 20-25 cm de altura | FP | 250 |
| <i>Fraxinus excelsior</i> | 20-25 cm de altura | FP | 200 |
| <i>Populus nigra</i> | 20-25 cm de altura | FP | 50 |

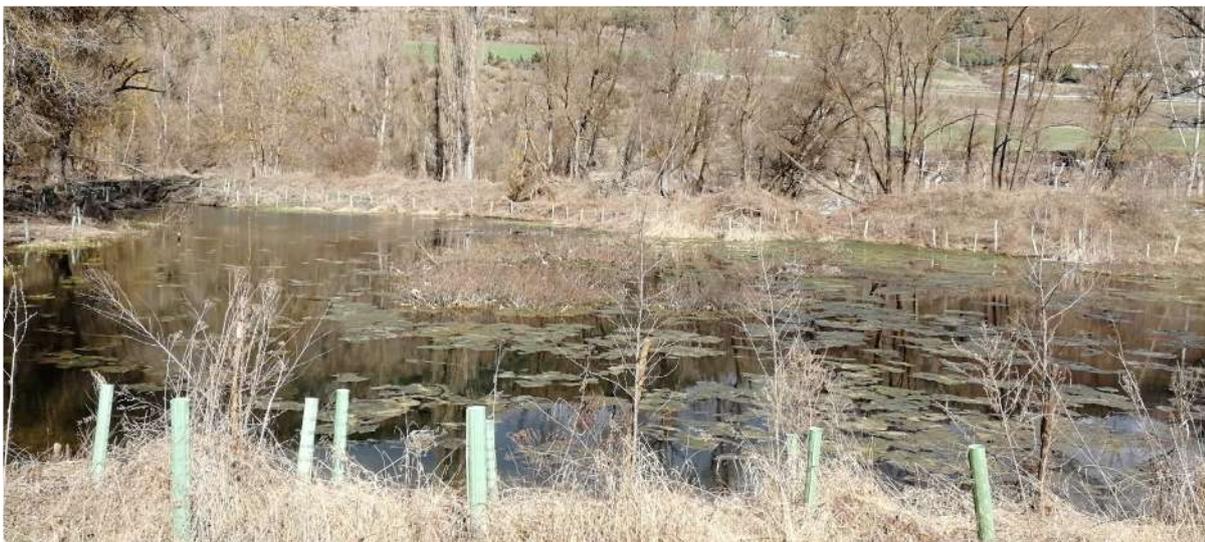


Figura 105 /

Vista de la balsa 3 y de los tutores con plantones de árboles de ribera (marzo de 2021). Foto: Fundació Catalunya La Pedrera.

Acción 4. Sensibilización ambiental y adecuación del uso público

Para comunicar a la ciudadanía el proyecto LIFE ALNUS y las intervenciones llevadas a cabo en la zona, se instalan unos paneles informativos con datos sobre la plantación, y un panel más grande, en la entrada del espacio, donde se describe el proyecto LIFE ALNUS. También se retiran y restituyen algunos paneles antiguos dañados, así

como una valla de brezo que protegía la balsa aguas abajo; en este último punto hubo un mirador de pájaros que, debido al estado de las aguas, acogía muy poca variedad de especies. El objetivo es dar continuidad y profundidad al campo visual de la zona. También se instala una nueva pasarela que salva el desnivel del canal que conecta la balsa 1 con la 2, y que ofrece un nuevo atractivo a la zona (figura 107 y siguientes).



Figura 106 /

Árboles plantados a lo largo del canal entre la balsa 2 y la 3, y alrededor de esta última. A la derecha, en la imagen, puede verse la pantalla de brezo que separaba la balsa 3 del resto del espacio, y que fue retirada. Al fondo, la balsa 3 muestra un importante nivel de eutrofización. Foto: Fundació Catalunya La Pedrera.



Figura 107 /

Adecuación de la nueva cartelería al espacio. Foto: Fundació Catalunya La Pedrera.



Figura 108 /

Adecuación de itinerarios y nueva cartelería. Foto: Fundació Catalunya La Pedrera.



Figura 109 /

Vista general de la zona desde la colina de Gallissà, posterior a la intervenció de LIFE ALNUS (marzo de 2021). Foto: Fundació Catalunya La Pedrera.

Alt Segre. Un proyecto de futuro para los bosques riparios de la Cerdanya

Una vez finalizadas las acciones de restauración de LIFE ALNUS en las balsas de Gallissà, y gracias al conocimiento generado por el proyecto en la fase de análisis de las alisedas en Cataluña, se demostró la importancia de plantear y estructurar una visión de futuro para los bosques de ribera del Alt Segre. Estos bosques, cuya superficie actual es de 154 ha, tienen un gran interés dentro del contexto ibérico y su estado actual de conservación es bueno en términos generales, aunque manifiestamente mejorable.

Por este motivo (y como acción gestada dentro del periodo LIFE, aunque contando con medios y recursos adicionales al proyecto), la Fundación Catalunya La Pedrera encargó un anteproyecto («Propuestas para la protección, restauración y valorización del paisaje aluvial de la Cerdanya», 2019) para dar forma a esta visión de futuro de los bosques del Segre, en forma de estrategia de actuación, y poderlo plantear a las autoridades locales (ayuntamientos y Consejo Comarcal), así como al Gobierno de la Generalitat de Catalunya (figura 110).



Figura 110 /

Documento inicial del proyecto presentado a los ayuntamientos, al Consejo Comarcal y a la Generalitat de Catalunya (2019).

Esta propuesta tenía un doble componente:

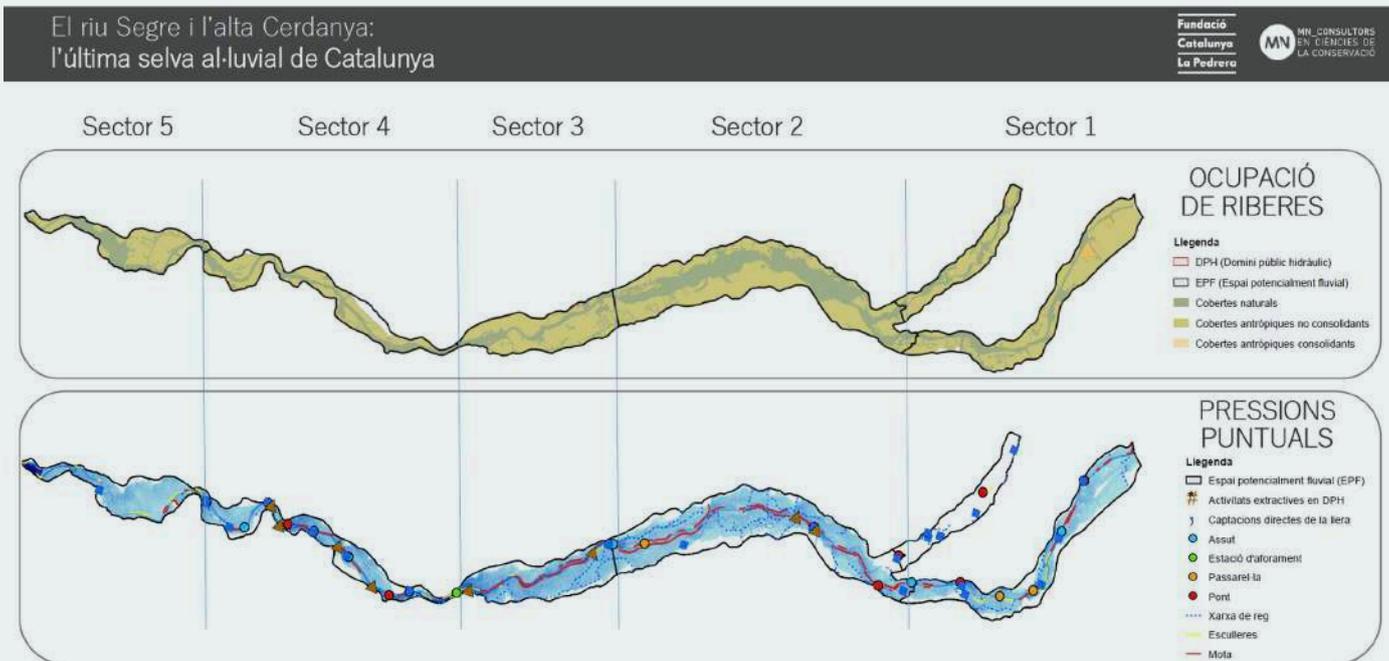
- Conservación y restauración de los espacios de ribera: restitución del bosque de ribera de inundación en la llanura de la Cerdanya, allí donde fuera posible, con definición de las infraestructuras que dificultan las dinámicas naturales y las acciones de restauración hidrológica y del bosque fluvial que corresponda llevar a cabo.
- Valorización social y económica («Camí del Riu»): establecimiento de un itinerario fluvial

entre Martinet de Cerdanya y Llívia que recorra estos espacios fluviales y genere un activo turístico y de comunicación pedestre y no motorizada entre los núcleos de la llanura, respetando, por supuesto, las zonas de mayor sensibilidad ecológica.

La parte relativa a la conservación y restauración del espacio fluvial se encargó a la empresa MN Consultors (que también es socia del proyecto LIFE ALNUS), que contaba ya con la experiencia y el conocimiento adquiridos previamente en la zona durante la fase de estudio del LIFE ALNUS.

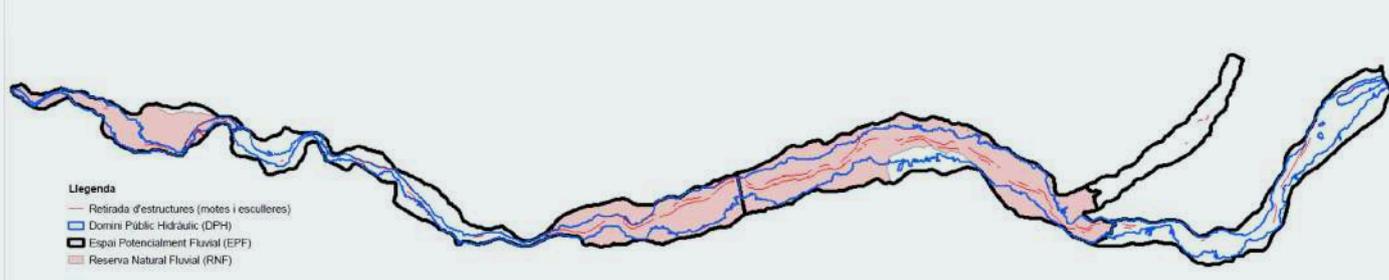
En este diagnóstico se lleva a cabo un estudio de detalle de cinco sectores distribuidos en 262 ha de ribera, donde se prevén acciones de retirada de escolleras y motas dentro del DPH, la restitución de los hábitats fluviales en estos

sectores, la adquisición de fincas y acuerdos de custodia, así como la ampliación de la actual Reserva Natural Parcial del Segre-Prullans, con un coste total estimado de actuaciones de entre 6,8 y 10,2 millones de euros (figura 111).



RESUM DIAGNÒSI: TRAMIFICACIÓ

El riu Segre i l'alta Cerdanya: l'última selva al·luvial de Catalunya



| SECTOR | 1) Objectius en DPH | | | | 2) Objectius fora de DPH | | COST EXECUCIÓ | |
|--------|-----------------------|------|-------------------|------|----------------------------|-----|-----------------|----------------------------|
| | Retirada d'esculleres | | Retirada de motes | | Sup. Actuació (dins d'EPF) | | (Ampliació RNF) | |
| | ml | % | ml | % | ha | % | ha | entre |
| 1 | 564.82 | 29% | 1,631.76 | 72% | 128.83 | 41% | 0.00 | 1,040,000 € - 1,560,000 € |
| 2 | 320.56 | 100% | 7,896.47 | 100% | 210.85 | 55% | 132.01 | 2,000,000 € - 3,010,000 € |
| 3 | 930.00 | 92% | 3,680.33 | 100% | 90.53 | 57% | 67.42 | 2,370,000 € - 3,550,000 € |
| 4 | 48.87 | 6% | 1,316.11 | 81% | 47.87 | 32% | 0.00 | 830,000 € - 1,240,000 € |
| 5 | 835.15 | 64% | 956.32 | 100% | 49.15 | 41% | 63.32 | 600,000 € - 900,000 € |
| TOTAL | 2,699.40 | 50% | 15,480.98 | 94% | 527.23 | 47% | 262.75 | 6,840,000 € - 10,260,000 € |

Figura 111 /

Tramos de actuación propuestos en el anteproyecto «Propuestas para la protección, restauración y valorización del paisaje aluvial de la Cerdanya» (2019). Fuente: MN Colsutores para Fundació Catalunya La Pedrera.

El segundo bloque del camino fluvial se encomendó a la empresa especializada en senderismo ACNA, que había desarrollado previamente las Vías Azules del Llobregat por encargo de la Diputació de Barcelona. El trazado propuesto, exclusivamente peatonal, tiene una longitud de 38,4 km y una anchura mínima de 2,5 m. En gran parte de su recorrido (un 70 %) sigue caminos e infraestructuras (pasos) ya existentes a orillas del río. Se propone construir hasta tres pasarelas o puentes colgantes sobre el río (figura 112 y siguientes). El detalle puede consultarse en versión Instamaps en: <https://www.instamaps.cat/visor.html?businessid=33ea9ab7dcc3c5a0fd979deb66197f7a&-3D=fal#12/42.3143/1.8279>

La propuesta, que se presentó ante el Consejo de Alcaldes de la comarca de la Cerdanya en octubre de 2019, obtuvo el primer visto bueno de los diecisiete alcaldes y del Consejo Comarcal de la Cerdanya. Posteriormente, se celebraron distintas reuniones de trabajo con cada uno de los ayuntamientos implicados con el fin de concretar los aspectos de detalle que afectaban a cada término municipal.

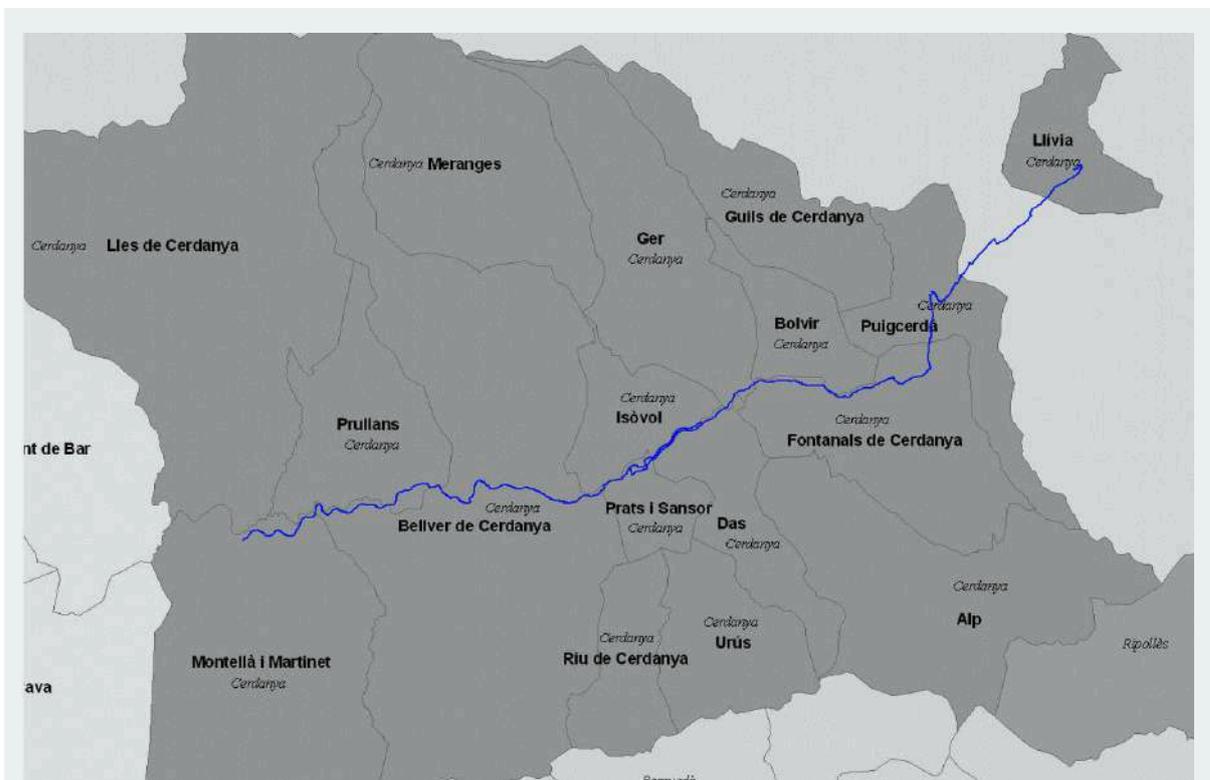


Figura 112 /

Trazado de la propuesta (anteproyecto) del Camino del Segre, entre Martinet y Llívia. Fuente: Fundació Catalunya La Pedrera.

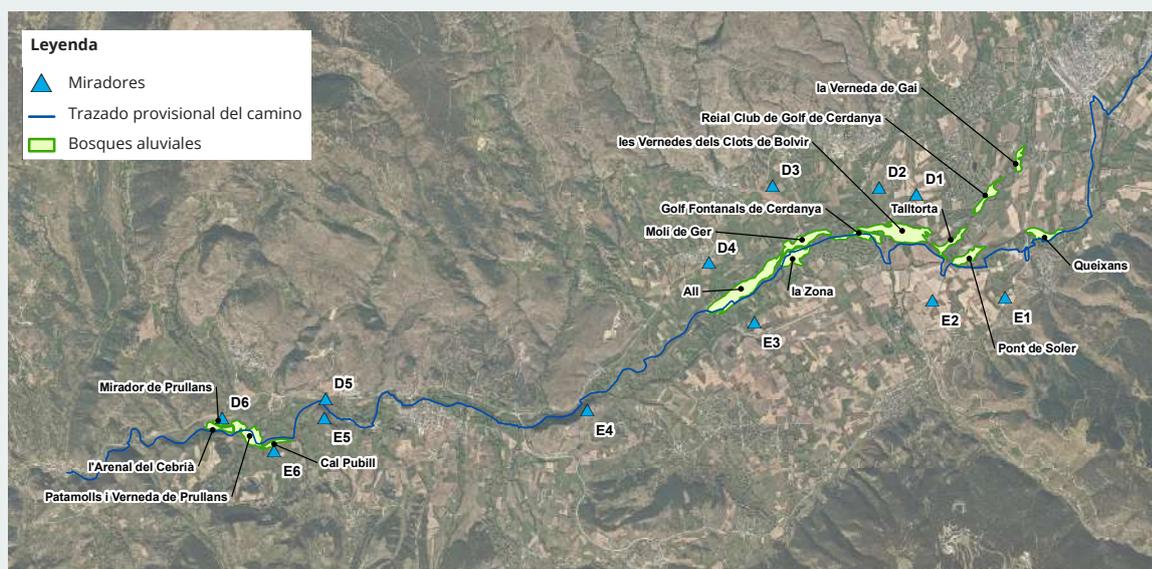


Figura 113 /

Mapa de las actuaciones principales planteadas en el "Camí del Segre". Fuente: Fundació Catalunya La Pedrera.

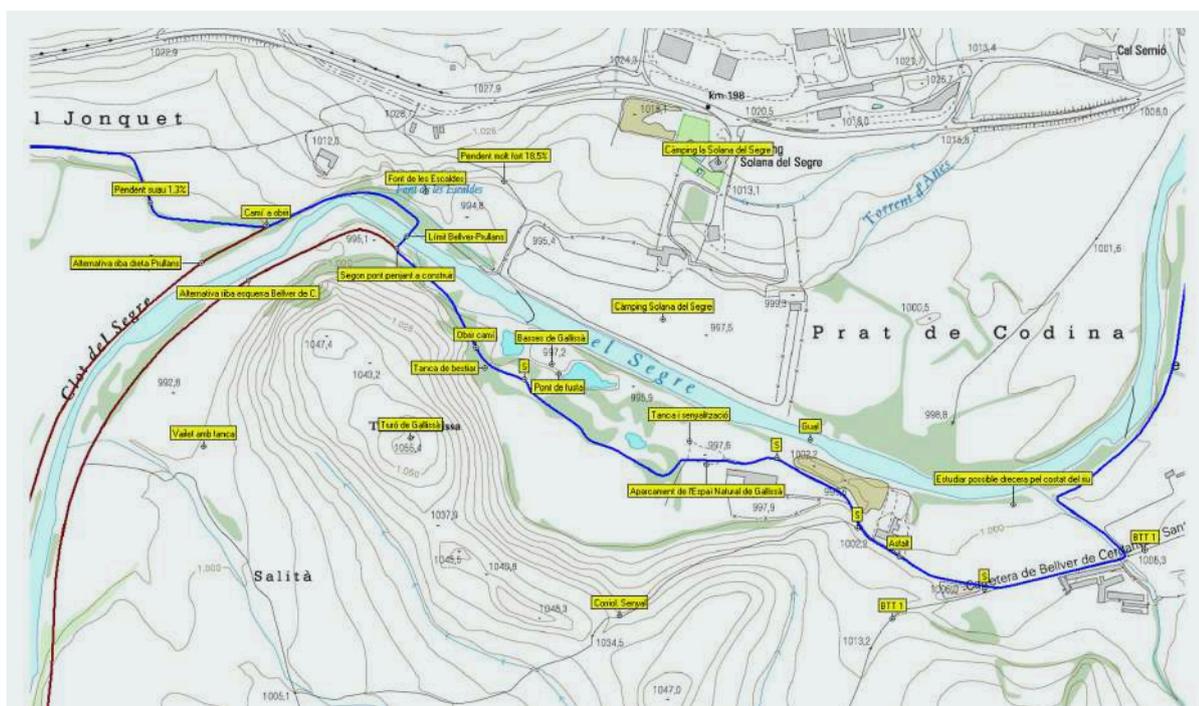


Figura 114 /

Detalle de la propuesta (anteproyecto) del "Camí del Segre", a su paso por las Bases de Gallissà (Bellver de Cerdanya). Fuente: Fundació Catalunya La Pedrera.

Entre finales de 2019 y principios de 2020, la propuesta se presentó al Gobierno de la Generalitat de Catalunya (Secretaría de Medio Ambiente y Dirección General de Políticas Ambientales y Medio Natural), que le concedió el aval político para su implementación, así como el compromiso de defender el proyecto ante la Confederación Hidrográfica del Ebro.

El proyecto, pese a las dificultades operativas durante la pandemia de 2020-2021, también fue presentado a la asociación ambiental local Ceretània, que lo acogió muy favorablemente.

En cuanto a la financiación, la propuesta pudo incluirse en un programa europeo que optaba a las ayudas Horizon 2020 en su convocatoria Green Deal dentro del consorcio europeo Blue Rivers. Se presentó el proyecto como ejemplo de restauración de un río europeo en el que destacaba su valor ambiental y, a la vez, turístico. Lamentablemente, el proyecto no fue seleccionado ante la alta participación que tuvo esta convocatoria (un único proyecto europeo en el ámbito terrestre entre más de doscientas candidaturas).

Sin embargo, el Consejo Comarcal de la Cerdanya, con la asistencia de la Fundación, presentó las actuaciones diseñadas en el anteproyecto «Camí del Riu» en la convocatoria Next Generation 2021, dentro del programa presentado por la Diputación de Lleida «Naturalment Lleida», y obtuvo una ayuda de 350 000 euros, que está previsto se licite y ejecute entre 2023 y 2025. Se espera poder redactar un proyecto ejecutivo para todo el tramo, así como distintas actuaciones e infraestructuras del camino, dentro de la provincia de Lleida. Asimismo, el Consejo Comarcal seguirá optando a más recursos dentro de las convocatorias 2022 y 2023 del programa Next Generation, incluidas también las medidas de restauración ambiental propuestas.

Por lo que respecta a la planificación ambiental, se consideró muy necesario plantear esta propuesta ante la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) mediante una aportación presentada por la Fundación (con el apoyo de la asociación Ceretània) dentro del periodo de información pública del Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro: «Propuesta de inclusión de un tramo del río Segre (Cerdanya, Lleida) como nueva reserva natural fluvial de la Demarcación del Ebro (octubre 2020)», así como

durante una reunión telemática con responsables de la Oficina de Planificación Hidrológica de la CHE. El resultado de esta propuesta fue que la CHE no consideró factible la declaración del río Segre por la Cerdanya como reserva fluvial, al no disponer de la naturalidad suficiente demandada por esta figura de protección. Sin embargo, sí manifestó su interés en avanzar en las actuaciones hidrológicas y de protección planteadas, dentro del nuevo periodo de programación de la cuenca. Habrá que ver cuáles de estas propuestas pueden entrar finalmente en la programación del Plan Hidrológico del Ebro, y seguir insistiendo en su necesidad por motivos ambientales y de mejora frente a las avenidas y crecidas del río.





Muestreo de vegetación de ribera y macrófitos acuáticos. Río Segre, Bellver de Cerdanya / Foto: Jordi Bas.

8 /

**SEGUIMIENTO DE
INDICADORES BIOLÓGICOS
E HIDROMORFOLÓGICOS**

8a / INDICADORES DE SEGUIMIENTO DEL PROYECTO LIFE ALNUS: HÁBITATS ACUÁTICOS

Marc Ordeix, Rosa Gurí, Laia Jiménez, Èlia Bretxa, Núria Sellarès, Marta Jutglar y Francesc Llach

Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos (CERM), Universidad de Vic-Universidad Central de Cataluña (UVic-UCC).

8a.1. Introducción

El proyecto LIFE ALNUS ha utilizado varios indicadores de seguimiento de los ambientes o hábitats acuáticos (en relación con los macroinvertebrados y peces) y de ribera (en relación con estaciones forestales, pájaros, murciélagos y otros mamíferos).

Los objetivos específicos de este seguimiento eran los siguientes:

1. Evaluar el efecto de las actuaciones de conservación y restauración de los hábitats en relación con las comunidades y organismos bioindicadores: i) establecimiento de un régimen de caudales en el río Ter y en el río Congost; ii) restauración hidromorfológica del río y el bosque de ribera en las cuencas del Segre, el Ter y el Congost (véanse los capítulos correspondientes en este manual).
2. Conocer las variables a escala de hábitat y del conjunto de los sectores estudiados que influyen en la riqueza y la abundancia de grupos taxonómicos y bioindicadores acuáticos y de ribera.
3. Integrar la información aportada por el estudio de bioindicadores en la planificación de las actuaciones del proyecto LIFE ALNUS y la gestión adaptativa posterior y su replicabilidad en otras cuencas hidrográficas.

La restauración (o rehabilitación) activa del hábitat del LIFE ALNUS consistió en las siguientes actuaciones:

1. Tratamiento silvícola de la vegetación. En la cuenca del Ter, antes del embalse de Sau, y en la cuenca del Besòs. Para la descripción de las actuaciones, véanse los capítulos 3 y 4.
 - 1.1. Regulación de la competencia por el árbol y resalveos.
 - 1.2. Tratamiento de las especies alóctonas e invasoras.
2. Restauración del bosque de ribera (desfragmentación o reintroducción del hábitat) o refuerzo de la vegetación existente mediante la plantación de especies autóctonas. En la cuenca del Ter, antes del embalse de Sau, y en la cuenca del Besòs.
3. Mejora hidromorfológica. En tres tramos: el río Congost en Granollers-Canovelles, el río Ter en Les Masies de Voltregà-Torelló, y el río Segre en Bellver de Cerdanya. Para la descripción de las actuaciones, véanse los capítulos 5, 6 y 7.
4. Restitución de caudales al río en aprovechamientos hidroeléctricos. Esclusas del Mariner (Camprodon) y de Gallifa (Les Masies de Voltregà).

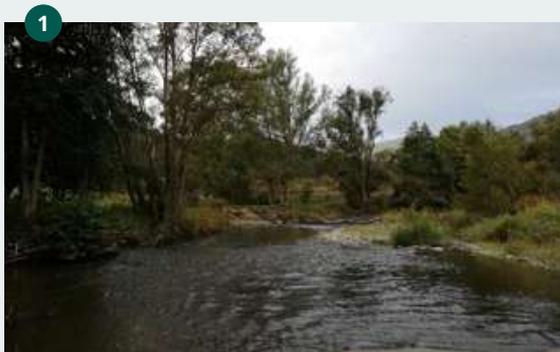
En este capítulo se describen los indicadores asociados a los hábitats acuáticos. Los muestreos se llevaron a cabo en todas partes durante el periodo 2018-2020, aunque se prolongaron hasta el año 2022 en el río Ter a su paso por la comarca de Osona.

8a.2. Áreas de estudio

Estos seguimientos se efectuaron en cuatro sectores de tres cuencas fluviales catalanas distintas: una más urbana e industrial (el Congost), y las otras dos más rurales, en un entorno agrícola y ganadero intensivo (el Ter) y extensivo (el Segre). Concretamente, en cada sector se intentó testar lo siguiente:

1. Río Ter en Camprodon (comarca del Ripollès): establecimiento de un régimen de caudales ambientales.
2. Río Ter en Les Masies de Voltregà y Torelló (comarca de Osona): establecimiento de un régimen de caudales ambientales y restauración hidromorfológica del río y el bosque de ribera.
3. Río Congost (cuena del Besòs) en la Garriga, Canovelles y Granollers (comarca del Vallès Oriental): establecimiento de un régimen de caudales ambientales y restauración hidromorfológica del río y el bosque de ribera.
4. Río Segre (cuena del Ebro) en Bellver de Cerdanya y Prullans (comarca de la Cerdanya): restauración hidromorfológica del río y el bosque de ribera.





Rió Segre en Bellver de Cerdanya (Cerdanya).



Rió Ter en Camprodon (Ripollès).



Rió Ter en Les Masies de Voltregà (Osona).



Rió Congost en la Garriga (Vallès Oriental).

Figura 115 /

Áreas de estudio del proyecto LIFE ALNUS. Cartografía de base: Agencia Catalana del Agua.

8a.3. Metodología

La evaluación efectuada parte de un enfoque basado en los análisis Before-After-Control-Impact (BACI). Se basa en el muestreo, como mínimo, de dos periodos distintos: antes y después de las actuaciones de restauración, comparando sectores restaurados con otros de control, antes y después del posible impacto (figura 116). Se trata de un método eficaz para evaluar las perturbaciones naturales e inducidas por el hombre en variables ecológicas. Se hizo cada año, en primavera-verano y en otoño, para obtener esta información, también, antes y después de la sequía estival.

Se llevaron a cabo muestreos cuantitativos multihábitat de los macroinvertebrados acuáticos (MAGRAMA, 2013; secciones 1-8), que permitieron el cálculo de varios índices de calidad biológica del agua: IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, *et al.*, 2002), FBILL (Prat, *et al.*, 2000), IASPT (Alba-Tercedor, *et al.*, 2002), EPT (número de familias pertenecientes a los órdenes *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera*; Lenat, 1983) y OCH (número de familias de los órdenes *Odonata*, *Coleoptera* y *Heteroptera*; Lenat, 1983). Se calcula la biomasa seca libre de cenizas (AFDM) para estimar la biomasa (DW) de macroinvertebrados acuáticos en cada lugar de muestreo por familia/género.

Se evaluó el poblamiento de peces mediante sistemas de pesca eléctrica (composición taxonómica, individuos/100 m y biomasa/ha), de acuerdo con el documento BIORI (Protocolo de evaluación de la calidad biológica de los ríos) de la Agencia Catalana del Agua (2006) y, a su vez, según la norma CEN UNO-EN 14011:2003 (Water Quality – Sampling of fish with electricity; European Commission, 2003). También se midieron anchura, profundidad y velocidad del agua cada 10 metros de cada tramo muestreado, para recopilar datos adicionales de hábitat acuático y determinar el área de muestreo de peces. Finalmente, se calculó el índice IBICAT (Sostoa, *et al.*, 2012).

El muestreo se complementaba con el cálculo de parámetros hidromorfológicos: del hábitat fluvial (para el cálculo de los índices IHF, RBPS y RHS; Pardo, *et al.*, 2002; Barbour *et al.*, 1998; Raven *et al.*, 1997, respectivamente) y la calidad de la vegetación de ribera (para el cálculo del índice QBR; Munné *et al.*, 2003), siguiendo las indicaciones de la Directiva Marco sobre el Agua (CEE, 2000) y los criterios adoptados por la Agencia Catalana del Agua. Asimismo, se elaboró una cartografía detallada de los mesohábitats del cauce (según Veza *et al.*, 2011) para su representación gráfica georreferenciada de la distribución de los hábitats



Figura 116 /

Imágenes de varios muestreos de ambientes acuáticos en las áreas de estudio del proyecto LIFE ALNUS. Fuente: CERM-UVic-UCC.



Raíces de aliso sumergidas, magnífico ejemplo de la asociación entre el bosque y el medio acuático. Río Fornès, cuenca del Ter / Foto: Jordi Bas.

acuáticos y tratamiento de datos, mediante el sistema de información geográfica Miramon (Pons, 2004). También se determinaron los parámetros fisicoquímicos del agua mediante sondas portátiles (pH, conductividad eléctrica, temperatura y oxígeno disuelto) y el caudal de cada punto de muestreo (por el método velocidad-área; Hauer & Lamberti, 2007). Complementariamente, a través del proyecto Life Alnus, se instalaron y consultaron regularmente cinco estaciones de aforo nuevas (consultables en línea: <https://lifealnus.eu/aca-smarty-planet>): dos de ellas en el río Ter a su paso por la comarca del Ripollès (aguas arriba y aguas abajo de la esclusa del Mariner, en Camprodon), dos más en el río Ter a su paso por Osona (aguas arriba y aguas abajo de la esclusa de Gallifa, en Les Masies de Voltregà), y otra en Canovelles (aguas abajo de la balsa del Fangar). También se consultó la estación de aforo del Congost, ya existente, de la Agencia Catalana del Agua en la Garriga (<http://aca-web.gencat.cat/aetr/vishid>).

8a.4. Resultados obtenidos

De manera preliminar y en conjunto, se observa una mejora de los ambientes acuáticos y de ribera tras las actuaciones efectuadas, pendiente de un análisis más profundo y a medio plazo,

especialmente en el río Ter a su paso por la comarca de Osona, teniendo en cuenta que algunos trabajos se ejecutaron a finales de 2022.

8a.4.1. Alto Ter (el Ripollès)



Figura 117 /

Puntos de muestreo del proyecto LIFE ALNUS en el río Ter a su paso por el Ripollès en el periodo 2018-2020. Leyenda: TER1: aguas arriba de la esclusa del Mariner (Camprodon); TER2: aguas abajo de la esclusa del Mariner (Camprodon).

El objetivo de estos muestreos era evaluar el establecimiento de un régimen de caudales ambientales, de común acuerdo con la empresa hidroeléctrica Estabanell y Pahisa, S. A., la Agencia Catalana del Agua y el Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos - Universidad de Vic-Universidad Central de Cataluña, siguiendo los criterios siguientes:

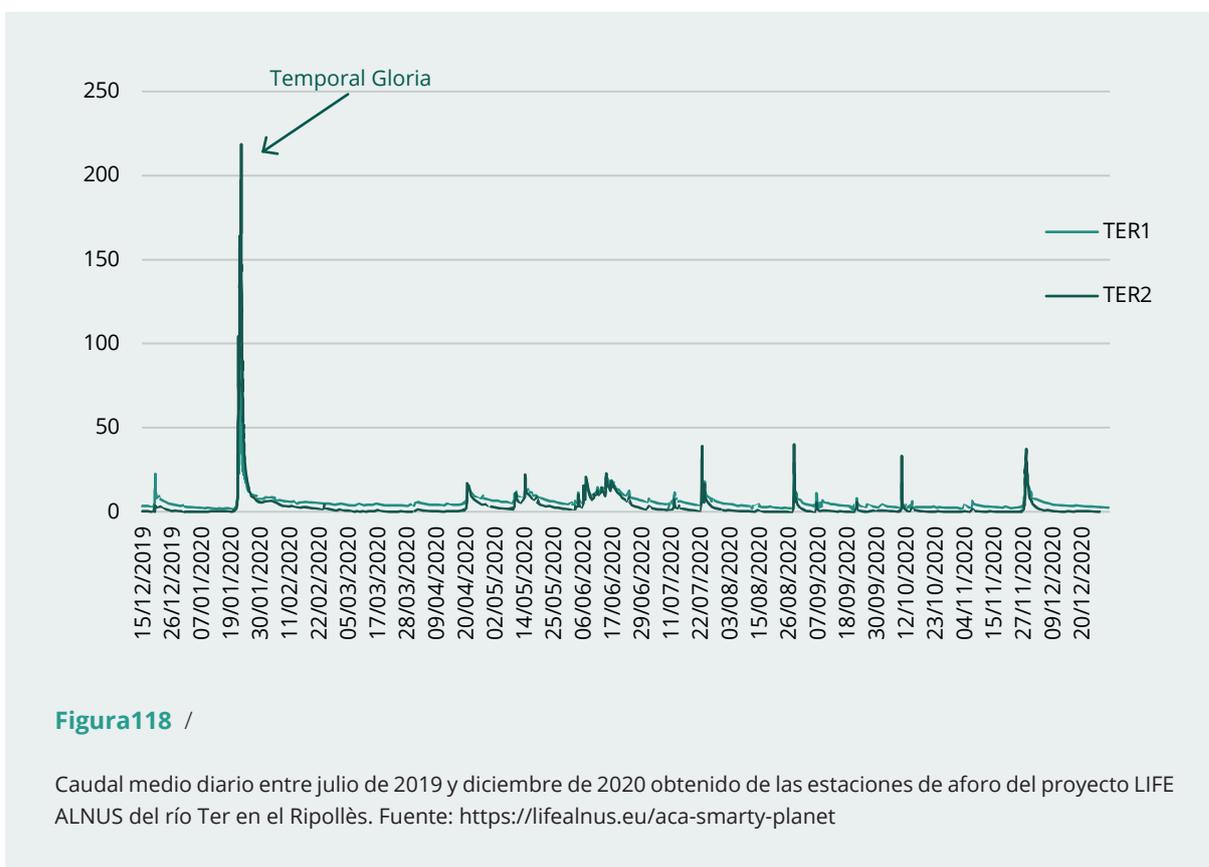
- Primera mitad del año 2018: funcionamiento ordinario de la minicentral, tal como había hecho hasta entonces, con un caudal de mantenimiento estimativo del orden del 10 % del caudal ambiental indicado en el Plan Sectorial de Caudales de Mantenimiento de las cuencas internas de Cataluña (PSCM; ACA, 2005), que corresponde a 1,7 m³/s de octubre a marzo, a 1,384 m³/s en abril y mayo, a 1,73 m³/s en junio, y a 2,595 m³/s de julio a septiembre.

- Segunda mitad del año 2018 (desde el 1/06): liberación mínima del 40 % del caudal del PSCM durante el «periodo crítico», de julio a diciembre, correspondiente a 2,595 m³/s.

- Año 2019 y posteriores: liberación mínima del 60 % del caudal del PSCM durante el «periodo crítico», de julio a diciembre, correspondiente a 2,595 m³/s.

Exceptuando algunas riadas, el caudal del río Ter se mantuvo mucho más alto aguas arriba de la esclusa del Mariner (Camprodon) que aguas abajo (figura 118), pero el régimen de caudales ambientales establecido a partir del 1 de junio de 2018 por la empresa hidroeléctrica Estabanell y Pahisa, S. A. redujo esta diferencia enormemente en relación con los años anteriores. Ambos tramos se caracterizan por un predominio de flujos de velocidad elevada.

La calidad del bosque de ribera es buena, casi natural en los dos sitios donde se realizó el muestreo. Se observó una alteración clara en invierno de 2018, provocada por la tormenta Leslie, que redujo la cobertura vegetal en la llanura inundable. En verano del 2019, sin embargo, la cobertura había vuelto a una fase de mejor calidad, pero la recuperación fue más rápida aguas abajo de la esclusa, consiguiendo una puntuación superior del índice QBR que aguas arriba. En el periodo 2018-2020, los resultados del Índice de Hábitat Fluvial y del Rapid *Bioassessment Protocol* fueron, en general, idóneos para los macroinvertebrados acuáticos y los peces.





Brazo de río rehabilitado en el río Ter (Isla de Les Gambires, Torelló), objetivo de seguimiento de las comunidades acuáticas del LIFE ALNUS / Foto: Jordi Camprodon.

La densidad de macroinvertebrados acuáticos (figura 119) es más alta en verano —cuando hay mucha más productividad, también fotosintética, en los ríos— que en invierno. La densidad durante el verano de 2018 fue menor aguas arriba de la esclusa del Mariner (TER1) que aguas abajo de la misma (TER2), pero se observó la situación contraria en los veranos de 2019 y 2020. En el invierno de 2018, la densidad fue inferior a la de 2019. Estos valores bajos estarían relacionados con la tormenta Leslie (octubre de 2017). En el año 2020, la densidad y biomasa de macroinvertebrados fue bastante superior a la de los años anteriores en ambos lugares (debe analizarse con mayor detalle si existe una recuperación después de las tormentas Leslie y Gloria), y hay más macroinvertebrados aguas arriba que aguas abajo de la esclusa, donde abundan mesohábitats con velocidades relativamente elevadas, y pueden favorecer la deriva de esta fauna. La biomasa de macroinvertebrados muestra el mismo patrón que la densidad, que también es más elevada en verano que en invierno (figura 119).

Las familias de macroinvertebrados acuáticos más representativas de este sector son: *Chironomidae*, *Leuctridae*, *Ephemerellidae*, *Heptageniidae*, *Simuliidae* y *Hydropsychidae*. La importancia de cada grupo cambia según la estación y el año. El número de taxones de macroinvertebrados tiende a aumentar con el tiempo. En general, hay más taxones aguas arriba de la esclusa que aguas abajo, y su progresivo aumento, año tras año, también es más destacable que aguas abajo. Es posible que este hecho esté condicionado por el aumento progresivo de los caudales ambientales.

La calidad biológica del agua basándonos en los macroinvertebrados acuáticos es muy buena en ambos tramos. Aun así, río abajo de la esclusa, donde hay mucha más oxigenación y menos deposición de sedimentos a lo largo de todo el año, el agua tiene relativamente mejor calidad que río arriba (figura 120).

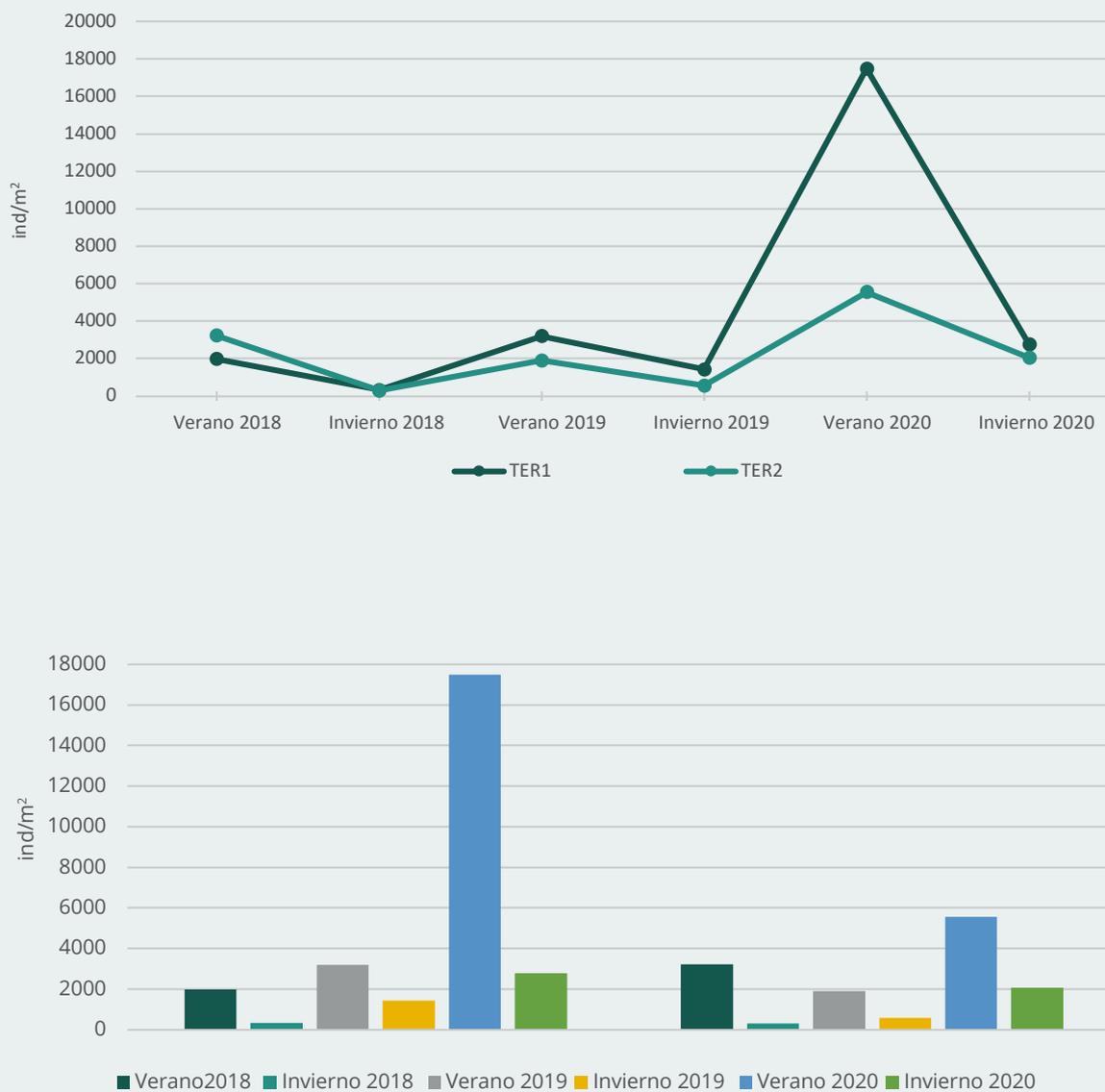


Figura 119 /

Densidad (arriba) y biomasa (debajo) de macroinvertebrados acuáticos durante el periodo 2018- 2020 del río Ter en el Ripollès. Leyenda: TER1: aguas arriba de la esclusa del Mariner (Camprodon); TER2: aguas abajo de la esclusa del Mariner (Camprodon).

La trucha común (*Salmo trutta*) es la especie predominante en el poblamiento de peces del río Ter en Camprodon, tanto río arriba como río abajo de la esclusa del Mariner. La acompaña, en un número reducido, otra especie autóctona, el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) y una especie invasora de origen centroeuropeo, el lobo de río (*Barbatula barbatula*) (tabla 5).

Algunos años se han detectado diferencias de densidad de peces a un y otro lado de la esclusa del Mariner. En 2020 se produjo el cambio más importante: la densidad de peces disminuyó en verano —e incluso más en invierno y río abajo de la esclusa— hasta valores inferiores a los detectados previamente. Se supone que este hecho tiene relación con la rotura de un colector de aguas residuales aguas arriba, que desgraciadamente afectó al conjunto del tramo de estudio (figura 121).

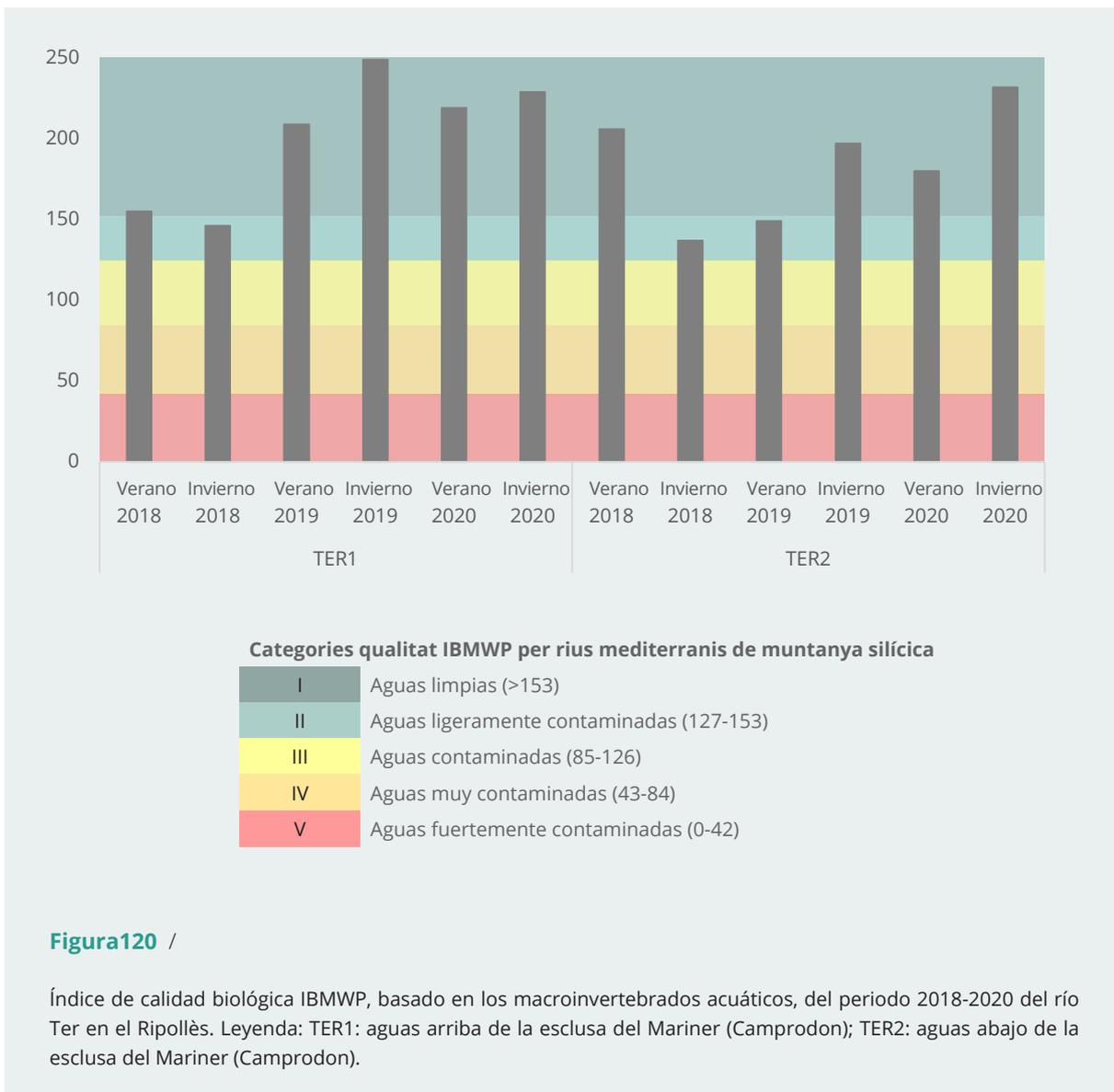


Tabla 5 / Poblamiento de peces el periodo 2018-2020 en la cuenca alta del río Ter (comarca del Ripollès). Estatus de conservación en España según el Libro rojo de los vertebrados españoles; en el mundo, según IUCN Red List. Dibujos: Toni Llobet.

| Especie | Estatus de conservación | |
|---|---|---|
| Trucha común (<i>Salmo trutta</i>) | En España: vulnerable En el mundo: preocupación menor |  |
| Barbo de montaña (<i>Barbus meridionalis</i>) | Directiva Hábitats 92/43/CEE Anexos II y V. En España: vulnerable En el mundo: vulnerable |  |
| Lobo de río (<i>Barbatula barbatula</i>) | Especie invasora |  |

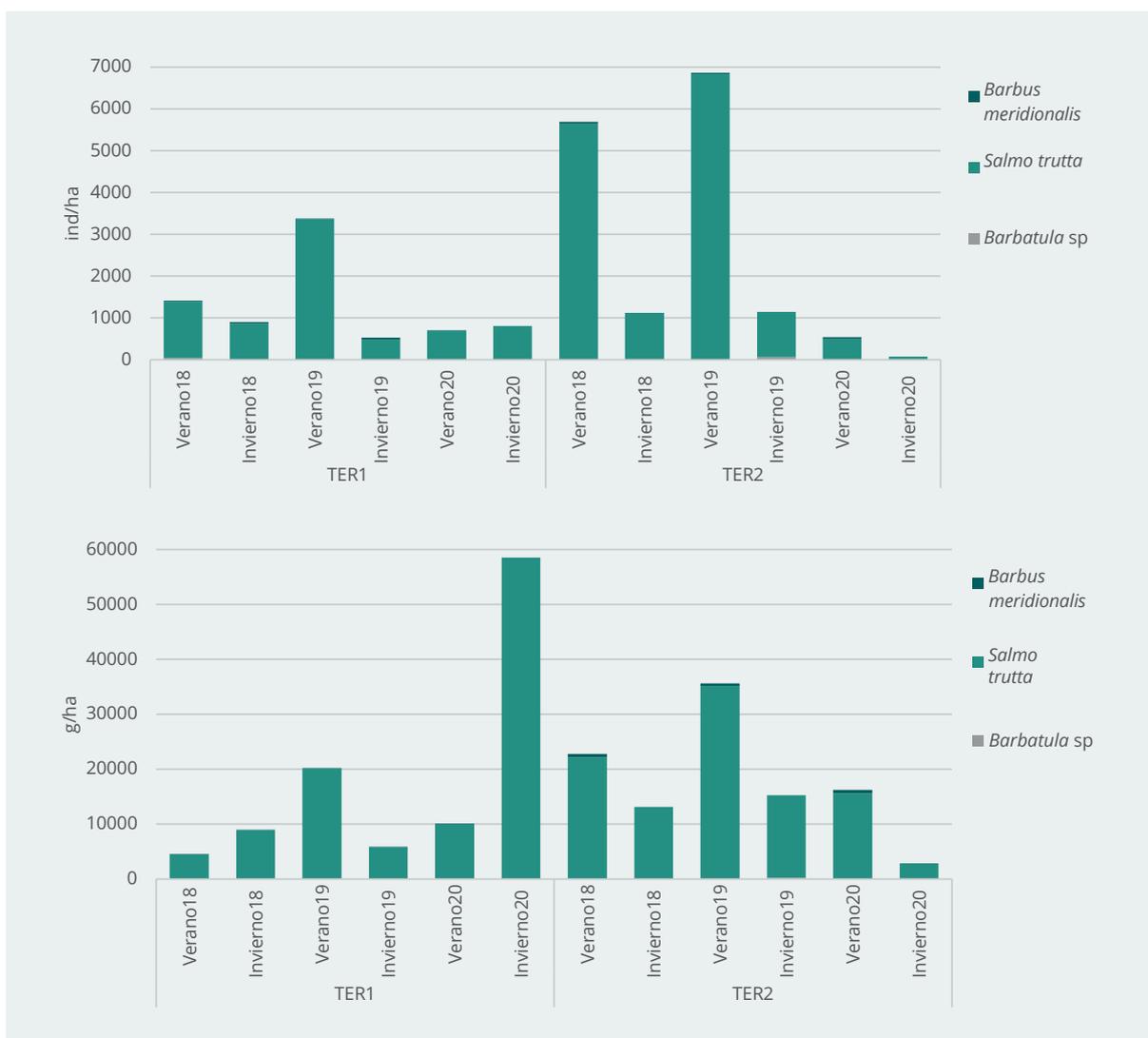


Figura 121 /

Densidad (arriba) y biomasa (debajo) de peces durante el periodo 2018-2020 en el río Ter a su paso por el Ripollès. Leyenda: TER1: aguas arriba de la esclusa del Mariner (Camprodon); TER2: aguas abajo de la esclusa del Mariner (Camprodon).

8a.4.2. Ter Medio (Osona)

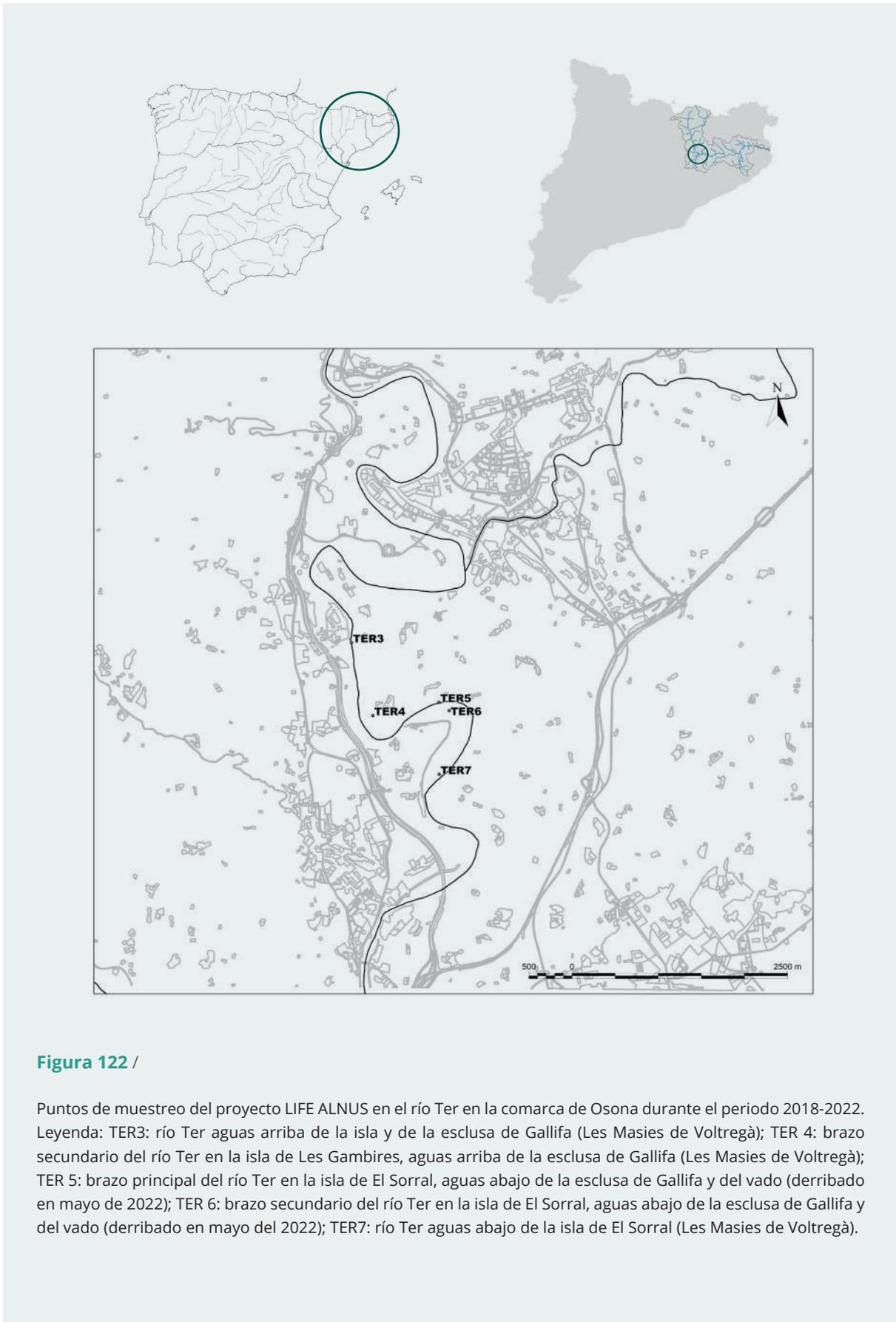


Figura 122 /

Puntos de muestreo del proyecto LIFE ALNUS en el río Ter en la comarca de Osona durante el periodo 2018-2022. Leyenda: TER3: río Ter aguas arriba de la isla y de la esclusa de Gallifa (Les Masies de Voltregà); TER 4: brazo secundario del río Ter en la isla de Les Gambires, aguas arriba de la esclusa de Gallifa (Les Masies de Voltregà); TER 5: brazo principal del río Ter en la isla de El Sorral, aguas abajo de la esclusa de Gallifa y del vado (derrribado en mayo de 2022); TER 6: brazo secundario del río Ter en la isla de El Sorral, aguas abajo de la esclusa de Gallifa y del vado (derrribado en mayo del 2022); TER7: río Ter aguas abajo de la isla de El Sorral (Les Masies de Voltregà).



Otro sector del brazo secundario rehabilitado en el río Ter (Isla de Les Gambires, Torelló), objetivo de seguimiento de las comunidades acuáticas del LIFE AL-NUS. Foto: Jordi Camprodon.

Aquí se evalúa, por un lado, el establecimiento de un régimen de caudales ambientales a partir de enero de 2019 y, por el otro, la restauración hidromorfológica de las islas de Les Gambires y de El Sorral, ejecutada entre otoño de 2021 y mayo de 2022 (figura 122).

El establecimiento de un régimen de caudales ambientales, de común acuerdo con la empresa hidroeléctrica Estabanell y Pahisa, S. A., la Agencia Catalana del Agua y el Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos - Universidad de Vic-Universidad Central de Cataluña, siguió los criterios siguientes:

- Año 2018: funcionamiento ordinario de la minicentral, tal como se había hecho hasta entonces, con un caudal de mantenimiento estimativo del 10 % del caudal ambiental indicado en el Plan Sectorial de Caudales de Mantenimiento de las cuencas internas de Cataluña (PSCM; ACA, 2005), que corresponde a 3,5 m³/s de octubre a marzo, a 4,5 m³/s en abril y mayo, a 3,5 m³/s en junio, y a 2,8 m³/s de julio a septiembre.

- Año 2019: liberación mínima del 30 % del caudal del PSCM durante el «periodo crítico», de julio a septiembre, correspondiente a 2,8 m³/s.

- Año 2020 y posteriores: se respeta el 60 % del caudal del PSCM durante el «periodo crítico», de julio a septiembre, correspondiente a 2,8 m³/s.

Antes de la restauración hidromorfológica de la isla de Les Gambires y de la eliminación del vado de la isla de El Sorral (finalizado en mayo del 2022), el caudal del río es muy bajo o prácticamente inexistente en los brazos secundarios fluviales de las islas de Les Gambires (TER4) y El Sorral (TER6). Después de la restauración, el caudal aumenta notablemente

en el brazo secundario de la isla de Les Gambires, pero no en la de El Sorral (posiblemente debido a la presencia de un espigón que no se llegó a retirar). En el curso principal del Ter, se observa una disminución del caudal río arriba en la esclusa de Gallifa (TER3) hacia abajo (TER5, TER7), por el efecto de derivación de la esclusa de Gallifa. En los años más secos, la disminución de caudales provoca menos velocidad del agua en general: práctica desaparición de rápidos, reducción de remansos (*riffles*), predominio del flujo laminar y pérdida general de la diversidad de hábitats (figura 123).

El bosque de ribera presenta una buena calidad del índice QBR en los diversos tramos de muestreo, pero hay sectores que sufren una ligera perturbación (TER3, TER4 y TER5), sobre todo por causa de la fragmentación del bosque de ribera y su poca amplitud. En todas partes aparecen comunidades de especies invasoras (*Robinia pseudoacacia*, *Populus* sp.), además de la modificación de terrazas aluviales en algunos tramos. Los resultados del Índice de Hábitat Fluvial (IHF) y del *Rapid Bioassessment Protocol* (RBPS) muestran que, en el cauce principal del río Ter (TER3, TER5 y TER7), las condiciones son óptimas para las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos, pero en los brazos secundarios (TER4, TER6) la calidad del hábitat es subóptima, básicamente debido al predominio de regímenes de flujo lento y un aumento de la deposición, sobre todo en los periodos más secos hasta mayo de 2022. A partir de esta fecha, las condiciones mejoran de manera notable en el brazo secundario de la isla de Les Gambires, que recupera su flujo constante todo el año, incluso durante un verano extremadamente seco como fue el de 2022.

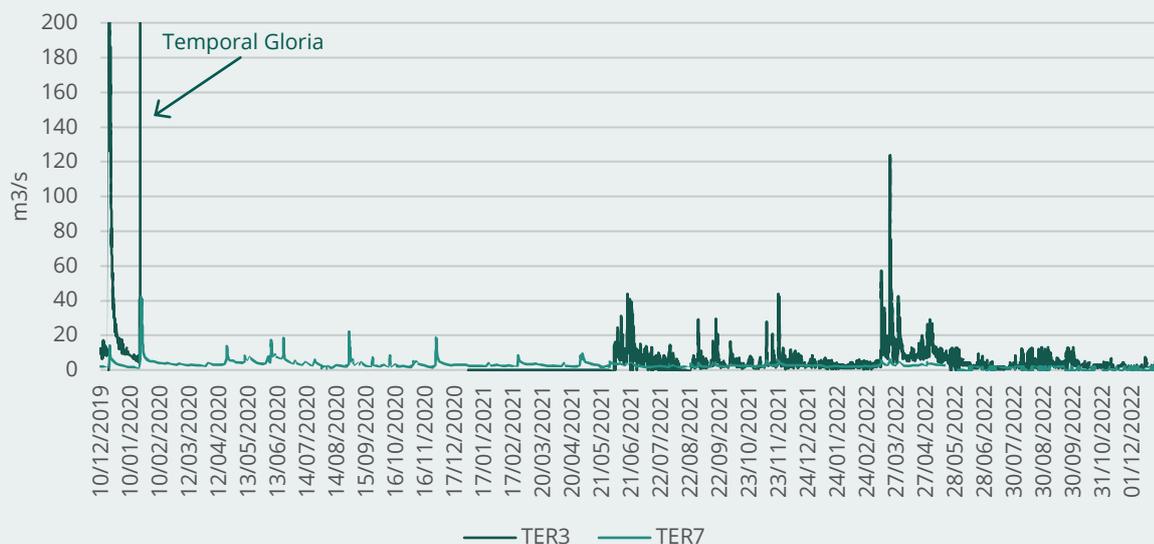


Figura 123 /

Caudal medio diario del periodo comprendido entre julio de 2019 y diciembre de 2020, obtenido de las estaciones de aforo del proyecto LIFE ALNUS en el curso medio del río Ter en la comarca de Osona. Leyenda: TER3: río Ter aguas arriba de la isla de Les Gambires y de la esclusa de Gallifa (Les Masies de Voltregà); TER7: río Ter aguas abajo de la isla de El Sorral (Les Masies de Voltregà). Fuente: <https://lifealnus.eu/aca-smarty-planet>

En general, la densidad de macroinvertebrados acuáticos es más elevada en primavera que en otoño. En otoño de 2018, después de la tormenta Leslie, todos los lugares de muestreo, excepto el brazo secundario de la isla de El Sorral (TER6), experimentaron una reducción importante de los macroinvertebrados. A partir de ese momento —y aunque se recuperaron durante la primavera de 2019— disminuyeron ligeramente en todas partes (figura 123).

Las familias más representativas del brazo principal son *Chironomidae*, *Hydropsychidae* y *Simuliidae*, en primavera, y *Chironomidae*, *Corixidae*, *Caenidae*, *Simuliidae* y *Hydracarina*, en otoño. En los brazos secundarios predomina *Copepoda*, *Cladocera* y *Chironomidae*. Los grupos de los efemerópteros, plecópteros y tricópteros, órdenes típicos de remansos y rápidos, están más representados en el brazo principal que en los brazos secundarios; los valores más bajos en todos los puntos de muestreo están relacionados con los efectos de la tormenta Leslie y también del temporal Gloria —aunque este último tuvo un impacto menor que en

el litoral— y los caudales más bajos de los brazos laterales, excepto a partir de mayo de 2022 en el brazo pequeño de la isla de El Sorral.



La calidad biológica del agua basándonos en los macroinvertebrados acuáticos es buena o muy buena en la mayoría de muestreos (figura 124). Los valores más bajos detectados, que indican agua de calidad intermedia, son consecuencia de las lluvias torrenciales asociadas a la tormenta Leslie. Se

detecta otro momento con unos valores bajos en el brazo secundario de la isla de Les Gambires (TER4): en primavera y otoño de 2019, cuando el caudal se redujo mucho e, incluso, en otoño, el agua dejó de fluir.



Determinación de macroinvertebrados acuáticos en los laboratorios del CERM-UVic-UCC en el Museu del Ter. Foto: Marc Ordeix.

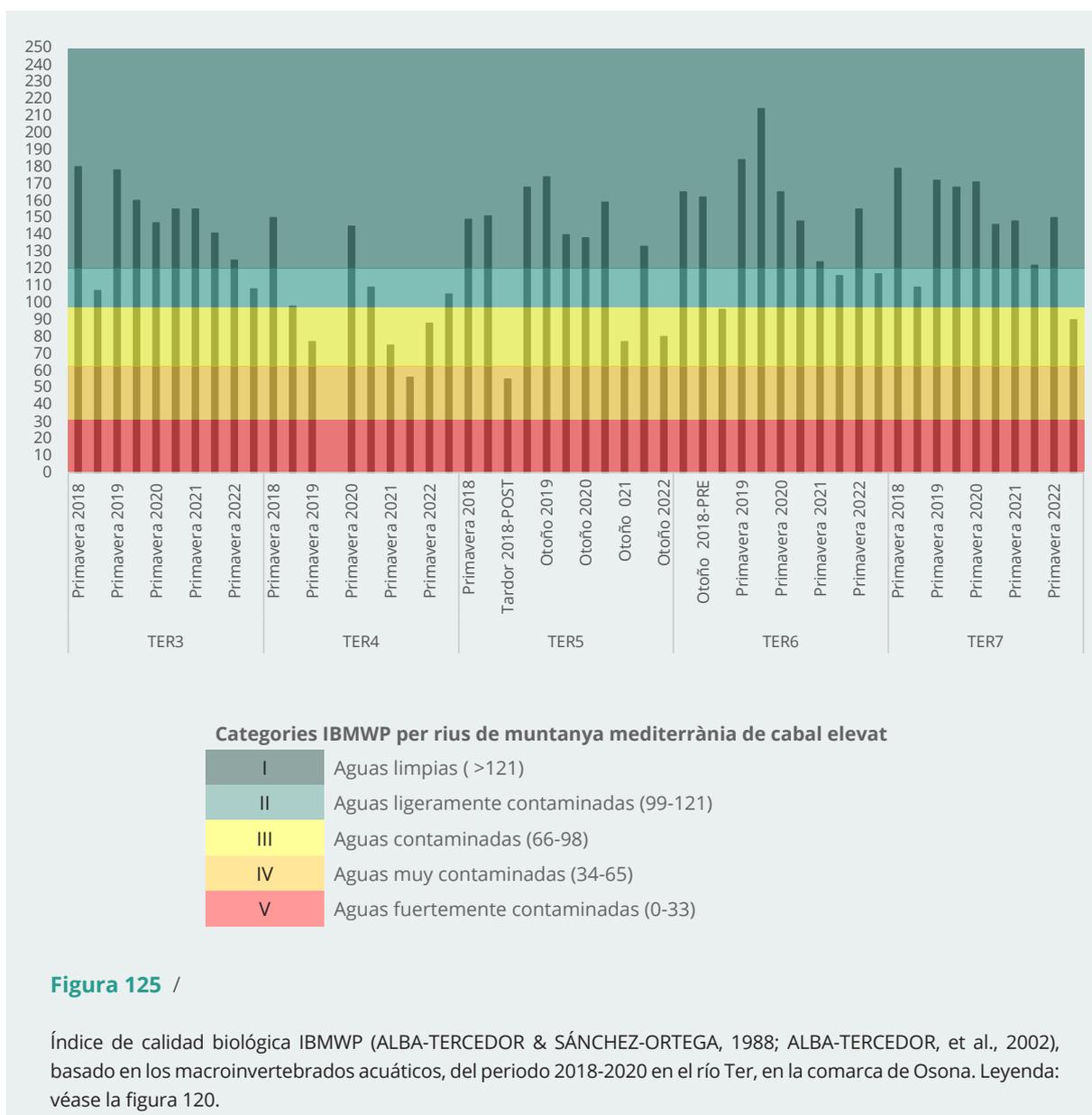


Tabla 6 / Poblamiento de peces durante el periodo 2018-2022 en el río Ter, en la comarca de Osona. Estatus de conservación en España según el Libro rojo de los vertebrados de España; en el mundo, según IUCN Red List. Dibujos: Toni Llobet.

| Especie | Estatus | |
|---|---|---|
| <i>Barbo de montaña</i> (<i>Barbus meridionalis</i>) | Directiva Hábitats 92/43/CEE Anexos II y V. En España: vulnerable En el mundo: vulnerable |  |
| Bagre (<i>Squalius laietanus</i>) | En España: vulnerable En el mundo: vulnerable. |  |
| Truita comuna (<i>Salmo trutta</i>) | A Espanya: Vulnerable Al món: Preocupació menor |  |
| Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>) | Especie invasora |  |
| Pez gato (<i>Ameiurus melas</i>) | Especie invasora |  |
| Lobo de río (<i>Barbatula</i> sp.) | Especie invasora |  |
| Carpa común (<i>Cyprinus carpio</i>) | Especie invasora |  |
| <i>Perca sol</i> (<i>Lepomis gibbosus</i>) | Especie invasora |  |
| <i>Barbo de Graells</i> (<i>Luciobarbus graellsii</i>) | Especie invasora |  |
| <i>Piscardo</i> (<i>Phoxinus</i> sp.) | Especie invasora |  |
| <i>Pseudorasbora</i> (<i>Pseudorasbora parva</i>) | Especie invasora |  |
| <i>Rutilo</i> (<i>Rutilus rutilus</i>) | Especie invasora |  |



Tramo de aguas calmas en el río Ter (Isla de Les Gambires, Torelló). Foto: Jordi Camprodon.

La comunidad de peces del río Ter en su curso medio en la comarca de Osona está integrada, como mínimo, por once especies (tabla 6). Las invasoras son mayoría, y solo dos de las once especies encontradas son autóctonas: el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) y el bagre (*Squalius laietanus*). La especie de pez más representada en todos los lugares y estaciones de muestreo fue el piscardo (*Phoxinus* sp.), una especie centroeuropea, con la excepción del brazo secundario de la isla de Les Gambires (TER4), donde en algunos muestreos predominaba otra especie exótica, la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), posiblemente favorecida por las condiciones de poca renovación del agua y valores de oxígeno bajos. La situación se revirtió en mayo de 2022, cuando se reactivó el caudal. Ahora el poblamiento de peces del brazo secundario de la isla de Les Gambires se parece ya mucho al poblamiento del brazo principal del Ter.

En otoño de 2020, la densidad más elevada se detectó en el brazo secundario del río Ter, en la isla de Les Gambires, aguas arriba de la esclusa de Gallifa (TER4). Sin embargo, tras la aplicación de un régimen de caudales ambientales, el brazo principal del río Ter en la isla de El Sorral, aguas

abajo de la esclusa de Gallifa y del vado (TER5), fue donde se observó la mayor densidad. No hay un patrón claro en los tramos muestreados, pero en el brazo secundario de la isla de Les Gambires, donde el caudal se ha ido reduciendo progresivamente, se produjo también una disminución progresiva de la densidad de peces (figura 125). Como ya se ha comentado previamente, esta tendencia cambia absolutamente a partir de la reactivación del agua en este brazo, en mayo de 2022.

Las densidades de peces y su biomasa (figura 125) posiblemente se vieron afectadas por el efecto barrera del vado, en un caso, y por un salto de agua natural, en el otro. En el lecho del río principal (TER3, TER5 y TER7), la biomasa es inferior en otoño que en primavera. Este patrón es distinto en los brazos secundarios de ambas islas (TER4 y TER6), donde los peces son más escasos y de menor tamaño y la densidad en primavera y otoño es prácticamente la misma, debido al flujo tan bajo que circula, a la sedimentación de materiales finos y a valores de oxígeno muy bajos. Eso persiste en el brazo pequeño de la isla de El Sorral, pero cambia con la reactivación del agua en el brazo secundario de la isla de Les Gambires, a partir de mayo de 2022.

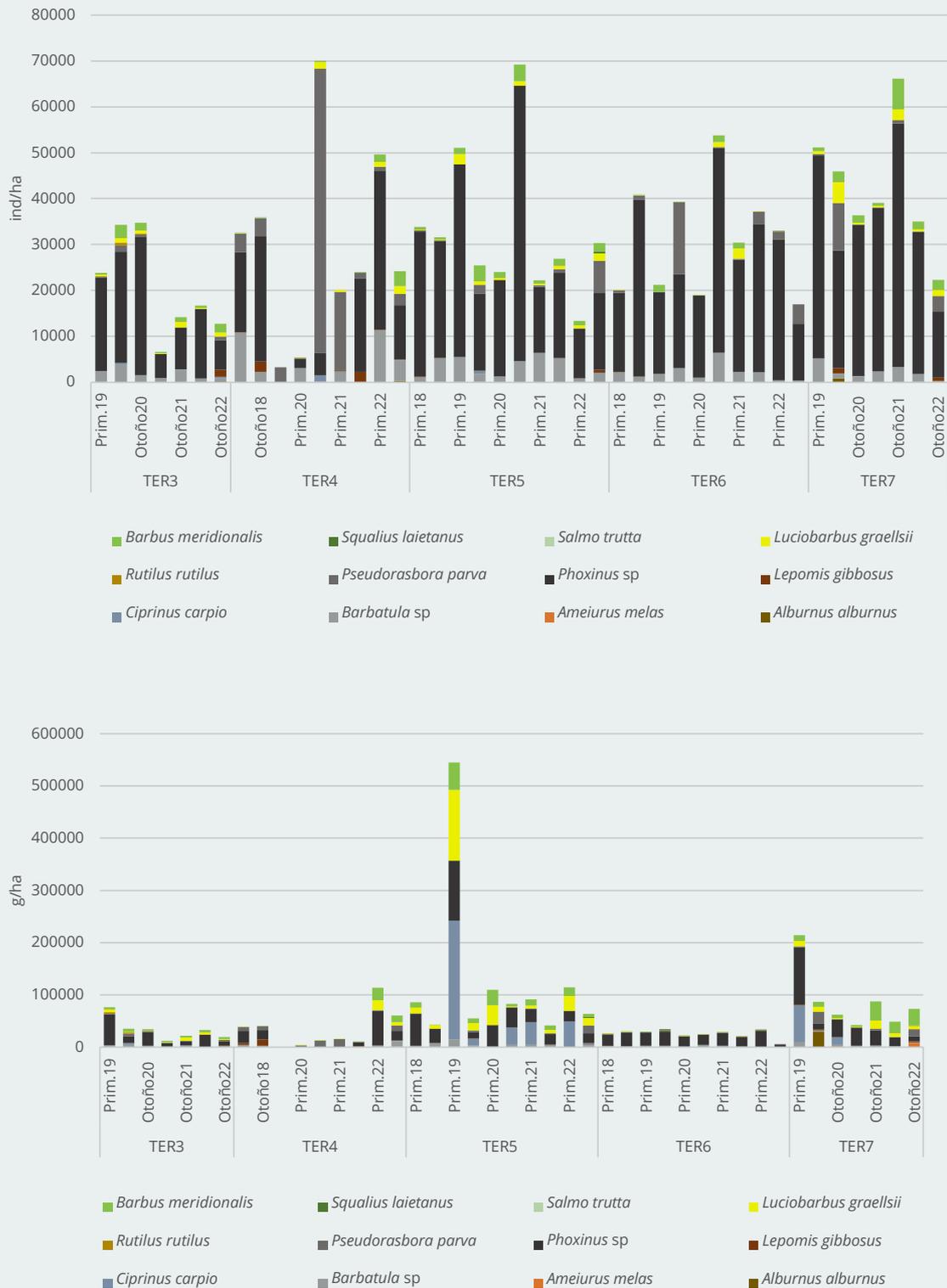


Figura 126 /

Densidad (arriba) y biomasa (debajo) de peces durante el periodo 2018- 2020 en el río Ter a su paso por la comarca de Osona. Leyenda: véase la figura 120.

8a.4.3. El río Congost en el Vallès Occidental

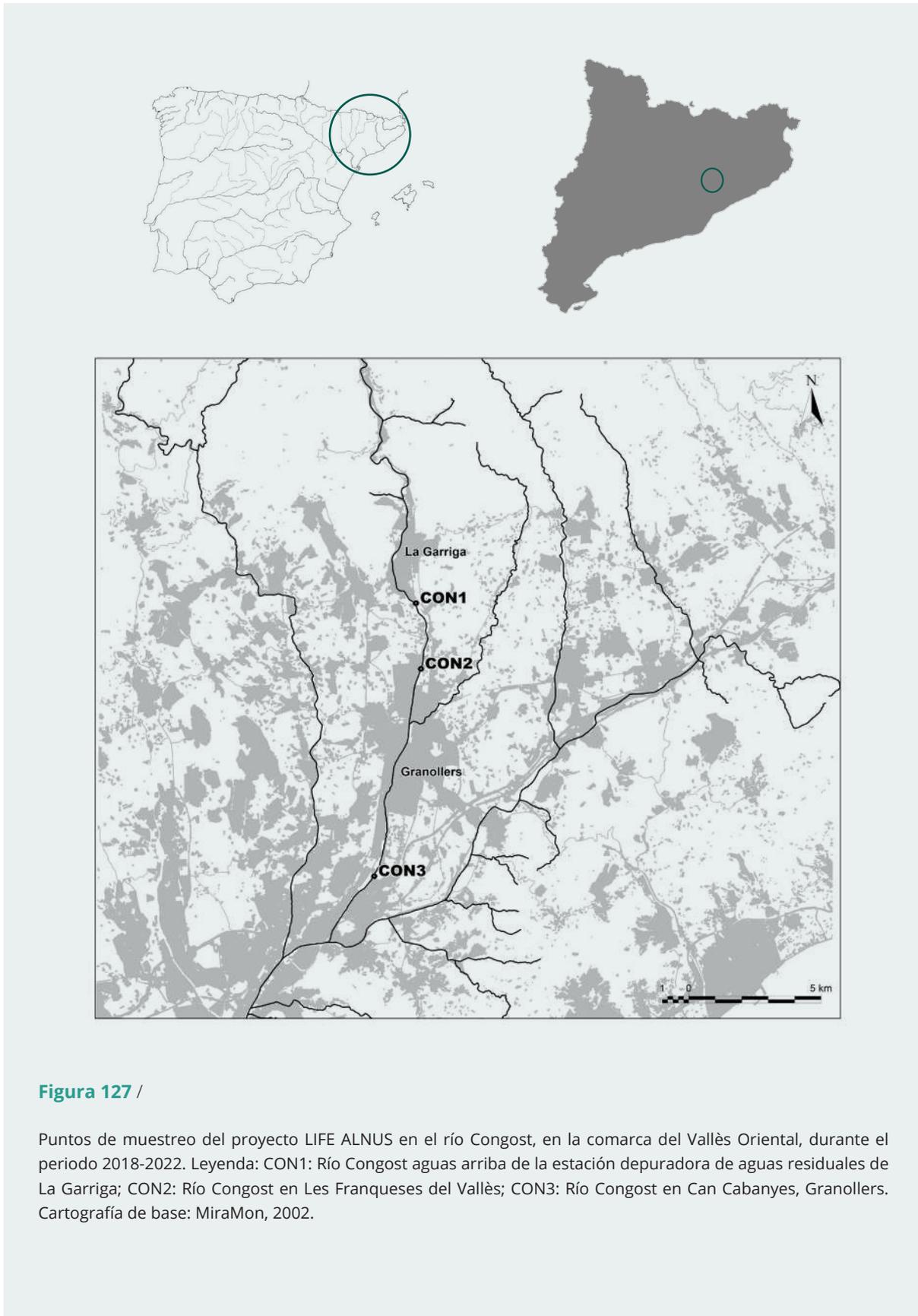


Figura 127 /

Puntos de muestreo del proyecto LIFE ALNUS en el río Congost, en la comarca del Vallès Oriental, durante el periodo 2018-2022. Leyenda: CON1: Río Congost aguas arriba de la estación depuradora de aguas residuales de La Garriga; CON2: Río Congost en Les Franqueses del Vallès; CON3: Río Congost en Can Cabanyes, Granollers. Cartografía de base: MiraMon, 2002.



Azud en el río Congost en Granollers. Una de las barreras a eliminar por el LIFE ALNUS y objeto de seguimiento de organismos acuáticos. Foto: Jordi Camprodon.

El objetivo de estos muestreos era evaluar el régimen de caudales ambientales establecido de común acuerdo entre la Agencia Catalana del Agua y las comunidades de regantes situadas entre La Garriga y Canovelles, en combinación con las mejoras hidromorfológicas efectuadas por el Ayuntamiento de Granollers y otros ayuntamientos a orillas del río Congost (figura 127).

El caudal del río Congost presenta una gran variabilidad intra e interanual, propia de los ríos mediterráneos (figura 128). Aumenta progresivamente río abajo, a trompicones, como consecuencia de las aportaciones de las estaciones depuradoras de aguas residuales, como la de La Garriga (entre CON1 y CON2). Desafortunadamente, los datos de caudal de la estación de aforo del río Congost en Canovelles (CON2) se interrumpieron a partir de enero de 2020, cuando el temporal Gloria la dejó fuera de servicio.

En todos los tramos, la velocidad del agua se reduce. Sin embargo, en años más lluviosos (como el 2018), la mayoría de los tramos se caracterizaron por una alternancia de remansos (*riffles*) con sectores

con flujo laminar. En otros años, más secos, los mesohábitats acuáticos son más homogéneos, con predominio de un flujo laminar en todos los lugares de muestreo.

El bosque de ribera (QBR) muestra, en general, señales de degradación, mayoritariamente en Can Cabanyes, en Granollers (CON3), donde constituye una franja muy reducida. En invierno de 2018, las lluvias torrenciales ocasionadas por la tormenta Leslie redujeron notablemente la cobertura vegetal. El hábitat fluvial (IHF) presenta una calidad intermedia-buena para los macroinvertebrados acuáticos en La Garriga aguas arriba de la EDAR (CON1), y mejora ligeramente río abajo (CON2 y CON3) a pesar de ser más homogéneo, posiblemente por el aumento del caudal (en buena parte, procedente del trasvase del río Ter). El índice de macroinvertebrados acuáticos (RBPS) muestra un hábitat subóptimo-óptimo en la mayoría de los tramos y fechas, excepto en otoño de 2019 en Granollers (CON3); el subóptimo se caracteriza por disponer de buenos refugios disponibles para peces y macroinvertebrados, aunque no se trate del hábitat más adecuado.

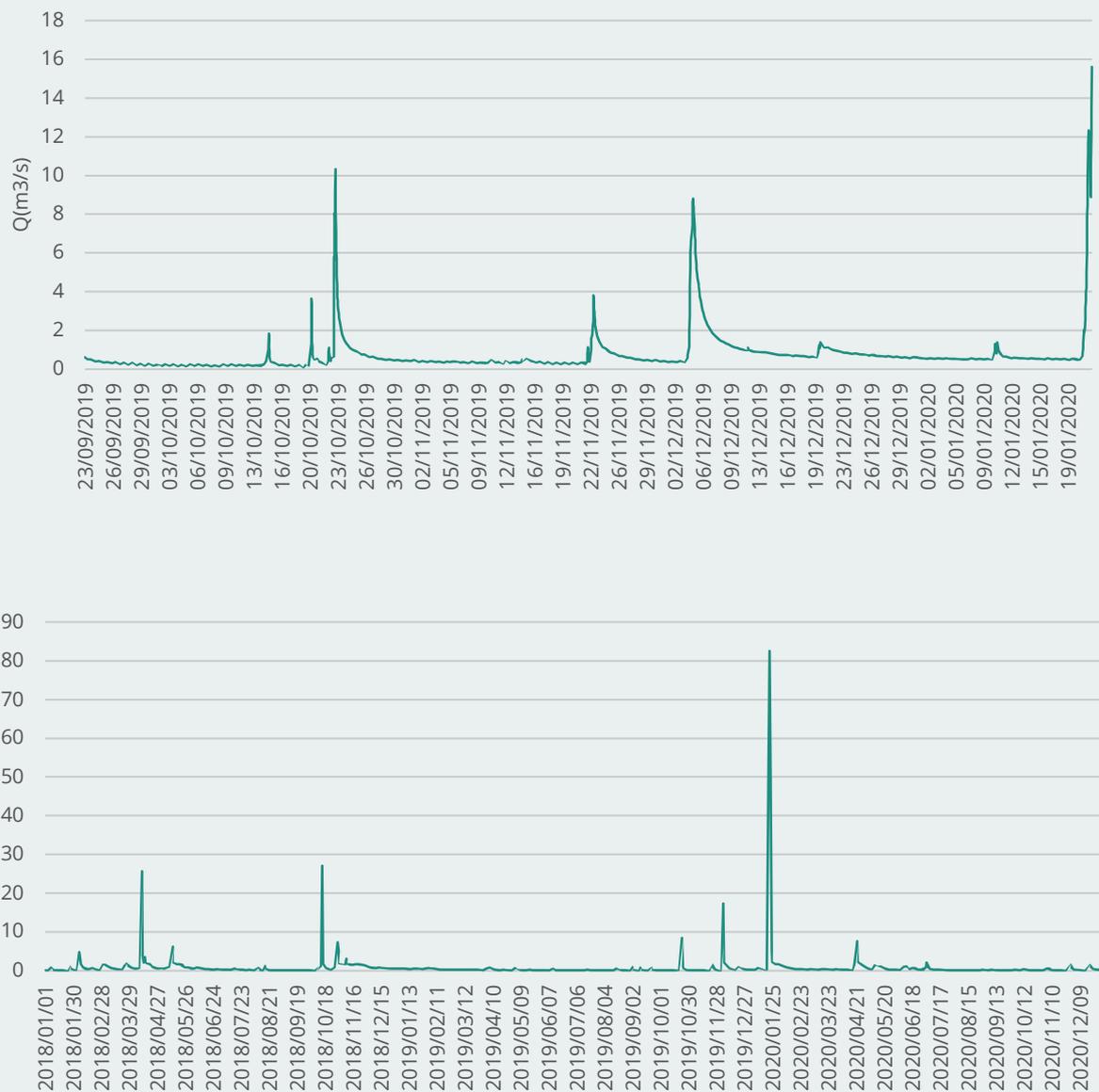


Figura 128 /

Caudal medio diario del periodo julio de 2019- diciembre de 2020 obtenido en la estación de aforo de la Agencia Catalana del Agua en La Garriga (EA 037, código 080885-001) y en la estación de aforo del proyecto LIFE ALNUS en el río Congost, en la comarca del Vallès Oriental. Leyenda: CON 1: Río Congost aguas arriba de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de La Garriga; CON2: Río Congost en Les Franqueses del Vallès. Fuente: <http://aca-web.gencat.cat/aetr/vishid#riverChartModal> (EA 037) y <https://lifealnus.eu/aca-smarty-planet> (EA 19023).

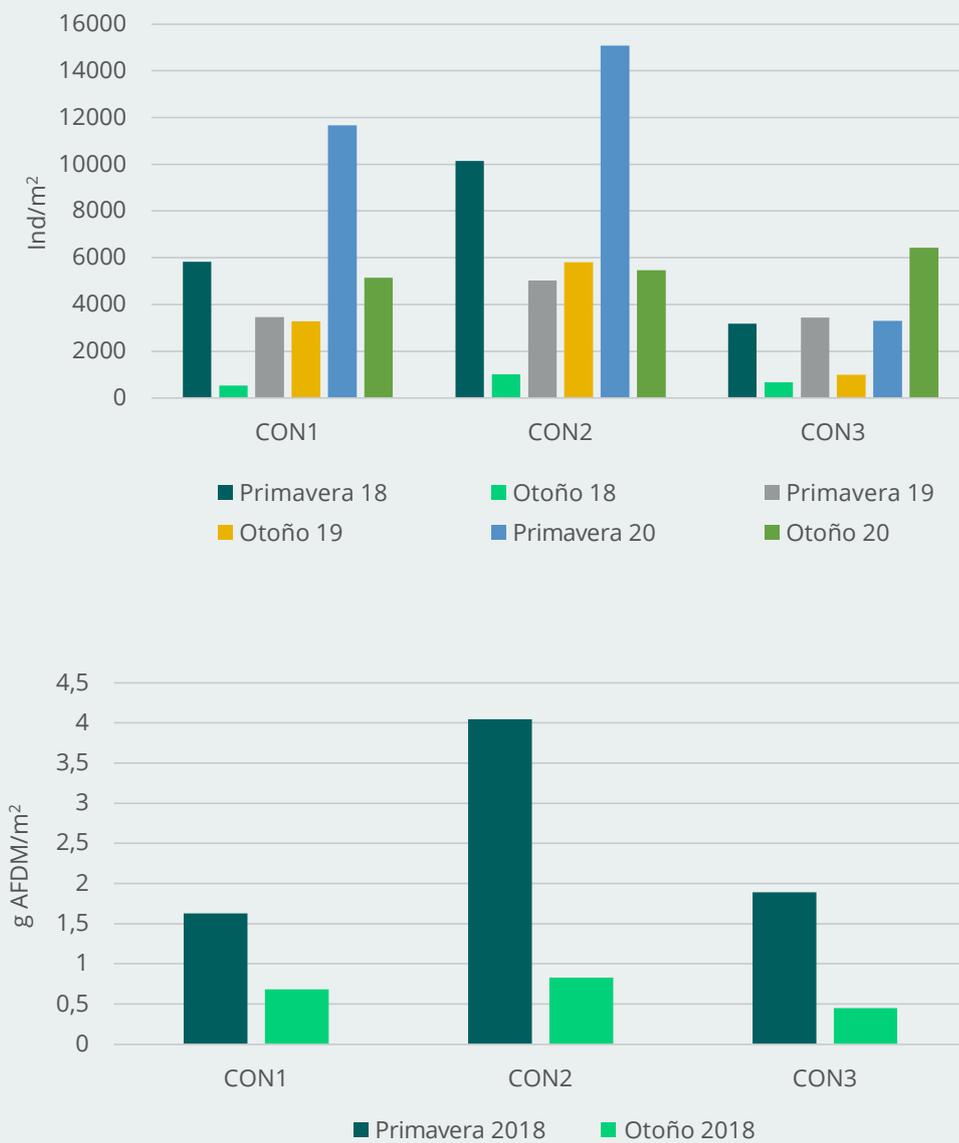


Figura 129 /

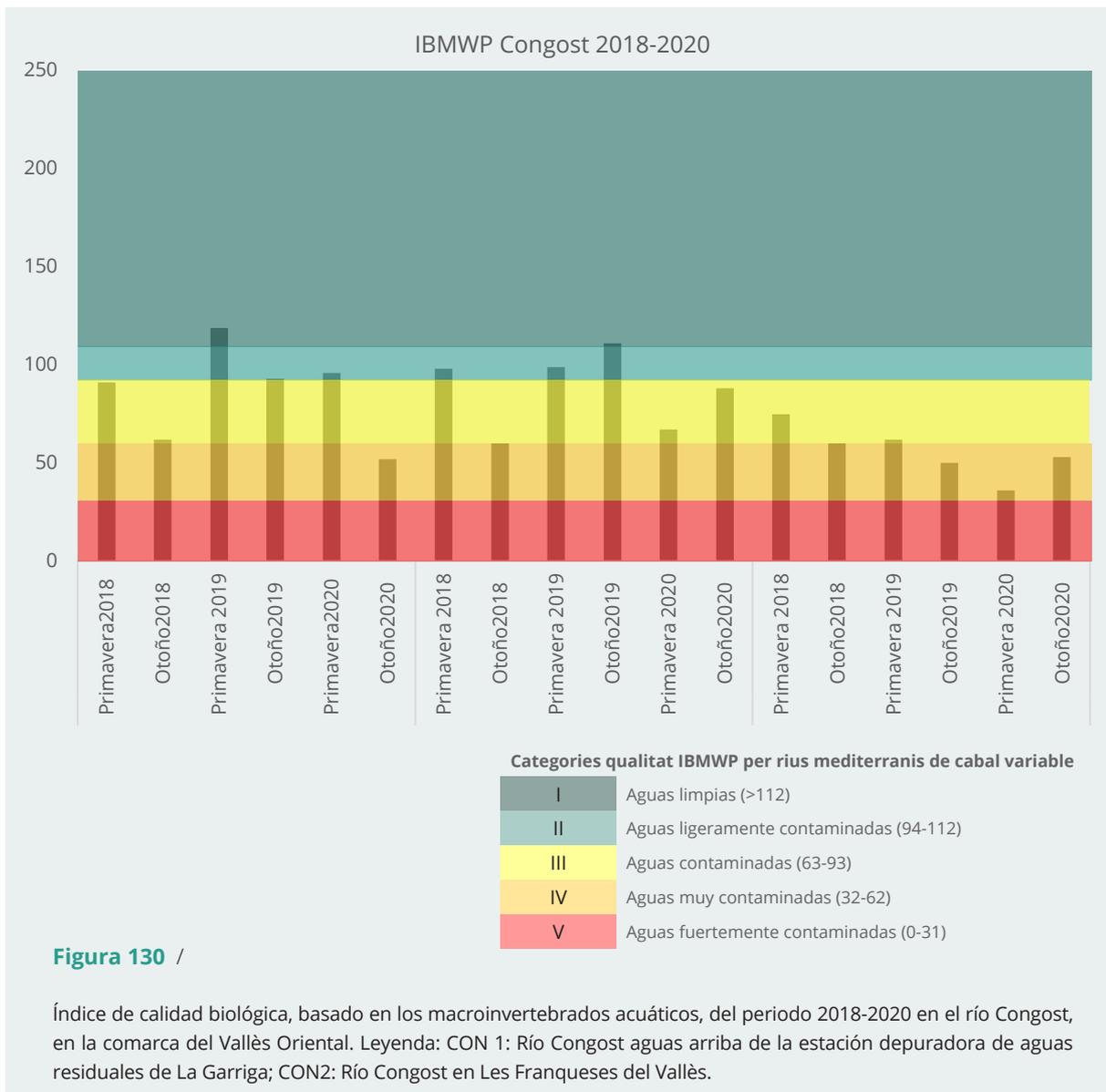
Densidad (arriba) y biomasa (debajo) de macroinvertebrados acuáticos en el periodo 2018-2020 en el río Congost, en la comarca del Vallès Oriental. Legenda: CON 1: Río Congost aguas arriba de la estación depuradora de aguas residuales de La Garriga; CON2: Río Congost en Les Franqueses del Vallès.

La densidad más elevada de macroinvertebrados acuáticos en el Congost —como en muchos de nuestros ríos— se produce en primavera y disminuye progresivamente río abajo (figura 129). Con la biomasa de macroinvertebrados se observa el mismo patrón que con la densidad: la biomasa es más elevada en primavera. En el río Congost, a su paso por Les Franqueses del Vallès (CON2), la biomasa es más elevada, posiblemente como consecuencia del mayor número de nutrientes en el lecho tras haber recibido el efluente de alguna EDAR y la escorrentía de cultivos diversos.

Las principales familias de macroinvertebrados acuáticos son: *Chironomidae*, *Baetidae*, *Simuliidae*, *Caenidae*, *Hydropsychidae*, *Physidae*, *Corixidae*, *Cladocera* y *Oligochaeta* (por orden taxonómico). Las familias de los órdenes de los odonatos, coleópteros y

heterópteros, típicos de aguas tranquilas y velocidades bajas, aumentan notablemente en otoño y en todos los lugares de muestreo, excepto en Can Cabanyes, Granollers (CON3), donde no se producen aguas quietas y poco profundas todos los años de muestreo.

La calidad biológica del agua obtenida mediante el uso del índice de macroinvertebrados acuáticos IBMWP (figura 130) es intermedia-buena en todos los tramos durante el periodo de muestreo 2018-2020. Los valores más bajos de los tres de muestreo se producen en Can Cabanyes, Granollers (CON3), en todas las estaciones y todos los años. Este hecho sugiere que la morfología de las orillas, modificada por muros de contención, hace que se generen velocidades importantes cuando hay golpes de río, facilitando la pérdida de invertebrados y otra fauna río abajo.



La comunidad de peces del río Congost está representada por siete especies, y solo tres de ellas son autóctonas (tabla 7): el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), el bagre (*Squalius laietanus*) y la anguila (*Anguilla anguilla*). Afortunadamente, el barbo de montaña y el bagre predominan en todos los tramos de muestreo, y la anguila, a pesar de predominar en el tramo más bajo, también llega río arriba (CON1). En general, los valores más

elevados de densidad de peces se producen en otoño. A pesar de la debilidad asociada a los golpes de río y vinculada a la morfología de las orillas — que no al no disiparse arrastran la fauna aguas abajo—, parece que los peces se ven favorecidos por el caudal del río, abundante a lo largo del año, incluso en años muy secos, como consecuencia del trasvase de agua del río Ter y la aportación de agua residual depurada de buena calidad (figura 131).

Tabla 7 / Poblamiento de peces durante el periodo 2018-2020 en el río Congost, en la comarca del Vallès Oriental. Estatus de conservación en España según el Libro rojo de los vertebrados españoles; en el mundo, según IUCN Red List. Dibujos: Toni Llobet.

| Espècie | Estatus de conservació | |
|---|---|---|
| <i>Anguila</i> (<i>Anguilla anguilla</i>) | Directiva Hábitats 1100/2007, 18 de septiembre de 2007. En España: vulnerable En el mundo: en peligro crítico de extinción. |  |
| <i>Barbo de montaña</i> (<i>Barbus meridionalis</i>) | Directiva Hábitats 92/43/CEE Anexos II y V. En España: vulnerable En el mundo: vulnerable |  |
| Bagre (<i>Squalius laietanus</i>) | En España: vulnerable En el mundo: vulnerable. |  |
| Trucha común (<i>Salmo trutta</i>) | En España: vulnerable En el mundo: vulnerable. |  |
| <i>Carpa</i> (<i>Cyprinus carpio</i>) | Especie invasora |  |
| <i>Barbo de Graells</i> (<i>Luciobarbus graellsii</i>) | Especie invasora |  |
| <i>Colmilleja</i> (<i>Cobitis paludica</i>) | Especie invasora |  |
| <i>Piscardo</i> (<i>Phoxinus sp.</i>) | Especie invasora |  |

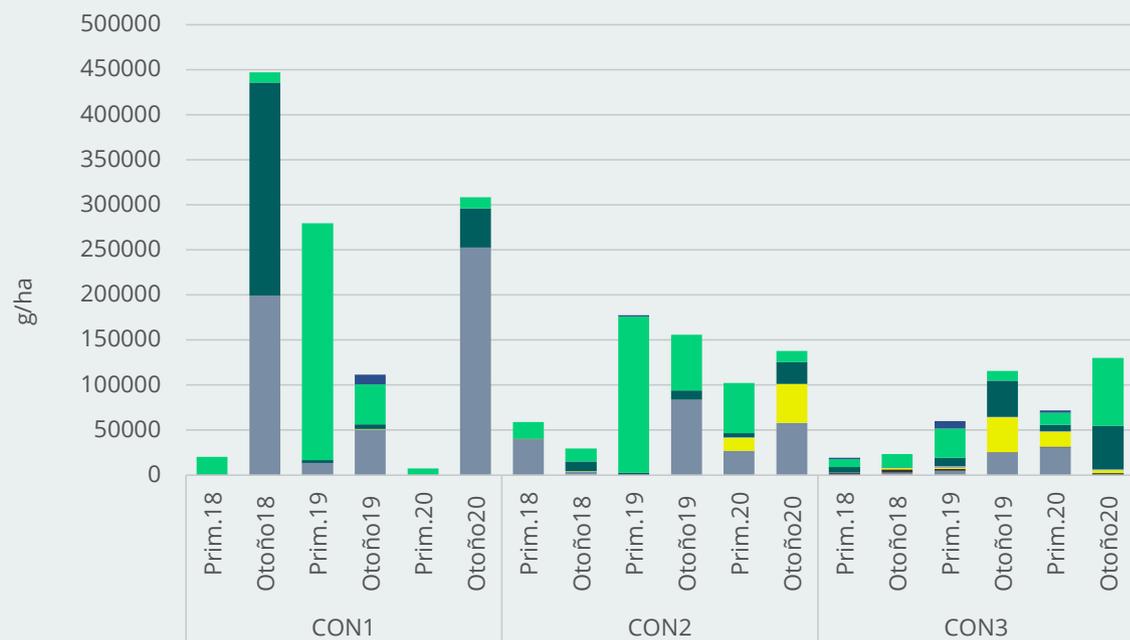
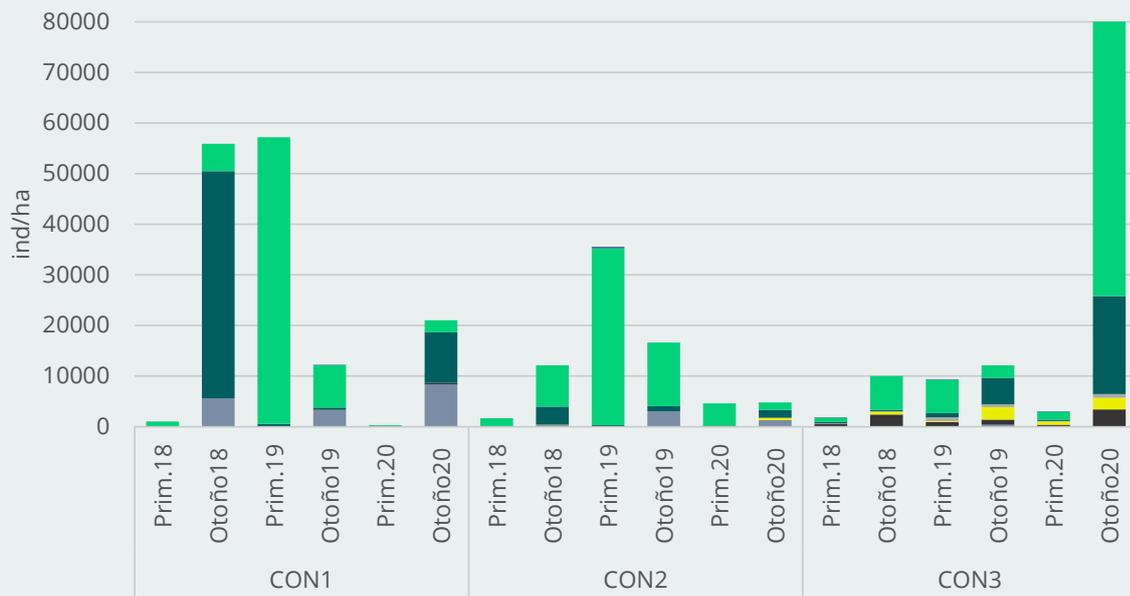


Figura 131 /

Densidad (arriba) y biomasa (debajo) de peces durante el periodo 2018-2020 en el río Congost, en la comarca del Vallès Oriental. Leyenda: CON 1: Río Congost aguas arriba de la estación depuradora de aguas residuales de La Garriga; CON2: Río Congost en Les Franqueses del Vallès.

8a.4.4. El río Segre en la Cerdanya

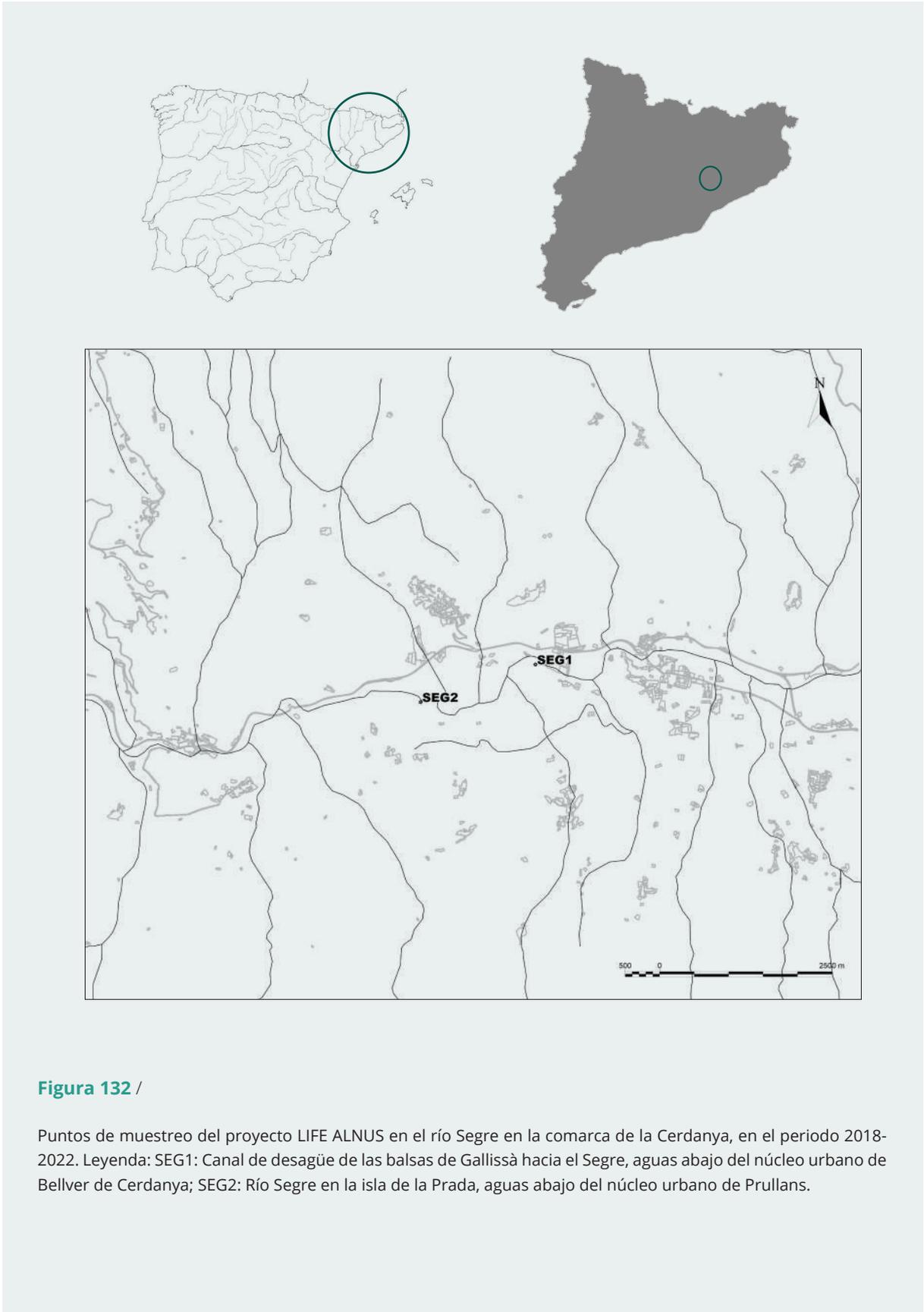
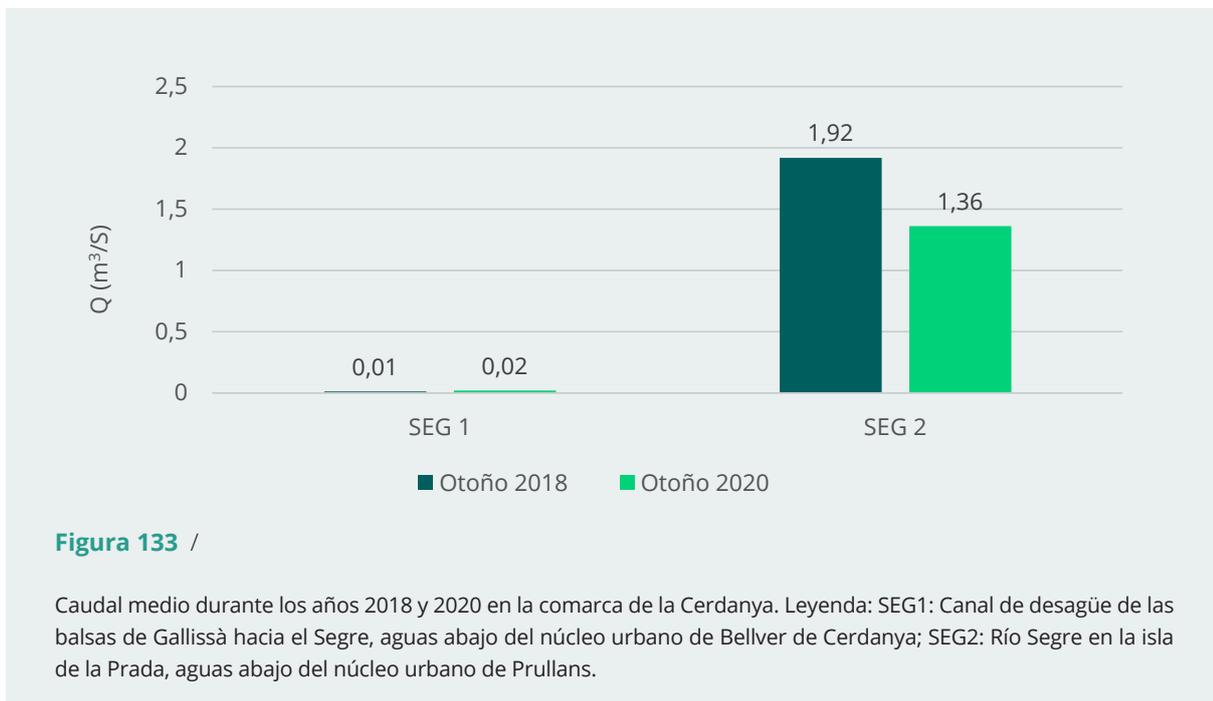


Figura 132 /

Puntos de muestreo del proyecto LIFE ALNUS en el río Segre en la comarca de la Cerdanya, en el periodo 2018-2022. Leyenda: SEG1: Canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre, aguas abajo del núcleo urbano de Bellver de Cerdanya; SEG2: Río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans.

El objetivo de estos muestreos fue evaluar el incremento de caudales ambientales y las mejoras hidromorfológicas efectuadas por la Fundación Catalunya - La Pedrera en el río Segre alrededor de las balsas de Gallissà (Bellver de Cerdanya), y compararlas con el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans, que ya posee una gran calidad ambiental, alta naturalidad y gran diversidad de hábitats, excepcional en Cataluña y también en el conjunto de la península Ibérica (figura 132).

El canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre, aguas abajo del núcleo urbano de Bellver de Cerdanya (SEG1), tiene un caudal muy reducido y con flujo laminar (figura 133), aunque mejoró progresivamente después de las actuaciones del año 2020. En cambio, el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans (SEG2), presenta un régimen de velocidades y caudales muy heterogéneo, con un total de hasta siete brazos activos durante el periodo de estudio y predominio de remansos (*riffle*) y flujos laminares superficiales y profundos.



El índice de calidad de los bosques de ribera (QBR) muestra valores muy elevados en el río Segre en la isla de la Prada (SEG2), donde hay un bosque de ribera de naturalidad elevada. Este índice es relativamente más bajo en el canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre (SEG1), donde el bosque de ribera está ligeramente alterado aunque mantiene una buena calidad. En este punto no se detecta una diferencia significativa entre los años 2018 y 2020, aunque es evidente la mejora en el resto de las balsas de Gallissà, donde la restauración ha mejorado la cobertura vegetal en el interior de la orilla izquierda del Segre, los canales de conexión de las balsas y su estado ecológico.

Los hábitats fluviales (IHF) presentan, en ambos tramos de muestreo, una calidad intermedia-buena en relación con la comunidad de macroinvertebrados. Este valor es más elevado

en el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans (SEG2), donde el hábitat es más heterogéneo y más adecuado para las comunidades de macroinvertebrados. Tampoco hay diferencias significativas entre 2018 y 2020.

El cálculo de índices de hábitat IHF y RBPS dan como resultado un hábitat óptimo tanto para los macroinvertebrados como para los peces en el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans (SEG2), que se mantiene estable los dos años de estudio (2018 y 2020). También mejora el hábitat del canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre (SEG1) — de categoría marginal en 2018 a subóptima en 2020—, lo que significa que dispone de más refugio para macroinvertebrados y peces, así como de un régimen de caudal con más velocidad.

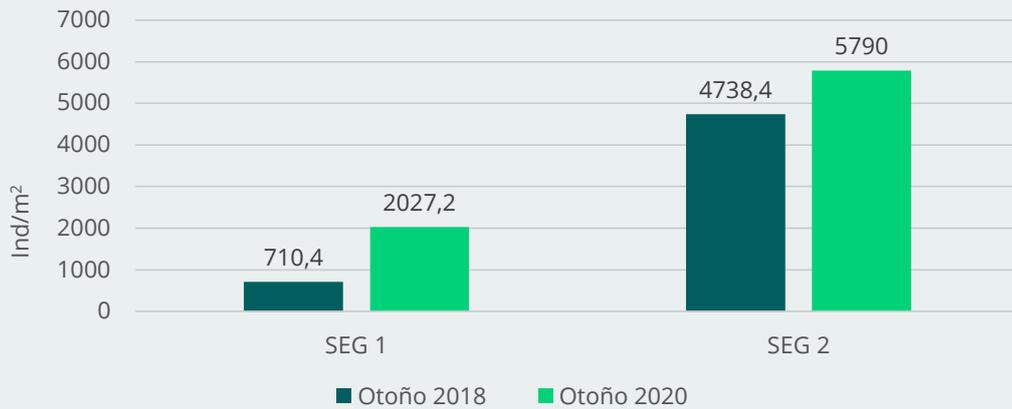


Figura 134 /

Densidad de macroinvertebrados acuáticos durante los años 2018 y 2020 en el río Segre, en la comarca de la Cerdanya. Leyenda: SEG1: Canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre, aguas abajo del núcleo urbano de Bellver de Cerdanya; SEG2: Río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans.

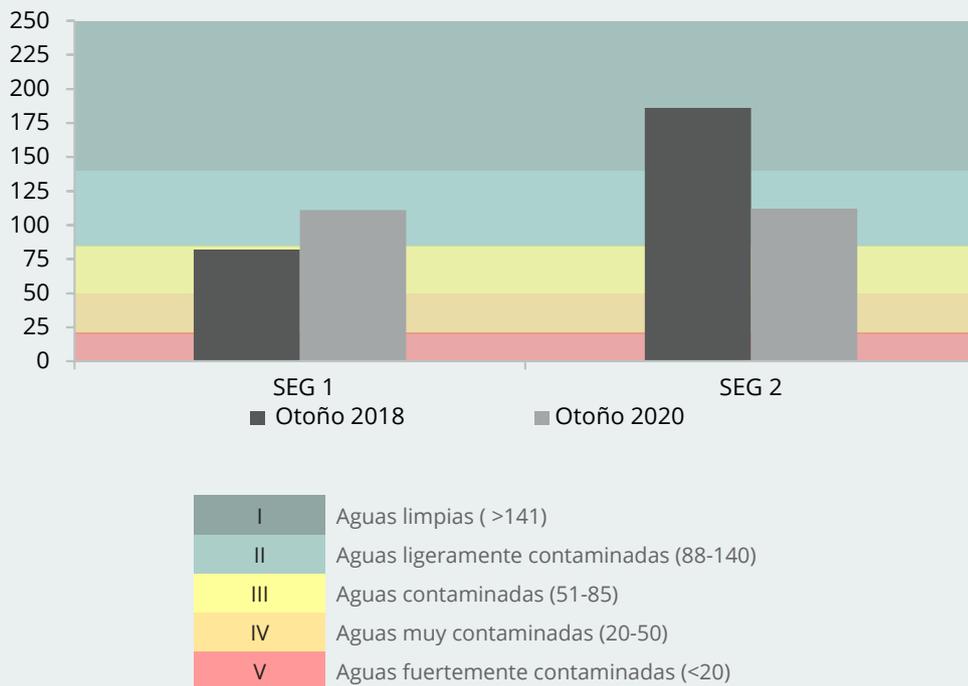


Figura 135 /

Índice de calidad biológica IBMWP, basado en los macroinvertebrados acuáticos, de los años 2018 y 2020 en el río Segre en la comarca de la Cerdanya. Leyenda: SEG1: Canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre, aguas abajo del núcleo urbano de Bellver de Cerdanya; SEG2: Río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans.

En los puntos de muestreo (SEG1 y SEG2), la densidad de macroinvertebrados indica un aumento significativo entre 2018 y 2020 (figura 134), aunque, siguiendo el patrón con los demás índices, las densidades en el río Segre en la isla de la Prada (SEG2) tienden a ser superiores a las del canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre (SEG1).

Las familias de macroinvertebrados más representativas del canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre (SEG1) son: *Physidae*, *Hydrobiidae*, *Chironomidae* y *Dytiscidae*. Por su parte, en el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans (SEG2), las

familias son las típicas de hábitats variados: *Brachycentridae*, *Chironomidae*, *Elmidae*, *Hydracarina* y *Hydropsychidae*.

En el canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre (SEG1), la calidad biológica del agua obtenida mediante el uso del índice de macroinvertebrados IBMWP era relativamente mala en 2018 y pasó a intermedia en 2020 (figura 135), como consecuencia del aumento del flujo de agua asociado al proyecto de restauración ejecutado. En cambio, durante los dos años de estudio, el agua en el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans, fue considerada de muy buena calidad (SEG2).

Tabla 8 / Poblamiento de peces durante los años 2018 y 2020 en el río Segre, en la comarca de la Cerdanya. Estatus de conservación en España según el Libro rojo de los vertebrados españoles; en el mundo, según IUCN Red List. Dibujos: Toni Llobet.

| Espècie | Estatus de conservació | |
|--|--|---|
| Trucha común (<i>Salmo trutta</i>) | En España: vulnerable En el mundo: preocupación menor |  |
| Barbo colirrojo (<i>Barbus haasi</i>) | En España: vulnerable En el mundo: vulnerable |  |
| Lobo de río (<i>Barbatula</i> sp.) | Especie invasora |  |
| Gobio ibérico (<i>Gobio lozanoi</i>) | Especie invasora |  |
| Piscardo (<i>Phoxinus</i> sp.) | Especie invasora |  |

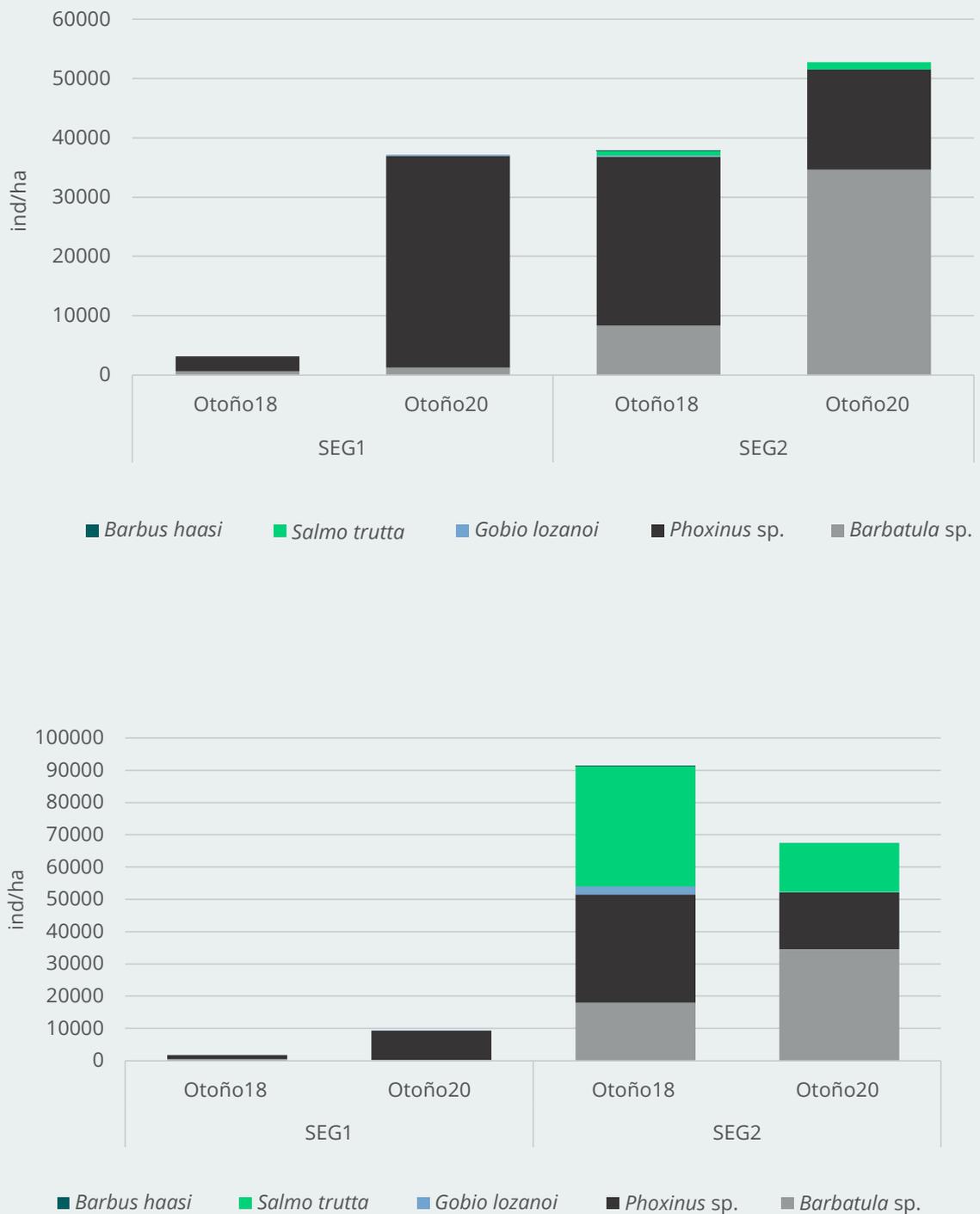


Figura 136 /

Densidad (arriba) y biomasa (debajo) de peces durante los años 2018 y 2020 en el río Segre, en la comarca de la Cerdanya. Leyenda: SEG1: Canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre, aguas abajo del núcleo urbano de Bellver de Cerdanya; SEG2: Río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans.



Muestreo científico de peces mediante pesca eléctrica. Foto: Pol Guardis.

La comunidad de peces está representada por cinco especies (tabla 8), aunque solo dos de ellas son autóctonas (figura 136): la trucha común (*Salmo trutta*) y el barbo colirrojo (*Barbus haasi*). Predomina claramente el piscardo (*Phoxinus* sp.) en ambos tramos, seguido del lobo de río (*Barbatula barbatula*). En la isla de la Prada (SEG2) existe más diversidad y, además, una proporción superior de las especies autóctonas. El número

de peces ha aumentado entre 2018 y 2020 en el canal de desagüe de las balsas de Gallissà hacia el Segre (SEG1), una vez ejecutado el proyecto de restauración de las balsas de Gallissà. En cambio, ha disminuido en el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans (SEG2), aparentemente por la mayor presencia de material fino en el fondo, por causa indeterminada y que no se había observado en 2018.

CONCLUSIONES

1. Las tendencias previas son muy positivas, aunque los datos finales del periodo 2018-2020 (cuando la rotura de un colector de aguas residuales impactó negativamente en todo el tramo de estudio) no permiten llegar a conclusiones lo suficientemente firmes en la mayoría de indicadores estudiados entre el tramo inferior y el superior del río Ter en la esclusa de El Mariner (Camprodon, el Ripollès). De todas formas, confirman la aplicación correcta de los caudales ambientales por parte de la empresa Estabanell y Pahisa, S. A.
2. Los seguimientos llevados a cabo durante el periodo 2018-2020 en los alrededores de la esclusa de Gallifa (río Ter en Les Masies de Voltregà, Osona) muestran una recuperación de los macroinvertebrados acuáticos y de los peces desde la aplicación de un régimen de caudales ambientales, especialmente en el número de individuos y en el mayor tamaño del barbo de montaña. Aunque habrá que seguir evaluándolo en años posteriores (la respuesta de los peces y de la vegetación de ribera no es inmediata), parece que la aplicación correcta de los caudales ambientales en la central de Gallifa por parte de Estabanell y Pahisa, S. A. en Les Masies de Voltregà ha sido muy positiva, aún más teniendo en cuenta la sequía del periodo 2021-2022. Asimismo, debemos sumarle la sinergia que tuvo lugar a partir de mayo de 2022 con la reactivación del brazo pequeño de la isla de Les Gambires y el derribo del vado de la isla de El Sorral.
3. Los seguimientos realizados en el periodo 2018-2020 en el río Congost en el Vallès Oriental, donde se han llevado a cabo actuaciones de mejora de la vegetación de ribera y mejoras hidromorfológicas en el lecho, mostraron que los índices de hábitats acuáticos se correlacionaban positivamente con las variables de macroinvertebrados acuáticos y que la tendencia también era positiva con los peces. Asimismo, la vegetación de ribera mantenía una correlación positiva con el barbo de montaña, autóctono.
4. Las actuaciones de incremento del caudal circulante y de restauración de la vegetación de ribera en las balsas de Gallissà, en Bellver de Cerdanya, parece que han permitido mejorar el estado de su canal de conexión con el curso principal del río Segre. Por otra parte, a pesar de haberse detectado una disminución del poblamiento de peces, el río Segre en la isla de la Prada, aguas abajo del núcleo urbano de Prullans, sigue siendo un espacio fluvial de una gran calidad ambiental.
5. El tratamiento de los datos en los próximos años debería proporcionar información valiosa sobre la respuesta de las comunidades acuáticas en estos entornos fluviales que ya han experimentado un cambio positivo y se han convertido en más naturales gracias a la ejecución de las actuaciones piloto del proyecto Life Alnus.

8b / INDICADORES DE SEGUIMIENTO DEL PROYECTO LIFE ALNUS: HÁBITATS DE RIBERA

Jordi Camprodon^{1,3}, David Guixé¹, Pol Guardis¹, Teresa Valor², Pere Casals², Laura Torrent¹, Carles Durà¹, Lluís Bertrams², Ferran Oró¹, Víctor Sazatorni¹, Joan Font³ i Carme Casas³

¹Grupo de Biología de la Conservación. Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña

²Grupo de Ecología y Gestión Silvopastoral. Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña

³Departamento de Biociencias. Universidad de Vic-Universidad Central de Cataluña

8b.1. Introducción

El espacio fluvial está compuesto por el medio acuático (cauce o canal inundado) y el medio ripario (espacio terrestre influido por el cauce y el nivel freático asociado). Ambos medios interactúan en la intersección del cauce con la orilla, en lo que se denomina *bankfull* o cauce lleno. La geomorfología, el agua y la vegetación del cauce lleno ejercen una gran influencia en la distribución de los organismos riparios y acuáticos (figura 137). El régimen de crecidas del curso de agua y el freático extienden el efecto del medio acuático orillas adentro; esta influencia se apacigua por la distancia al cauce

lleno y se traduce en una distribución distintiva de la vegetación. La vegetación que necesita más humedad edáfica y ambiental se sitúa más cerca del cauce lleno y de los suelos de ribera del nivel freático más superficial. Este gradiente, que se complica en las llanuras aluviales con la formación de brazos de río secundarios, brazos muertos y agua estancada, confiere a los espacios fluviales una complejidad ecológica extraordinaria, que se traduce en una de las mayores diversidades biológicas de los ecosistemas continentales.



Figura 137 /

Indicadores biológicos medidos en el proyecto LIFE ALNUS. Las dos elipses representan la intersección entre los componentes estructurales, hidromorfológicos y de vegetación que interconectan los elementos acuáticos y riparios.

En este capítulo se exponen los bioindicadores de los hábitats de ribera. Se ha seleccionado la flora vascular y la vegetación, las aves, los murciélagos y los mamíferos terrestres y semiacuáticos. Los muestreos se han llevado a cabo durante el periodo 2018-2020 en las tres cuencas de actuación del LIFE ALNUS: Besòs, Alto Ter y Alto Segre.

Los objetivos generales se han expuesto en el capítulo anterior dedicado al seguimiento de los indicadores acuáticos. Los objetivos específicos del seguimiento de bioindicadores riparios tratados en este capítulo son los siguientes:

- a. Conocer las comunidades de flora vascular y de los distintos grupos de vertebrados que tienen un valor bioindicador de las tres cuencas de actuación del LIFE ALNUS.
- b. Determinar si las comunidades de aves y mamíferos, por su valor intrínseco y como bioindicadores, tienen mayor diversidad debido al incremento de la complejidad de la estructura del espacio fluvial. Esta información resulta muy útil para integrarla en la gestión, la restauración del hábitat y la transferencia de los resultados a los gestores ambientales y al público en general.

- c. Averiguar las causas del decaimiento observado en los alisos en tramos de cabecera.
- d. Evaluar el éxito de las plantaciones para la restauración del bosque de ribera.
- e. Evaluar los procesos de descomposición y movilidad de la madera muerta del sistema fluvial.
- f. Evaluar la incidencia de las actuaciones de restauración hidromorfológica y de los hábitats de ribera en relación con los grupos bioindicadores.

La evaluación del efecto de las actuaciones de restauración no se muestra en este capítulo. Su finalización en el año 2022-2023 no permitió realizar inventarios postratamiento en el momento de redactar este manual. Por otra parte, es bien conocido que la respuesta de determinados organismos tiene lugar a medio o largo plazo, como es el caso de los organismos de crecimiento lento, es decir, árboles o seres vivos con requerimientos de hábitat muy específicos o asociados a etapas avanzadas de la sucesión natural. Se prevé que en los próximos años se efectúe un seguimiento de los bioindicadores riparios (flora vascular y fauna vertebrada) en los distintos tramos fluviales con acciones de restauración.

8b.2. Áreas de estudio

El área de estudio corresponde al dominio potencial de las alisedas de tipo mediterráneo (cuenca del Besòs) y pirenaico (Alto Ter y Alto Segre) y sus formas de transición (Ter Medio), acompañadas de otras formaciones de ribera: salcedas de sauce blanco y fresnedas, con acompañamiento puntual de pequeños rodales de alameda, principalmente sobre el sustrato aluvial (para la descripción de los tipos biogeográficos de aliseda, véase el capítulo 2). Son comunidades típicas de los tramos medios y bajos de los ríos (Lara et al., 2004). No obstante, desde el punto de vista topográfico, utilizamos el término 'Alto Segre' para referirnos al eje del Segre entre la Cerdanya y Alt Urgell, 'Alto Ter' para el eje principal del Ter y del Freser antes de Ripoll, y 'Ter Medio' para el tramo de después de Ripoll y hasta el embalse de Sau. Más concretamente, los seguimientos se han efectuado en cuatro sectores de las tres cuencas fluviales catalanas anteriores:

- a) Cuenca del Besòs: ríos Congost y Mogent y los arroyos de Ardenya, Valcàrquera y Avencó.
- b) Cuenca media del Ter: río Ter, desde Roda de Ter hasta Ripoll.
- c) Cuenca alta del Ter: río Ter desde Ripoll hasta Camprodon y el río Freser de Ripoll a Ribes de Freser.
- d) Cuenca alta del Segre: entre Puigcerdà y Organyà.

Véanse sus ubicaciones en la figura 138.

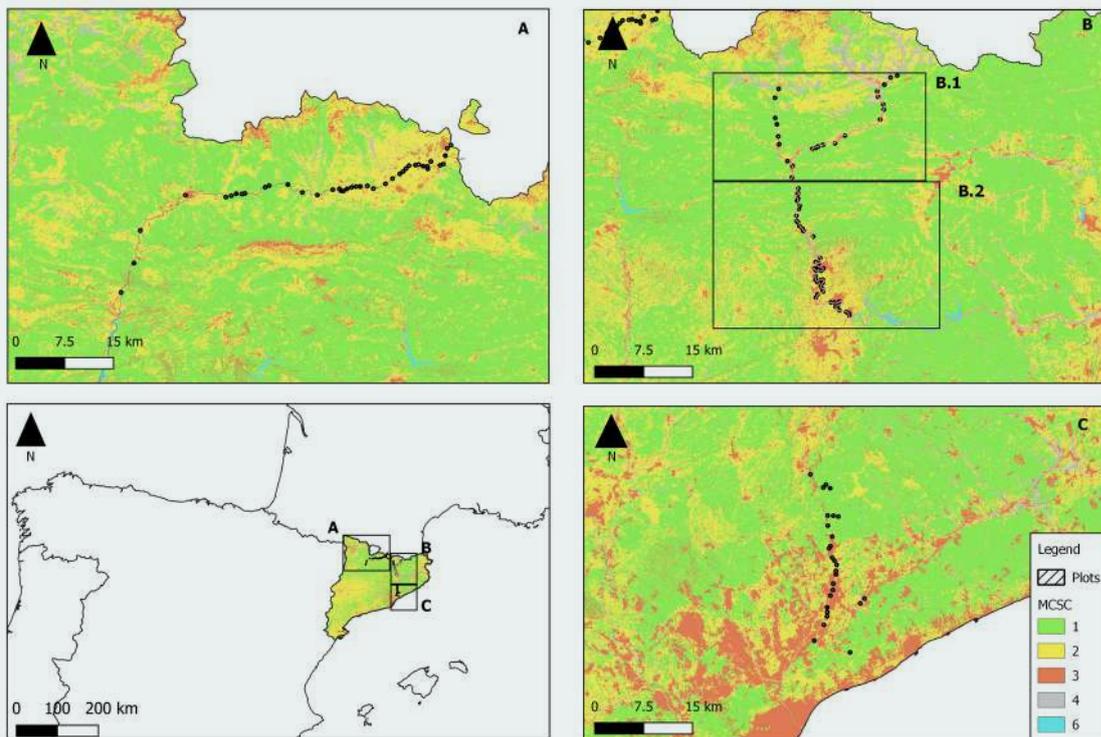
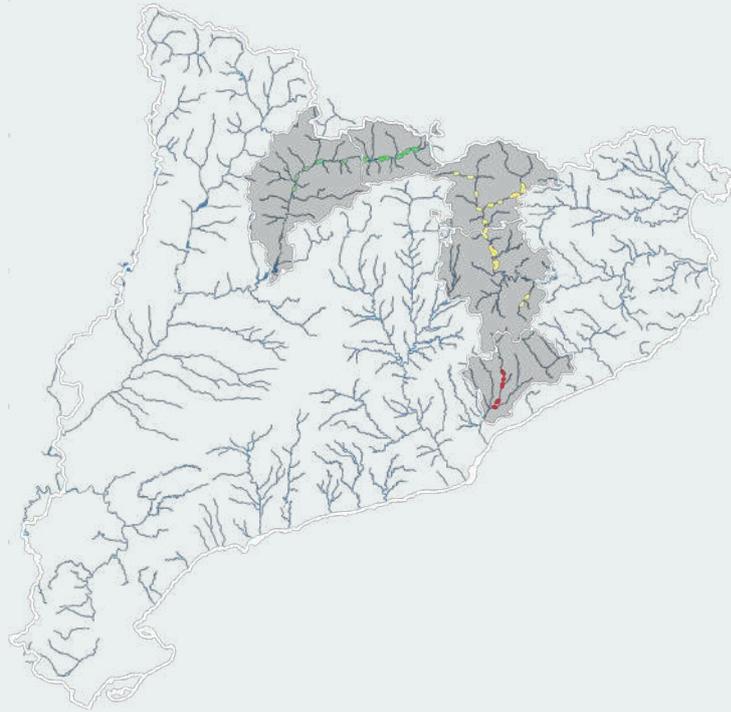


Figura 138 /

A. Localización de las cuatro cuencas fluviales con cartografía de los usos del suelo y el emplazamiento de las estaciones de vegetación, aves y murciélagos del proyecto LIFE ALNUS. A: Cuenca del Segre. B: Ter-Osona y cuenca del Ter-Ripollès. B.1: Cuenca del Ter-Ripollès. B.2: Cuenca del Ter-Osona. C: Cuenca del Congost/Besòs. MCSC (Mapa de Coberturas del Suelo de Catalunya): 1- Bosque, 2 - Áreas abiertas/agricultura, 3 - Áreas urbanas/productivas, 4 - Hábitat de ribera, 5 - Agua. B. Localización de los transectos de mamíferos. Fuente: Bertrams (2019) sobre el mapa de coberturas del suelo (CREAF, 2009) y Soler (2021).



Garza blanca (*Casmerodius albus*) en la isla del Sorral, río Ter. Foto: Jordi Bas.

8b.3. Metodología

La planificación del muestreo de bioindicadores riparios presenta dos enfoques: a) muestreo sincrónico de la influencia de la estructura del hábitat del bosque de ribera y la configuración del paisaje en un gradiente de mayor a menor antropización, con tres escenarios de matriz de paisaje: urbana, agrícola y forestal; b) análisis *Before-After-Control-Impact* (BACI), fundamentado en el muestreo antes y después de la realización de las actuaciones de restauración, comparando sectores restaurados con otros de control. El seguimiento de las actuaciones tendrá continuidad post-Life. Para más detalles sobre la metodología y los resultados descritos, véanse Bertrams (2019), Guardis (2019), Font & Casas (2020), Oró (2020), Soler (2021) y Valor et al. (2020); trabajos disponibles en la web del proyecto LIFE ALNUS (lifelifealnus.eu).

al. (2020). Las mismas técnicas —o similares— se utilizarán post-Life para evaluar la recuperación de la vegetación de ribera tras la liberación de caudales y la restauración fluvial; se ejecutarán tres o cuatro años después de las actuaciones, una vez el sistema fluvial y la vegetación se hayan estabilizado en cierta medida. Se medirán los árboles de ribera situados por encima y por debajo de las centrales hidroeléctricas que hayan empezado a liberar caudales de mantenimiento, y por encima, por debajo y dentro de las actuaciones de restauración hidromorfológica y de restauración de la vegetación riparia.

Flora de ribera, vegetación, hábitats y paisaje

Para caracterizar la vegetación y los hábitats se llevaron a cabo inventarios fitocenológicos en los diferentes hábitats de las cuatro zonas donde se ejecutaban acciones de restauración de la vegetación de ribera (tabla 9). Para la evaluación del estado de conservación del bosque de ribera se utilizó el Índice de Vegetación Fluvial (IVF; Gutiérrez & Salvat, 2006), a propuesta de la Agencia Catalana del Agua. Se calculó a partir de los datos obtenidos de los inventarios florísticos. Para la valoración del índice, véase ACA (2006). Se realizaron 72 inventarios durante la primavera y el verano de 2018, previos a las actuaciones de restauración. Los inventarios posactuación se llevarán a cabo durante la primavera-verano de 2023, una vez haya transcurrido suficiente tiempo desde las intervenciones. Para más información, véase Font & Casas (2020).

8b.3.1. Inventarios de flora y vegetación

Crecimiento y decaimiento del aliso

Las técnicas dendrocronológicas y de isótopos estables se utilizaron para evaluar la relación que podía haber entre el decaimiento observado en los alisos (*Alnus glutinosa*) de las cabeceras de las cuencas ALNUS y la sequía. El estudio se realizó en los alrededores del torrente de Comes Grans (cuenca del Ter), en el término municipal de Toses. Para más detalles del estudio y sus resultados, véase Valor et

Tabla 9 / Relación de las zonas de actuación del proyecto LIFE ALNUS y de las localidades donde se han llevado a cabo los inventarios florísticos. Se distingue el número de inventarios en bosques de ribera, prados pisoteados y herbazales higrónitrófilos.

| Cuenca | Tramo | Municipio | Localidad | Bosque | Prado | Herbatal |
|--------------------|------------------------------|---------------------------|---------------------------------|--------|-------|----------|
| Segre | Superior | Bellver de Cerdanya | Gallissà | 3 | | |
| | | | Prat de Segre | 3 | | |
| | | Prullans | Potamolls y aliseda de Prullans | 3 | | |
| Ter | Superior | Camprodon | La Vall | 6 | | |
| | | | Can Beia | 5 | | |
| | Medio | Torelló | Can Batista | 3 | | |
| | | | Isla de Les Gambires | 3 | 4 | 2 |
| | | | Espadamala de Baix | 4 | | |
| Masies de Voltregà | Isla de Gallifa o del Sorral | 5 | 3 | 1 | | |
| Congost | Medio | Figaró-Montmany | Gallicant | 2 | | |
| | | La Garriga | Depuradora de La Garriga | 2 | | |
| | | Les Franqueses del Vallès | Pla de Llerona | 1 | 1 | |
| | El Falgar | | | 2 | 2 | |
| | Inferior | Granollers | Parc de Ponent | | 2 | 3 |
| | | | Palou | 2 | 2 | 1 |
| | | | Can Cabanyes | 2 | 2 | 2 |

Se elaboraron inventarios de las variables forestales para caracterizar la estructura del bosque de ribera (figuras 139 y 140). Las variables medidas seleccionadas podían tener también cierta influencia en la distribución de los aves y murciélagos, según Camprodon (2013) y Guixé & Camprodon (2018). Se midió el diámetro normal de los 30 árboles más cercanos al punto central de la estación de escucha / ecolocalización. Se calculó la diversidad arbórea a partir del índice de diversidad de Shannon-Wiener, representada por la cobertura relativa de cada especie de árbol (Kohn & Pielou, 1977). Del conjunto de 30 árboles, se calculó la densidad de árboles pequeños (clases diamétricas 10-20 cm), medianos (25-35 cm), grandes (35-45 cm) y muy grandes (>45 cm), medida como diámetro normal (a 1,3 m de altura del tronco) y expresada en árboles/ha (Leal et al., 2017). Se calculó el área muestreada a partir del polígono mínimo convexo (MPC) de los árboles más externos. Dentro del MPC también se midió la densidad de árboles muertos en pie y caídos (pies/ha) con diámetro normal $\geq 7,5$ cm. Los árboles muertos en pie se inspeccionaron en busca de dendromicrohábitats: cavidades en forma de fisuras y cavidades excavadas por carpinteros que pudieran servir como nido o refugio para aves cavícolas o murciélagos. Se midió

el porcentaje de cobertura de cada estrato de vegetación distribuido a diferentes alturas (0-25 cm, 25-50 cm, 50-100 cm, 1-2 m, 2-4 m, 4-8 m, 8-16 m y más de 16 m) en un transecto de 50 m desde el punto central hacia ambas direcciones paralelas al río según Prodon & Lebreton, 1981. Estos transectos también se utilizaron para calcular la diversidad arbórea con el índice de Shannon-Wiener y la diversidad arbustiva con el método de Braun-Blanquet (Kan et al., 2012).

El porcentaje de cobertura del suelo se calculó en zonas de amortiguación circulares de tres radios distintos (100, 250 y 500 m) para capturar la composición en coberturas del suelo del paisaje en torno al bosque de ribera muestreado. La diferente matriz paisajística se obtuvo mediante la reclasificación del Mapa de Coberturas del Suelo (MCSC) (CREAF, 2009) en cuatro clases siguiendo un gradiente antrópico: urbano, agricultura/áreas abiertas, bosque de ribera, bosque zonal y masas de agua. El paisaje predominante y el índice de diversidad de Shannon-Wiener, que calcula la heterogeneidad del paisaje, se midieron para cada zona de amortiguación de MCSC reclasificada. Estas variables fueron analizadas con el software ArcGIS (ESRI Inc., 2014). Para más detalles, véanse Bertrams (2019) y Oró (2020).



Figura 139 /

Esquema del muestreo de la estructura del hábitat del proyecto LIFE ALNUS. Fuente: Bertrams (2019) sobre el mapa de coberturas del suelo (CREAF, 2009).

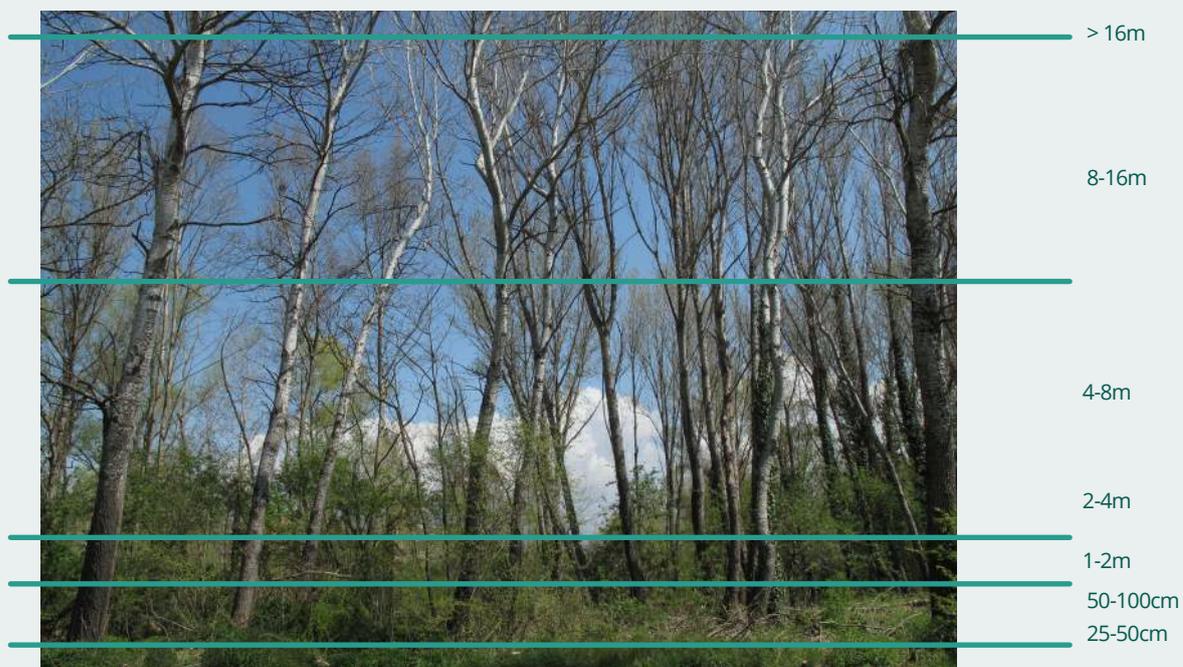


Figura 140 /

Esquema del muestreo de recubrimiento vertical de la vegetación (según Prodon & Lebreton, 1981). Fuente: Bertrams (2019).

Para relacionar la estructura del hábitat con los mamíferos terrestres y semiacuáticos se tomaron diversas variables de estructura hidromorfológica y de la vegetación a lo largo de los transectos de rastros durante la primavera de 2021. Se realizaron parcelas semicirculares, de un radio de 25 m a la orilla en contacto con el cauce cada 200 m a lo largo del transecto. Se midieron variables del hábitat que pudieran influir en la distribución de los mamíferos. Se adaptaron variables utilizadas en varios protocolos, como el QBR (Calidad del Bosque de Ribera) de Munné et al. (1998) o el IHG (Índice Hidrogeomorfológico) de Ollero et al. (2008). El mapa de coberturas del suelo permitió calcular el porcentaje de ocupación de seis tipos de cobertura: a) agua, b) suelo desnudo, c) bosque zonal, d) bosque de ribera, e) cultivos, pastos y matorrales, f) edificios y otras zonas urbanas dentro de una zona de amortiguación de 100 m en torno a cada transecto. Los 100 m de zona de amortiguación comprendían la variabilidad del hábitat en el entorno del río, aunque no incluía el ruido de las coberturas demasiado alejadas del área central de nuestro estudio. Los datos de paisaje se analizaron con el software ArcGIS (ESRI Inc., 2014). Para más detalles, véase Soler (2021).

Madera muerta

Los grandes restos leñosos influyen en la morfología de los ríos y en los procesos de erosión y retención de sedimentos. Los restos, junto a la vegetación viva, contribuyen a la disipación de los efectos de las avenidas, al reducir parte de la energía del flujo del agua, y a la retención de sólidos y partículas en suspensión (Wohl et al., 2016). Forman parte del sistema fluvial y contribuyen a su biodiversidad como generadoras de microhábitats, así como a la retención de carbono en el suelo. Sin embargo, la acumulación de madera muerta en los ríos también incrementa el riesgo de daños en infraestructuras ubicadas en zonas potencialmente inundables (Mao et al., 2014). En el transcurso del proyecto LIFE ALNUS se produjeron dos grandes crecidas en las cuencas internas de Cataluña, fruto de las tormentas Leslie (octubre de 2018) y Gloria (enero de 2020), que generaron una gran cantidad de restos vegetales, entre ellos muchos árboles de madera muerta de tamaño mediano y grande. Para evaluar los posibles efectos en la geomorfología de los ríos, es importante entender la distribución

de la madera en los ríos, los movimientos y el tiempo de permanencia. Por ello, LIFE ALNUS se propuso realizar un seguimiento de la madera muerta en uno de los tramos más importantes, donde se realizaron acciones de restauración hidromorfológica: las islas de Les Gambires y del Sorral (río Ter, Torelló-Les Masies de Voltregà).

Tras establecer el protocolo de seguimiento de la madera muerta se intentó dar respuesta a varias cuestiones: 1) saber si la madera muerta se incorpora a la estructura del cauce del río, creando (a pequeña escala) nuevos espacios de lámina de agua, cascadas, piscinas, refugios, etc.; 2) conocer la capacidad de desplazamiento de grandes restos vegetales en ríos como el Ter, según si se trata de madera muerta en pie o caída, y de los volúmenes, longitud y ubicación de la pieza; 3) el tiempo de permanencia y la distancia del desplazamiento; 4) los daños en infraestructuras que puede causar el desplazamiento de la madera muerta; 5) cuantificar los dendromicrohábitats que se forman en la madera muerta y el proceso de descomposición.

La metodología utilizada consistió en el marcaje y la monitorización de cien piezas de madera muerta, de varios tamaños y especies, entre otros conceptos. Se las identificó en función de su tamaño, pintándolas con una cenefa hecha con spray de marcaje, y con una chapa numérica para cada pieza. Se las monitorizará anualmente, preferentemente fuera del periodo vegetativo, cuando el terreno es más transitable, y después de cada episodio de crecida.

8b.3.2. Censos de fauna: aves y mamíferos

Se formularon tres hipótesis de trabajo. La primera consistió en comprobar si los bosques de ribera contienen una alta diversidad ornítica e interés de conservación en relación con otros hábitats forestales. La segunda postuló que la diversidad de aves, murciélagos y mamíferos terrestres y semiacuáticos estaría correlacionada de forma significativa con la matriz paisajística: forestal, agrícola, urbana. La tercera hipótesis trató de corroborar si la complejidad estructural interna del hábitat y la composición en especies arborizadas implicaban una mayor diversidad de los diferentes grupos faunísticos.

En las tres cuencas fluviales se seleccionaron 131 estaciones de escucha de aves (Bibby, 1992) y 48 estaciones de ecolocalización de murciélagos, siguiendo el protocolo Quirohàbitats (2009), distribuidas equitativamente en los diferentes escenarios. La separación entre estaciones era de 500 m lineales en el caso de las aves, y 1000 m lineales en el caso de los murciélagos (figura 141). En cada estación de escucha se registraron los aves escuchados o vistos durante 20 minutos entre las 6:30 horas y las 9 horas de la mañana en época de reproducción entre el 20 de abril y el 10 de junio de 2018 y 2019. Se registraron los contactos en un radio de 25, 50 y 100 metros del observador. En los tratamientos se utilizó el radio de 50 m, puesto que se ajustaba mejor a las dimensiones del bosque de ribera con menor pérdida de contacto (los bosques de ribera forman pequeños rodales, habitualmente estrechos, muy a menudo por debajo de las 2,5 ha). Se agruparon las especies de aves en gremios ecológicos de selección del sustrato de reproducción o alimentación: suelo, sotobosque, copas, ocupantes de cavidades en árboles, excavadores de cavidades en árboles (carpinteros) (Camprodon 2013; Améztegui et al., 2018), así como según las preferencias a escala de paisaje: aves forestales especialistas (se encuentran fundamentalmente en bosques densos), generalistas (prefieren los bosques, pero están presentes en otros hábitats con árboles); ubicuistas (presentes en bosques pero también en espacios abiertos o solo en ellos) y mosaico (aves que prefieren el mosaico agroforestal). Para más detalles, véase Bertrams (2019).

Para muestrear la actividad de los murciélagos se utilizaron detectores de ultrasonidos de Wildlife Acoustics, modelos Song Meter SM3 y SM4. Las grabaciones se efectuaron durante los meses de junio, julio y agosto de 2018 y 2019. Los detectores grabaron durante siete días consecutivos y obtuvieron datos diariamente desde media hora antes de la puesta de sol hasta media hora después del amanecer. Las grabaciones se analizaron mediante el Software Kaleidoscope Pro de Wildlife Acoustics. Se seleccionaron las cuatro noches con mayor actividad de cada estación. Se calculó la media de gritos de murciélagos por especie o grupo fónico y por noche. Las especies de murciélagos se agruparon en gremios de afinidad ecológica similar: arborícolas (especies que se refugian preferentemente en árboles), alimentación forestal (especies que se alimentan habitualmente en el

bosque) y generalistas (especies que se pueden encontrar en diferentes hábitats). Para más detalles, véase Oró (2020).

Para el muestreo de mamíferos terrestres y semiacuáticos se realizaron transectos lineales de rastros (huellas, excrementos y otras señales) en otoño de 2019 a lo largo de uno de los márgenes del río, estableciendo una banda de censo de 2 m. Se trata de un método no invasivo y eficiente para detectar la presencia de mamíferos terrestres y semiacuáticos (Silveira et al., 2003). Los transectos se seleccionaron para obtener al menos 5 km de muestras en cada cuenca. Se realizaron 36 transectos en total, que, en gran parte, coincidían con las estaciones para aves y murciélagos. Se anotó de forma individual cada rastro separado más de 20 metros del anterior.

Se agruparon los mamíferos en gremios de especies de afinidad ecológica similar (adaptado de Molina-Vacas et al., 2009; Santos & Santos-Reis, 2010): carnívoros semiacuáticos, integrados por la nutria europea (*Lutra lutra*), el visón americano (*Neovison vison*) y el turón europeo (*Mustela putorius*); carnívoros forestales autóctonos, como la garduña (*Martes foina*), la gineta (*Genetta genetta*) y el tejón europeo (*Meles meles*); carnívoros domésticos, como el perro (*Canis lupus familiaris*) y el gato (*Felis catus*); grandes herbívoros (ungulados), como el jabalí (*Sus scrofa*) y el corzo (*Capreolus capreolus*); pequeños mamíferos semiacuáticos, como los musgaños (*Neomys* sp.) y las ratas de agua (*Arvicola sapidus*). El zorro común (*Vulpes vulpes*) no entró en ninguno de los gremios anteriores al considerarse un depredador muy generalista. Los resultados se expresaron en el Índice Kilométrico de Abundancia (IKA; conteo de rastros/kilómetro lineal). Paralelamente, se instalaron 27 cámaras-trampa para comprobar la presencia del turón europeo (*Mustela putorius*) allí donde se habían encontrado rastros probables. Para más detalles, véase Soler (2021).

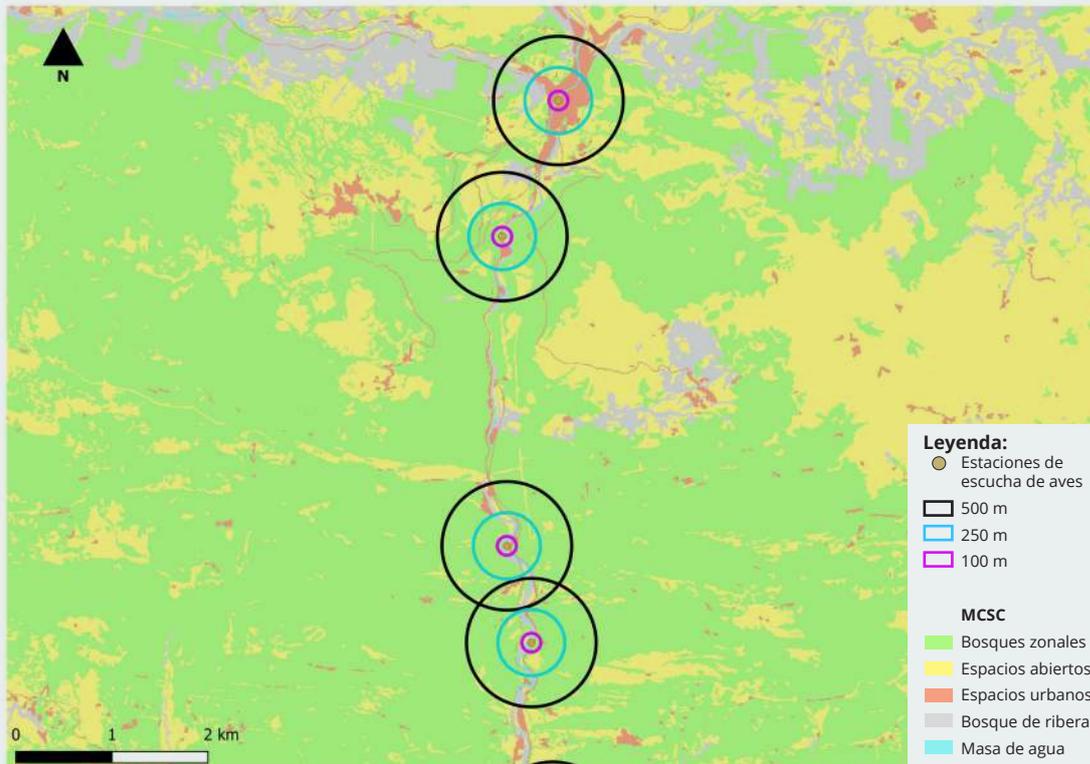


Figura 141 /

Ejemplo de la ubicación de estaciones de escucha en el bosque de ribera con los tres radios de censo 25, 50 y 100 m del proyecto LIFE ALNUS. Fuente: Bertrans (2019) sobre el mapa de coberturas del suelo (CREAF, 2009).

Tratamientos estadísticos

Se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre las cronologías residuales del aliso y el caudal mensual. El índice de resiliencia de los alisos al decaimiento se modelizó mediante un modelo mixto en función del tiempo, la vitalidad, la posición geomórfica y las características del río.

La influencia de las variables ambientales en la distribución de aves y mamíferos se calculó con modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). El conjunto inicial de variables predictivas ambientales se simplificó mediante el análisis discriminante de redundancia (ADR) en el caso de las aves o bien el análisis de componentes principales (ACP) para los mamíferos. Se utilizaron los factores del ADR y del ACP como variables independientes y la riqueza y abundancia de gremios de afinidad ecológica de aves, murciélagos y mamíferos terrestres y

semiacuáticos como variables respuesta. Los datos se analizaron mediante el software estadístico RStudio versión 1.1.463 (R Core Team, 2019).

8b.4. Resultados obtenidos y debate

8b.4.1. Crecimiento y decaimiento del aliso en función de los factores de cambio

Recuperación de la vegetación de ribera tras la liberación de caudales y la restauración fluvial

Una de las actuaciones del proyecto LIFE ALNUS va Una de las actuaciones del proyecto LIFE ALNUS consistió en la liberación experimental de caudales en dos esclusas con aprovechamiento hidroeléctrico en el río Ter. Como se comenta en el capítulo de indicadores fluviales, en el transcurso del proyecto LIFE ALNUS ocurrieron episodios no habituales de crecidas. Esta circunstancia, de manifestación aleatoria, sobrepasó el efecto de liberación de caudales. No obstante, como medida de seguimiento post-Life, está previsto comparar una serie representativa de años previos y posteriores a las actuaciones, midiendo el crecimiento medio y elaborando un análisis isotópico de los alisos, como especie vegetal freatófila más sensible a los caudales, y de otros árboles de ribera. La comparación entre la ubicación de los alisos y los datos proporcionados por los sensores de caudales deberían permitir conocer la respuesta de los árboles a un incremento y una disminución estacional y antes/ después de la liberación de caudales en las esclusas, que proporcione más o menos agua disponible. Los periodos críticos serán los de sequía, comparando una serie lo bastante larga de años. Tanto la respuesta de las especies arbóreas de ribera como la evaluación del tratamiento de especies invasoras en las cuencas del Ter y del Besòs son aspectos a evaluar a medio y largo plazo.

Alisos: medición del estrés hídrico

Un fenómeno evidenciado por las acciones preparatorias del proyecto ha sido el decaimiento de los alisos localizados en las cabeceras de las cuencas del Ter y del Besòs (figura 142). Actualmente, el decaimiento del aliso es uno de los problemas más graves para el ecosistema ripario en las cabeceras de cuencas. Desde 1993, un hongo híbrido perteneciente al género *Phytophthora* se ha extendido entre las alisedas distribuidas en ecosistemas fluviales, especialmente centroeuropeos. No obstante, en 2009, un estudio fitopatológico realizado en la cabecera de la cuenca del Ter descartó la actividad de este patógeno, así como de otros hongos. Otros factores abióticos, como sequías continuadas que comporten potenciales de agua en el suelo por debajo

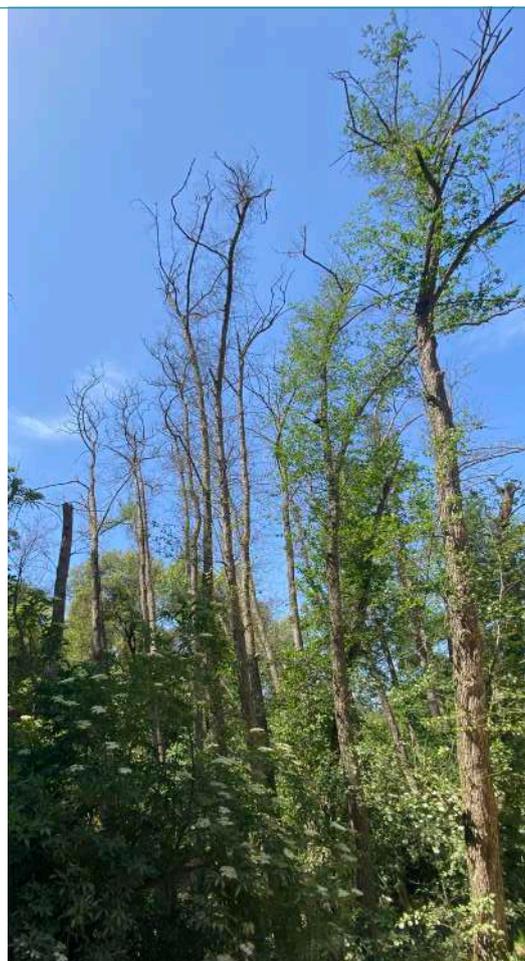


Figura 142 /

Alisos decaídos en un rodal de aliseda de la riera de Ardenya en la cordillera Prelitoral Catalana. Foto: Jordi Camprodon.

de las necesidades hídricas del aliso, podían ser las causantes del decaimiento. El objetivo de este estudio era evaluar la relación entre el decaimiento del aliso y la sequía. Para más detalles, véase Valor et al. (2020).

El estudio comprobó cómo el clima influía en el crecimiento de los individuos moribundos en mayor medida que en los individuos sanos. Los individuos moribundos empezaron a decrecer a partir de la sequía del 1998, la más extrema de la serie climática (figura 143). El seguimiento post-Life se aplicará a corto y medio plazo para ver la respuesta de los alisos y otra vegetación leñosa a los tratamientos silvícolas de mejora de la estructura del arbolado y al éxito en el control de especies vegetales exóticas (véanse capítulos 3 y 4).

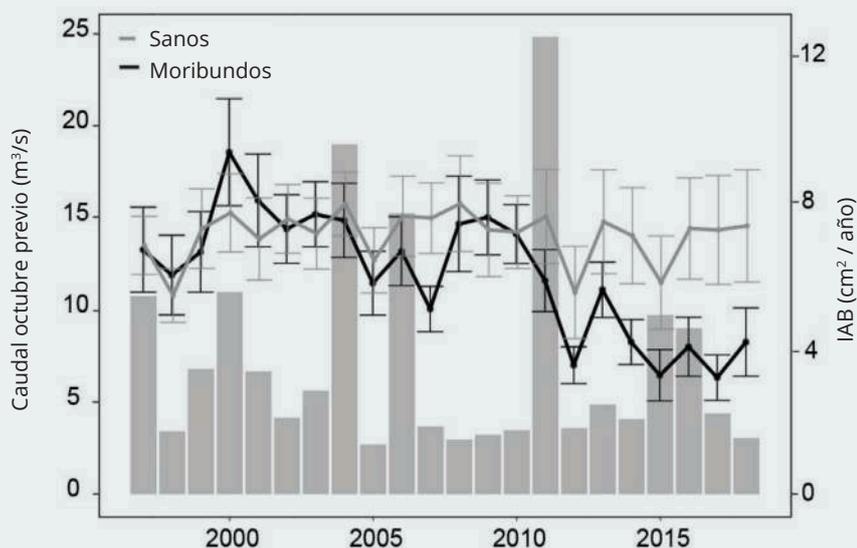


Figura 143 /

Caudal del octubre anterior e IAB para el periodo 1997-2018 en el río Ter a su paso por Ripoll. IAB: incremento anual de área basimétrica, resultado de la transformación de las medidas de la anchura de los anillos de crecimiento de los alisos analizados. Fuente: Valor et al., 2020.

La resiliencia a la sequía de los individuos moribundos con respecto a los individuos sanos disminuía con el tiempo (tabla 10 y figura 144, superior). Además, a medida que pasaba el tiempo, la resiliencia de los individuos más alejados del río disminuía con respecto a aquellos que se encontraban más cerca (tabla 10 y figura 144,

inferior). No obstante, los individuos alejados con menor crecimiento antes del 1998 mostraron una mayor resiliencia que los árboles con mayores índices de crecimiento (tabla 10). En conclusión, la distancia con respecto al río y el índice de crecimiento afectan negativamente al crecimiento del aliso.

Tabla 10 / Resumen del modelo mixto (estimación \pm error estándar) que describe la resiliencia de los individuos sanos y moribundos de alisos frente a episodios de sequía (1998, 2005/07 y 2012/15), en la cuenca alta del Ter. Valores de p: ns, no significativo, *p < 0,05. Fuente: Valor et al., 2020.

| Resiliencia a la sequía | Valor | Error est. | p |
|---|---------------|--------------|----------|
| Intercepción | 0.35 | 0.56 | ns |
| IAB (antes del 1998) | 0.10 | 0.06 | ns |
| Distancia al centro del río | 0.010 | 0.003 | ns |
| Vitalidad (sanos) | -0.71 | 0.31 | ns |
| Tiempo | 0.07 | 0.20 | ns |
| Tiempo x vitalidad (sanos) | 0.37 | 0.16 | * |
| Tiempo x distancia al centro del río | -0.002 | 0.004 | * |
| IAB x distancia al centro del río | -0.001 | 0.000 | * |
| R marginal | 0.24 | | |
| R condicional | 0.40 | | |

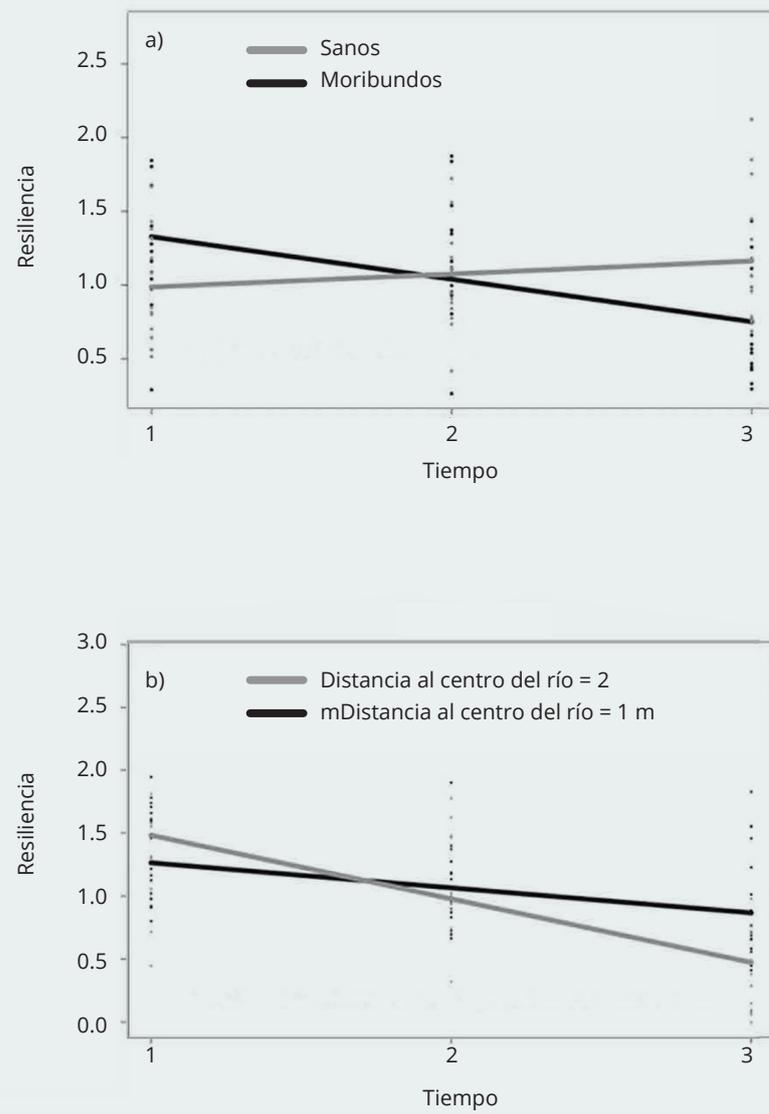


Figura 144 /

Línea de predicción y residuos parciales del modelo de resiliencia que muestra la interacción entre el tiempo y la vitalidad (superior) y el tiempo y la distancia al centro del río (inferior). Fuente: Valor et al. 2020.



Sotobosque de una fresneda con campanilla de invierno (*Galanthus nivalis*). Río Ter, en la comarca de Osona. Foto: Jordi Camprodon.

8b.4.2. Estructura del bosque de ribera

Los árboles que, de media, aparecen como los más abundantes en el inventario son, en orden decreciente: el chopo negro (*Populus nigra*), el aliso (*Alnus glutinosa*), el sauce blanco (*Salix alba*) y los fresnos de hoja ancha y de hoja estrecha (*Fraxinus excelsior* y *F. angustifolia*) (figura 146). La ocurrencia de otras especies dominantes por inventario, pero que aparecen con poca frecuencia, es considerable. También es apreciable la dominancia de especies exóticas en bastantes estaciones de muestreo. El chopo aparece más veces como dominante en el Ter, pero pocas veces en el Besòs. En el Ter se da la confluencia de chopo nativo con híbridos y clones comerciales. En el Besòs, la populicultura es testimonial, y en el caso del río Segre, la mayor parte de los chopos se pueden considerar autóctonos y componentes naturales del sistema ripario. El aliso es poco relevante en el Ter Medio, ya sea por la degradación de las riberas o, al mismo tiempo, porque su sustrato, muy calcáreo, no acaba de favorecerlo. En cambio, en el Alto Ter y Segre, con menos presión antrópica y con sustrato silíceo (suelos y corrientes de agua oligotróficos), el aliso forma auténticas alisedas. El sauce blanco es abundante, sobre todo en suelos y corrientes de agua ricas en carbonatos (eutróficos), ya que se trata de una especie muy adaptable a sustratos menos consolidados y expuestos a las crecidas (Lara et al. 2004), donde forma salcedas que llegan a ser monoespecíficas. Alisos, sauces, fresnos, álamos y chopos forman comunidades mixtas en terrenos aluviales, especialmente en sustratos mesotróficos y aguas con carbonatos y partículas silíceas transportadas por el río (Lara et al., 2004). La dominancia de otras especies menos frecuentes y de

especies exóticas se observa en mayor medida en el Besòs, donde el bosque de ribera tiene posiblemente menos potencia, a causa de los caudales más discretos del Congost y del Mogent. Aparecen especies de los bosques zonales, como la encina, o bien están degradados y dominados por especies exóticas, a menudo subespontáneas, procedentes de árboles ornamentales, como el olmo de calle, el almez y el ailanto.

Las especies dominantes más frecuentes en el sotobosque del bosque ripario de las tres cuencas son la zarza pajarera (*Rubus caesius*) y la zarzamora (*Rubus ulmifolius*) (figura 145). La caña (*Arundo donax*) es abundante en el Besòs, aunque pierde fuerza en el Ter y en el Segre, donde es menos competitiva. La variedad de otras especies dominantes es considerable según la estación de muestreo, sobre todo en el Ter. El gradiente climático, orográfico, hidromorfológico y antrópico en el Ter propicia esta mayor variedad. La diversidad ecológica (índice de Shannon-Wiener) es elevada en árboles, sobre todo en el Besòs y en el Alto Ter (figura 146). En el caso del Besòs, la diversidad se debe a proporciones más equilibradas de especies diferentes, entre ellas especies de segunda línea, como el fresno de hoja estrecha y el olmo (*Ulmus minor*), y especies de la vegetación zonal (encinar), que se mezclan con las de primera línea, como el aliso, el sauce blanco y el álamo blanco (*Populus alba*). En el Alto Ter, la riqueza de especies de ribera y de ambientes húmedos, como los tilos (*Tilia* spp.) y los arces (*Acer* spp.), es mayor que en las otras cuencas. En el Segre, la diversidad es más baja, puesto que hay bosques aluviales más amplios, dominados por una especie típicamente de ribera como el aliso, el sauce blanco o el chopo negro.

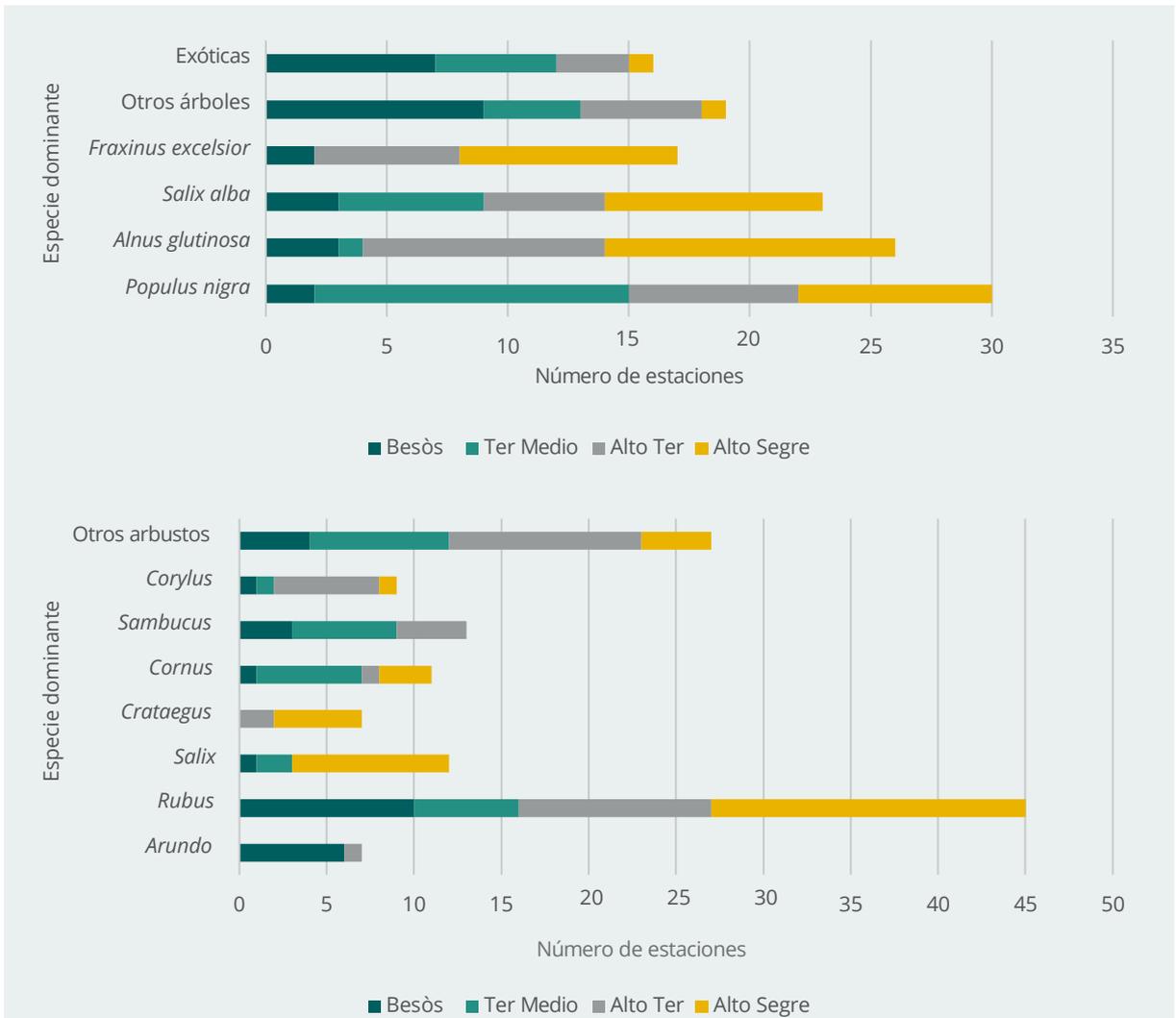


Figura 145 /

Composición de especies principales de árboles y arbustos en las estaciones del inventario en las cuencas del Besòs, Ter y Alto Segre, expresado en número de estaciones donde la especie es dominante.

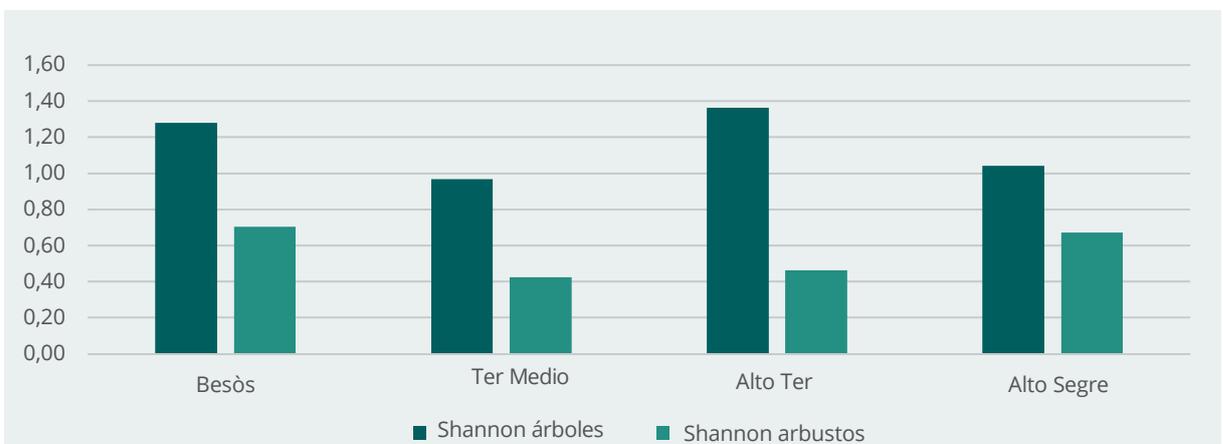


Figura 146 /

Diversidad ecológica (índice de Shannon-Wiener) de especies de árboles y arbustos en las tres cuencas del LIFE ALNUS.

La estratificación vertical de la vegetación es compleja, con unos porcentajes de recubrimiento considerablemente elevados, desde el estrato herbáceo al arbóreo (más de 8 m de altura), pasando por el estrato arbustivo bajo (0,5-2 m de altura), el arbustivo alto, el arborescente y el lianoide (2-8 m de altura) (figura 147). La altura del arbolado no se eleva mucho más allá de los 16-20 m, con chopos, álamos y fresnos de hoja ancha como las especies más altas. El suelo acostumbra a presentar un recubrimiento herbáceo y arbustivo reptante (muy representado por las zarzamoras) por encima del 50 % del recubrimiento en todas las cuencas. El arbustivo bajo es menos importante. El cierre de copas limita el estrato arbustivo, sobre todo en alisedas puras que conforman un sotobosque esciófilo, dominado por comunidades herbáceas higrófilas o nemorales, con abundancia de geófitos y pteridófitas, junto a especies nitrófilas cuando la entrada de nutrientes por el paso del río o del ganado es importante (véase

más adelante en el análisis del IVF). Por el contrario, el arbustivo más heliófilo se desarrolla bien en los claros y en los bordes del bosque, a menudo dominado por las zarzamoras. Los arbustos que suelen alcanzar una buena altura, como el avellano, el espino albar y el saúco, son frecuentes incluso con recubrimientos arbóreos densos, que se aproximan al cierre de copas. Los bosques en un paisaje mayoritariamente urbano suelen tener recubrimientos más bajos, sobre todo en los estratos altos, probablemente a causa de una mayor presión antrópica y una menor calidad de estación ecológica. Por cuenca, se observa cómo el Segre acumula una estructura con recubrimientos altos —o relativamente más altos— en todos los estratos. Los estratos de mayor altura evidencian un gradiente de menor a mayor cobertura entre el Besòs, el Ter y el Segre. Se puede atribuir a un gradiente ascendente de mayor fertilidad del suelo, pluviometría y mayor estructuración y amplitud del bosque de ribera.

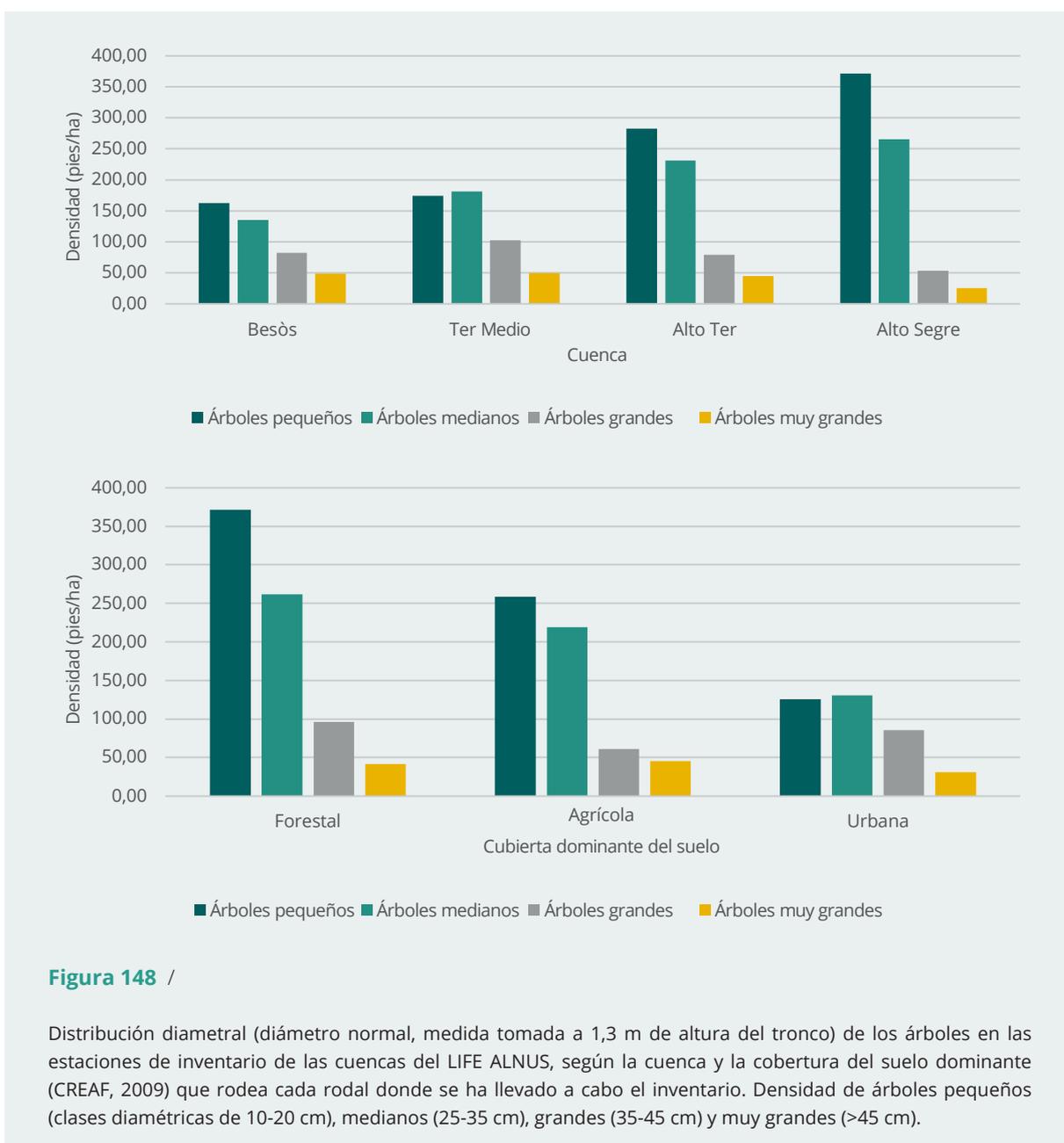


Figura 147 /

Distribución del recubrimiento vegetal del bosque de ribera según la distribución en alturas propuesta por Prodon y Lebreton (1981), según la cuenca y la cobertura del suelo dominante (CREAF, 2009) que rodea cada rodal donde se ha llevado a cabo el inventario.

El arbolado tiene una estructura de bosque irregular con densidad descendente de las diferentes clases de edad (figura 148). En el Alto Ter y en el Alto Segre es donde el bosque de ribera tiene una mayor representación de clases de edad pequeñas y medianas, hecho que denota una mayor capacidad de regeneración, ya sea vegetativa o sexual, lo que resulta coherente con una mayor estructuración vertical de las coberturas vegetales, mencionada anteriormente. En el Ter Medio y en el Besòs, las clases de edades inferiores tienen una menor densidad de pies. Eso puede ser causado por diferentes factores que responden a una mayor variedad de situaciones: bosques más estrechos, mayor influencia de avenidas, mayor presión

antrópica, etc. Por matriz de paisaje dominante, se observa que los bosques de ribera en zonas mayoritariamente forestales son más densos y siguen una estructura más irregular de clases de edad, probablemente parecida a las de los bosques zonales. En cambio, los bosques de ribera en zonas mayoritariamente urbanas son relativamente poco densos en árboles pequeños y medianos y tienden a regularizarse. Probablemente, debido a su menor potencia en anchura y exposición a perturbaciones, la capacidad de regeneración y el número de pies de las clases de edad inferiores se reduzca. Los bosques de ribera en matriz agrícola se encuentran en una situación intermedia.



El número de árboles muertos, en pie y caídos, es significativamente mayor en los bosques de matriz paisajística dominada por cultivos, pastos y bosques zonales (figura 149). En estos entornos, los bosques de ribera acostumbra a tener mayor amplitud y mayor naturalidad que los bosques en matriz urbana. Estos factores favorecen la formación de madera muerta por decaimiento natural de los árboles (causada por mortalidad natural y competencia), junto con la influencia de las crecidas del río, que rompen o desarraigan proporcionalmente más árboles al haber más densidad de pies pequeños y medianos. Los claros abiertos por el decaimiento, caída o desarraigo de los árboles son una oportunidad para la renovación del sistema y pueden estimular la regeneración del arbolado. Por ejemplo, después de dos temporales muy seguidos (Leslie y Gloria), se observó una nueva regeneración del aliso donde la crecida había reducido la competencia o aportado sedimentos y nutrientes. Esta regeneración no se había observado antes de las tormentas. En la matriz urbana, los bosques de ribera tienen una amplitud

menor y una mayor proporción de árboles grandes, más resistentes a los efectos de las avenidas. Por las cuencas, se ve claramente cómo el Alto Ter y el Alto Segre tienen una densidad de madera muerta mayor al ser, de media, bosques con mayor amplitud y naturalidad. Los dendromicrohábitats medidos en la madera muerta (cavidades aptas como refugio para la fauna vertebrada) están totalmente correlacionados con la densidad de madera muerta de tamaño mediano y grande. Por esta razón, su densidad sigue la misma tendencia.

Los trabajos de mejora silvícola efectuados por el LIFE ALNUS en las cuencas del Besòs y del Ter han contribuido a reducir moderadamente la densidad de los pies, tanto de especies autóctonas competidoras como, sobre todo, de exóticas (véanse los capítulos 3 y 4 para más detalles sobre los tratamientos). El seguimiento de la dinámica postratamiento se efectuará post-Life, al ser una respuesta a medio y largo plazo.

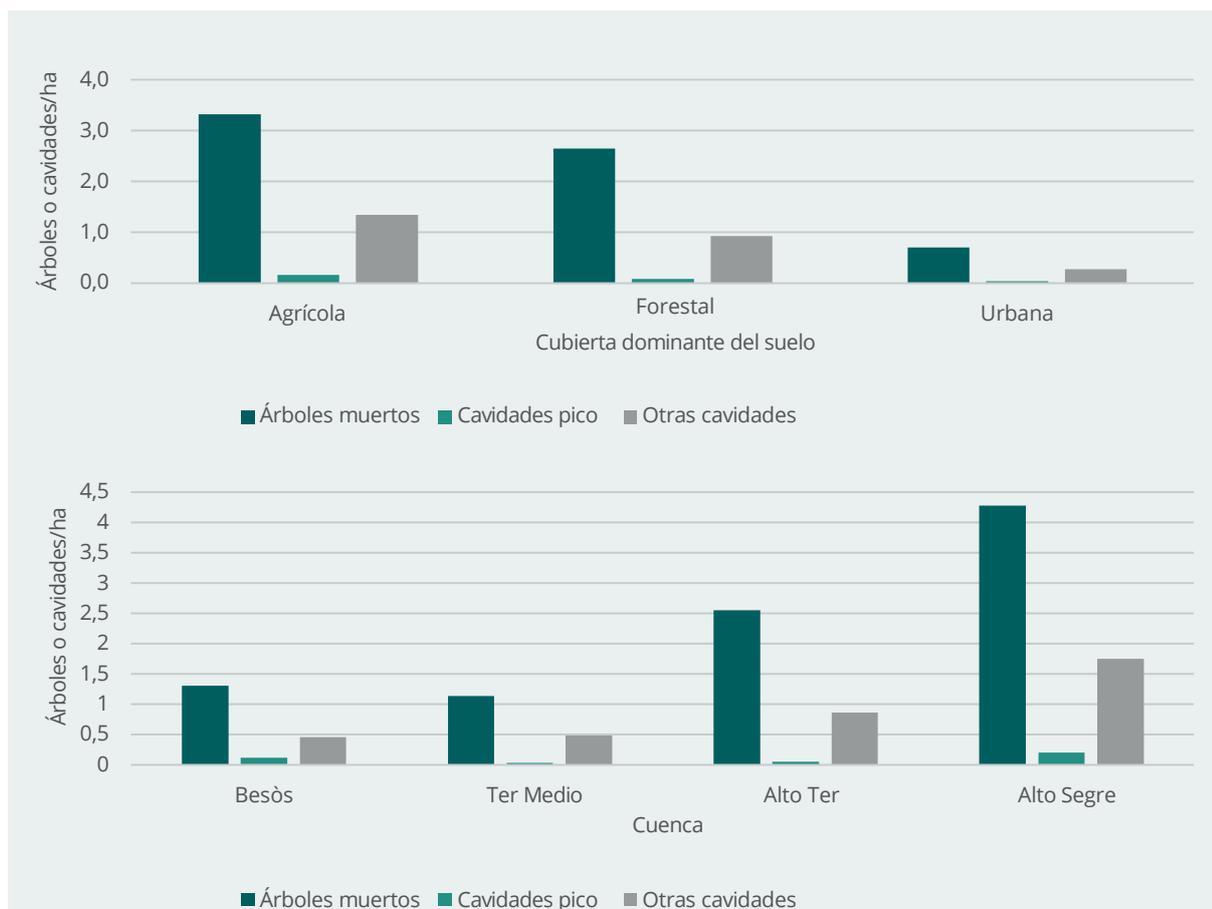


Figura 149 /

Densidad de árboles muertos en pie, cavidades de carpinteros y fisuras en el tronco en las estaciones de inventario de las cuencas del LIFE ALNUS, según la cuenca y la cobertura del suelo dominante (CREAF, 2009) que rodea el rodal donde se ha llevado a cabo el inventario.

8b.4.3. Seguimiento de la madera muerta

Entender la dinámica de movilización de la madera muerta en riberas y cauces fluviales permite elaborar directrices para gestionarla y conseguir que mantenga o potencie la dinámica ecológica de los ríos y, a la vez, se reduzcan los riesgos para las infraestructuras. Esta necesidad es prioritaria, especialmente cuando se dan grandes cúmulos de madera muerta producida por las crecidas extraordinarias. En estos casos, como medida de gestión, se suele proceder con una retirada sistemática de la madera muerta, sin atender a criterios ecológicos. Conservarla allí donde no suponga un riesgo significativo para las infraestructuras fluviales puede aportar muchos más beneficios que inconvenientes.

Entre la finca de Can Batista, Les Gambires (Torelló) y la isla del Sorral (Les Masies de Voltregà) en el río Ter, se marcaron cien piezas de tamaño mediano y grande, repartidas entre las especies siguientes, según su disponibilidad sobre el terreno: sauce blanco (58), chopo negro (26), aliso (10), álamo blanco (1), plátano (1), especie indeterminada (4) (figura 150). Las medidas totales de promedio fueron de 44,9 cm de diámetro en la base del tronco, 34,35 cm de diámetro en el centro, 24,9 cm de diámetro en la punta y 6,75 m de longitud. Muchos de ellos eran árboles caídos que todavía seguían vivos o estaban en declive (28 pies), aunque la mayoría habían muerto recientemente, ya sea a consecuencia de las grandes tormentas o generados anteriormente (38 pies); bastantes piezas estaban en proceso de descomposición (pérdida

de ramas: 26 pies; descomposición avanzada: 8 pies). Los árboles vivos o en declive habían caído y habían sido desarraigados en el mismo lugar, sin ser transportados por el agua. Parte de los árboles muertos procedían del mismo sitio o habían sido transportados durante las tormentas. La tormenta Leslie, que fue la primera de las dos, hizo caer muchos árboles y transportó mucha biomasa que se había acumulado desde la última gran crecida, que fue en los años ochenta. Con respecto a la ubicación y la estabilidad, 37 piezas formaban parte de un cúmulo de restos vegetales unidos a árboles vivos en pie, 14 piezas estaban unidas a vegetación viva sin formar un cúmulo, 5 estaban en el suelo sin estar unidas a árboles en pie y 20 unidades eran madera muerta en pie. Todas estas piezas estaban a cierta distancia (metros) del *bankfull* o cauce lleno. Finalmente, 15 piezas se encontraban total o parcialmente dentro del cauce y 9 en el cauce lleno o muy cerca.

Cabe destacar que una parte de las piezas transportadas eran pies cortados y dejados en el bosque antes de las tormentas. También es muy significativo que la mayor parte de la madera que se cortó y se dejó *in situ* como medida de gestión después de la tormenta Leslie fue transportada aguas abajo por la tormenta Gloria y se encalló en esclusas y embalses. Contrariamente a las recomendaciones del proyecto LIFE ALNUS, se cortaron las piezas por debajo de 3 m de longitud, hecho que propició fácilmente su desplazamiento. Tanto por esta razón, como para simular la sucesión natural de decaimiento de los árboles, se recomienda no cortar madera muerta.



Figura 150 /

Ejemplos de madera muerta de grandes dimensiones marcada para su monitorización en la isla del Sorral, río Ter, Les Masies de Voltregà. Fotos: Pol Guardis.

8b.4.4. Plantaciones

La relación de plantas utilizadas en la restauración de las alisedas en las tres cuencas del LIFE ALNUS se indica en la tabla 11. En cada cuenca se seleccionaron las especies leñosas y la proporción de cada una en función de los inventarios botánicos realizados en los estudios previos (figura 151). La supervivencia de las plantaciones de especies leñosas estuvo muy condicionada por los episodios de sequía estival y por las crecidas derivadas de las tormentas Leslie y Gloria. En la cuenca el Besòs, una parte importante de las plantaciones se hicieron durante el invierno de 2019-2020 en el río Congost (Granollers). La repercusión de las riadas provocadas por la tormenta Gloria (enero 2020) fue significativa. En los recuentos efectuados del 18 al 20 de febrero de 2020, se observó que solo sobrevivieron el 34 % de los alisos plantados, el 81 % de las estacas de salicáceas (de varias especies) y el 7 % de las herbáceas y arbustivas, todas ellas más próximas al agua. En ciertos puntos, las marras superaron el 90 % en febrero de 2020. Para paliarlo, se hizo una nueva plantación de refuerzo durante el invierno de 2021.

En la cuenca del río Segre, la plantación en las balsas de Gallissà (Bellver de Cerdanya) también sufrió importantes bajas —en este caso, debido a las altas temperaturas y a la sequía estival de 2020—, agudizadas por la pandemia de SARS-CoV-2 en marzo de ese mismo año, ya que impidió regar la plantación tal como estaba previsto en el proyecto. En el recuento efectuado en marzo de 2021 se observó que el 80 % de los alisos plantados sobrevivieron. El índice de supervivencia fue elevado, ya que los alisos se habían plantado a orillas de las balsas y en los canales de conexión entre balsas, donde el freático era más superficial. En cuanto a los fresnos de hoja ancha plantados, el 31 % sobrevivieron, así como cerca del 30 % de los sauces. Cabe destacar que el espacio está ubicado sobre un antiguo vertedero de escombros y que la estructura del suelo en ciertas partes más elevadas no es buena; en estas zonas se optó por plantar fresnos y especies de segunda línea.

En la cuenca del Ter, tras la plantación realizada en la isla de Les Gambires (Torelló) y las posactuaciones de la reconexión del antiguo brazo y de la dinámica fluvial de la zona, más del 90 % de la plantación sobrevivió en 2022 y solo se tuvieron que reponer 100 unidades de aliso, 115 unidades

de fresno de hoja ancha y 60 unidades de cornejo. El seguimiento de las plantaciones se llevó a cabo a través de un estudio efectuado por la Dirección de Obra de la actuación en la isla, bajo encargo de la ACA, y de acuerdo con las premisas siguientes:

- *Alnus glutinosa* y *Salix atrocinerea*: plantadas en las ubicaciones donde el suelo era más húmedo. Altura inferior a 1 metro de la lámina de agua, o bien al fondo de las cañadas y depresiones del terreno.
- *Salix purpurea*: plantada a orillas del cauce principal del Ter.
- *Salix alba*: plantada en suelos húmedos, aunque admite una altura de 2 metros respecto de la lámina de agua.
- *Salix elaeagnos*: plantada en todas las zonas anteriores, sin una preferencia concreta.
- *Farxinus excelsior*: plantada en terrenos más elevados y secos, como parte de la banda externa de la aliseda.
- *Ulmus minor*. Clones procedentes de árboles silvestres resistentes a la grafiosis.
- Las plantaciones se dispusieron buscando formas irregulares naturales.
- No se llenaron todas las zonas de plantación, sino que se dejaron espacios vacíos para una restauración pasiva.

Tabla 11 / Especies leñosas plantadas en cada una de las tres cuencas fluviales del proyecto LIFE ALNUS. La producción se hizo a partir de semillas o estacas recogidas en cada cuenca hidrográfica.

| Proyecto de restauración | Especies | Unidades |
|----------------------------------|-------------------------------------|---------------|
| Balsas de Gallissà | <i>Alnus glutinosa</i> | 950 |
| Bellver de Cerdanya | <i>Salix alba</i> | 535 |
| Río Segre | <i>Fraxinus excelsior</i> | 765 |
| | | 2.250 |
| Ríos Congost y Tenes | <i>Alnus glutinosa</i> | 3.887 |
| Cuenca del Besòs | <i>Salix atrocinerea</i> | 1.738 |
| | <i>Salix alba</i> | 2.576 |
| | <i>Salix elaeagnos</i> | 262 |
| | <i>Populus alba</i> | 450 |
| | <i>Cornus sanguinea</i> | 293 |
| | <i>Sambucus nigra</i> | 262 |
| | <i>Fraxinus angustifolia</i> | 800 |
| | <i>Ulmus minor</i> | 20 |
| | | 10.288 |
| Isla de Les Gambires | <i>Alnus glutinosa</i> | 864 |
| Torelló | <i>Salix alba</i> | 380 |
| Río Ter | <i>Salix elaeagnos</i> | 481 |
| | <i>Salix atrocinera</i> | 180 |
| | <i>Salix purpurea</i> | 180 |
| | <i>Fraxinus excelsior</i> | 880 |
| | | 2.965 |
| Desfragmentación de la aliseda | <i>Alnus glutinosa</i> | 2.591 |
| Río Ter, río Gurri y Riera Major | <i>Salix atrocinerea</i> | 44 |
| Cuenca del Ter | <i>Salix purpurea</i> | 94 |
| | <i>Salix elaeagnos</i> | 129 |
| | <i>Salix alba</i> | 44 |
| | <i>Salix caprea</i> | 69 |
| | <i>Populus alba</i> | 12 |
| | <i>Fraxinus excelsior</i> | 171 |
| | <i>Ulmus minor</i> | 101 |
| | <i>Prunus avium</i> | 15 |
| | <i>Acer campestre</i> | 18 |
| | <i>Tilia platyphyllos / cordata</i> | 3 |
| | <i>Corylus avellana</i> | 18 |
| | <i>Euonymus europaeus</i> | 53 |
| | <i>Sambucus nigra</i> | 123 |
| | <i>Cornus sanguinea</i> | 50 |
| | | 3.535 |
| Total | | 19.038 |



Figura 151 /

Plantación de reintroducción de la aliseda después de la restauración hidromorfológica en la isla de Les Gambires, río Ter, Torelló, comarca de Osona. Foto: Jordi Camprodon.

8b.4.5. Índice de vegetación fluvial

Se han registrado un total de 426 taxones de plantas vasculares en el conjunto de las cuatro áreas de estudio (Segre, Alto Ter, Ter Medio y Congost), 66 de los cuales (15,5 %) corresponden a taxones alóctonos. En los tramos del río Congost y del Ter en Osona se ha detectado el porcentaje más alto de taxones alóctonos invasores. Se evidencia un gradiente fitogeográfico lógico, de mayor presencia de taxones boreo-alpinos y eurosiberianos y un descenso de mediterráneos con la latitud. Los taxones plurirregionales, en cambio, están más relacionados con el grado de antropización (tabla 12). Del conjunto de taxones registrados, solo se ha encontrado una especie amenazada y legalmente protegida en Cataluña: *Scirpus sylvaticus*, localizada a orillas del Segre. Destacan como plantas raras o de interés para la conservación de la vegetación de ribera: *Aegopodium podagraria*, *Alopecurus*

geniculatus, subsp. *geniculatus*, *Arctium lappa*, *Bidens tripartita*, *Dipsacus pilosus*, *Myosoton aquaticum* y *Stachys palustris*. Los taxones raros pueden ser considerados indicadores del estado de conservación y de la calidad de los hábitats fluviales. En esta lista se incluyen algunas plantas autóctonas propias de herbazales nitrófilos cuya presencia se ha visto reducida, siendo cada vez más raras a causa de la competencia con plantas alóctonas de ecología similar.

Tabla 12 / Número de taxones de plantas vasculares según el elemento corológico (simplificado) y el grado de establecimiento de alóctonos en las diferentes zonas de estudio del proyecto LIFE ALNUS. Entre paréntesis se indica el porcentaje del total de alóctonas. Las localidades están ordenadas de más septentrionales a más meridionales. Fuente. Fuente & Casas, 2020.

| Cuenca | Total de taxones | Boreo-alpinos | Eurosiberianos | Mediterráneos | Plurirregionales | Alóctonos | Invasores | Establecidos | No establecidos |
|---------------|------------------|---------------|----------------|---------------|------------------|-----------|-----------|--------------|-----------------|
| Segre | 226 (53) | 3 (1) | 107 (47) | 11 (5) | 86 (38) | 19 (8) | 8 (42) | 6 (32) | 5 (26) |
| Alto Ter | 148 (35) | 3 (2) | 94 (64) | 6 (4) | 33 (22) | 12 (8) | 6 (50) | 4 (33) | 2 (17) |
| Ter Medio | 210 (49) | 1 (0,5) | 80 (38) | 15 (7) | 85 (40) | 29 (14) | 18 (62) | 7 (24) | 4 (14) |
| Congost Medio | 106 (26) | 0 | 27 (25) | 16 (15) | 40 (38) | 23 (22) | 14 (61) | 5 (22) | 4 (17) |
| Alto Congost | 118 (28) | 0 | 16 (14) | 16 (14) | 51 (43) | 35 (30) | 21 (60) | 10 (29) | 4 (11) |
| Total | 426 | 5 (1) | 163 (38) | 49 (12) | 143 (34) | 66 (16) | 34 (52) | 21 (32) | 11 (17) |

Junto con las familias que dominan habitualmente los catálogos florísticos locales, encontramos una buena representación de familias como las ciperáceas o las salicáceas por el hecho de tratarse de ambientes fluviales e higrófilos, donde estas plantas tienen un desarrollo óptimo. En este sentido, los géneros *Carex*, *Populus* y *Salix* son los más representados. La menor representación del aliso, tratándose del dominio potencial de las alisedas, se debe a factores antrópicos (reducción de caudales, escolleras, escollera, canalizaciones, cortes) y ecológicos (sustratos calcáreos y suelos aluviales dominados por guijarros y gravas, excesivamente drenados para las exigencias del aliso y con un nivel freático bajo). Las salcedas y alamedas toleran mejor estas condiciones. Algunos géneros de compuestas, como *Bidens* y *Artemisia*, con una gran parte de taxones alóctonos, también son ricos en especies en estos ambientes. Así como géneros con mucha representación en ambientes higrónitrófilos, como *Polygonum* y *Rumex*.

En el conjunto de las áreas de actuación se han identificado doce hábitats CORINE, seis de los

cuales corresponden a bosques de ribera y, de estos, dos son Hábitats de Interés Comunitario (HIC): las alisedas (HIC91E0*) y las salcedas y alamedas (HIC 92AO). Los tramos superiores del Segre y del Ter son eminentemente forestales, mientras que en el tramo inferior del río Congost la mayor superficie se corresponde con comunidades herbáceas secundarias. La aliseda (y chopera) de *Circaea lutetiana*, del piso montano, caracteriza los bosques de aliso del Segre y del Alto Ter. En el tramo medio del Ter y en el Congost se encuentra la aliseda (a veces chopera) con ortiga borda (*Lamium flexuosum*), de la tierra baja lluviosa y del piso submontano. Acompañan a la aliseda, la salceda de sauce blanco de tierra baja y de la montaña media (Segre, Ter y Congost) y una segunda franja riparia de fresneda pirenaica (Segre y Ter), de avellano mesohigrófilo (Alto Ter) y puntualmente de alameda (y chopera) de tierra baja (Ter Medio y Congost) y de olmeda de tierra baja (Bajo Congost). Las comunidades no arbóreas principales son zarzales mesoxerófilos (Alto Ter), herbazales de plantas trepadoras, subnitrófilos, de las orillas y los

prados altos nitrófilos, de fangales a orillas de río, a menudo pisoteados (Ter Medio y Congost).

La calidad de los bosques de ribera en todos los tramos estudiados es mayoritariamente buena, en función del grado de naturalidad (figura 152). Sin embargo, los bosques de ribera del tramo medio del río Ter tienden a presentar un nivel de calidad mediocre, pero con mucha variabilidad entre rodales. Cabe destacar la buena calidad que presentan los bosques de ribera del tramo medio del Congost. Las diferencias en la calidad del bosque de ribera entre los diferentes tramos habría que buscarlas sobre todo en el porcentaje de recubrimiento que tienen las especies ruderales o nitrófilas y las especies alóctonas, muchas de ellas asociadas a la abundancia de herbazales higrónitrófilos y prados pisoteados. La presencia de taxones alóctonos aumenta desde las cabeceras hasta las llanuras aluviales, siguiendo un gradiente de antropización. Únicamente en el caso del tramo superior del Segre se produce un fuerte contraste entre el porcentaje de recubrimiento de especies propias del bosque de ribera (más del 50 % del total de taxones) y el de especies ruderales y alóctonas. El buen estado del Segre se debe a la existencia

de lagunas y humedales y a la menor degradación antrópica del bosque. La presencia de especies ruderales y nitrófilas en los tramos superior del Segre y medio del Ter se atribuye a la presencia de ganado que transita o pastorea en estas zonas. En el caso del tramo inferior del Congost, es la elevada antropización del entorno lo que conlleva un incremento del recubrimiento de las especies ruderales. En la isla de Les Gambires (río Ter), la colonización vegetal es importante después del proyecto de restauración hidromorfológica (véase capítulo 6). Se trasladaron sedimentos gruesos de la isla aguas arriba y se depositaron de nuevo en la isla sedimentos finos reservados aparte, como cobertura superficial. La actuación finalizó en mayo de 2022, y entre junio y agosto del mismo año la vegetación ruderal y nitrófila fue ocupando progresivamente el espacio intervenido, con algún retallo o pimpollo de robinia. La colonización vegetal es importante en las zonas donde fueron depositados los sedimentos gruesos y en la misma isla donde se reincorporaron sedimentos finos.

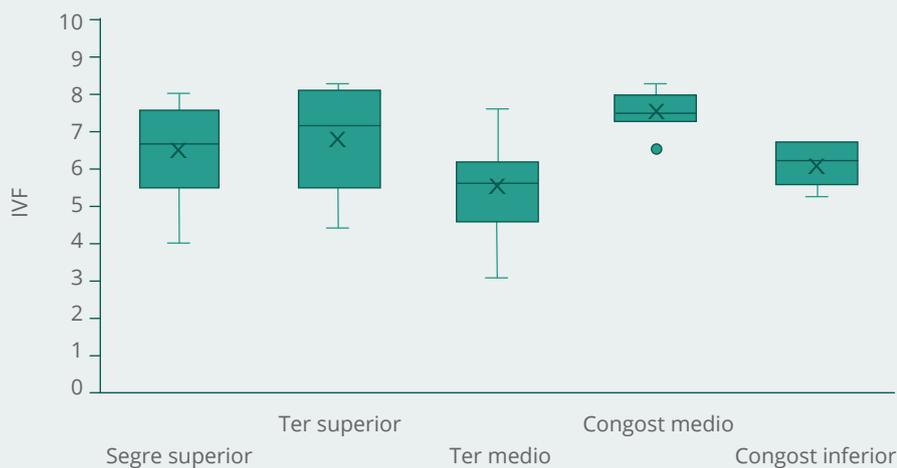


Figura 152 /

Índice de vegetación fluvial (IVF) en las cuatro áreas de estudio del proyecto LIFE ALNUS. Se indica la puntuación del IVF para cursos de agua de tipo «permanente, semipermanente» (ACA, 2006). Categorías del índice: muy buena (10-8), buena (8-6), mediocre (6-4), deficiente (4-2), mala (2-0). Fuente. Fuente & Casas, 2020.



Sanguino (*Cornus sanguinea*). Ecotono de aliseda en el río Ter. Foto: Jordi Bas.

8b.4.6. Relación de la fauna de ribera en función de la estructura del hábitat

Aves del bosque de ribera en comparación con los bosques zonales

La riqueza absoluta de las aves que habitan los bosques de ribera se observa en las 75 especies detectadas en las estaciones de escucha, con una riqueza media de 10,1 especies/estación y una abundancia media de 15,5 individuos/estación. La tabla 13 contiene las especies más abundantes. Los sistemas riparios acogen una mayor abundancia

de individuos, estadísticamente significativa, pero no de especies por estación, con respecto a diferentes tipologías de bosque representativas de las tres cuencas del LIFE ALNUS (figura 153). Sí que se observa una mayor riqueza absoluta de especies (figura 154). Al mismo tiempo, los bosques de ribera contribuyen a la conservación de especies de interés especial, solo ocasionalmente detectada en las estaciones de escucha. Es el caso de la reproducción de ardeidas. Una aliseda del río Ter en Torelló contiene una de las seis grandes poblaciones de ardeidas conocidas en Cataluña (figuras 155 y 156).

Tabla 13 / Especies de aves detectadas en las tres cuencas del proyecto LIFE ALNUS en estaciones de escucha en bosques de ribera, indicando los gremios ecológicos según las preferencias de hábitat y los sustratos de nidificación y de alimentación. Se distingue la abundancia relativa expresada en promedio de contactos por estación y en las tres matrices dominantes de paisaje en un buffer de 100 m alrededor del centro de la estación: bosques, espacios abiertos (cultivos, pastos y matorrales) y espacios urbanos. Se incluyen sólo las especies con más de 0,1 contactos de media por estación. Para más detalles consultar la metodología.

| Especie | Especialización de hábitat | Hábitat de cría | Hábitat de alimentación | Bosques | Espacios abiertos | Medio urbano | Total |
|--------------------------------|----------------------------|--------------------|-------------------------|---------|-------------------|--------------|-------|
| <i>Sylvia atricapilla</i> | Especialista | Sotobosque | Sotobosque | 1,60 | 1,15 | 0,77 | 1,27 |
| <i>Turdus merula</i> | Generalista | Sotobosque | Suelo | 1,15 | 1,08 | 1,17 | 1,13 |
| <i>Parus major</i> | Especialista | Cavidades en árbol | Copas | 1,05 | 0,77 | 0,87 | 0,92 |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | Generalista | Sotobosque | Sotobosque | 0,95 | 0,79 | 0,53 | 0,81 |
| <i>Luscinia megarhynchos</i> | Generalista | Sotobosque | Sotobosque | 1,03 | 0,23 | 1,00 | 0,79 |
| <i>Columba palumbus</i> | Generalista | Copas | Suelo | 0,79 | 0,36 | 1,07 | 0,73 |
| <i>Certhia brachydactyla</i> | Especialista | Cavidades en árbol | Copas | 0,68 | 0,64 | 0,53 | 0,63 |
| <i>Anas platyrhynchos</i> | Acuático | Suelo | Acuático | 0,58 | 0,21 | 1,27 | 0,63 |
| <i>Fringilla coelebs</i> | Generalista | Copas | Copas | 0,56 | 0,87 | 0,13 | 0,56 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | Generalista | Sotobosque | Decamago | 0,45 | 0,74 | 0,43 | 0,53 |
| <i>Serinus serinus</i> | Mosaico | Copas | Suelo | 0,44 | 0,33 | 0,93 | 0,52 |
| <i>Passer domesticus</i> | Ubiquista | Edificios | Suelo | 0,24 | 0,03 | 1,67 | 0,50 |
| <i>Cettia cetti</i> | Acuático | Sotobosque | Sotobosque | 0,44 | 0,05 | 1,13 | 0,48 |
| <i>Sturnus vulgaris</i> | Ubiquista | Edificios | Suelo | 0,52 | 0,03 | 0,63 | 0,40 |
| <i>Turdus philomelos</i> | Especialista | Copas | Suelo | 0,29 | 0,56 | 0,10 | 0,33 |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | Especialista | Cavidades en árbol | Copas | 0,31 | 0,38 | 0,17 | 0,30 |
| <i>Carduelis carduelis</i> | Ubiquista | Copas | Suelo | 0,16 | 0,21 | 0,63 | 0,28 |
| <i>Motacilla cinerea</i> | Acuático | Suelo | Acuático | 0,18 | 0,36 | 0,30 | 0,26 |
| <i>Picus viridis</i> | Mosaico | Cavidades en árbol | Tronco | 0,16 | 0,00 | 0,80 | 0,26 |
| <i>Oriolus oriolus</i> | Mosaico | Copas | Copas | 0,37 | 0,23 | 0,00 | 0,24 |
| <i>Garrulus glandarius</i> | Generalista | Copas | Copas | 0,26 | 0,18 | 0,23 | 0,23 |
| <i>Aegithalos caudatus</i> | Especialista | Sotobosque | Copas | 0,27 | 0,26 | 0,07 | 0,22 |
| <i>Sitta europaea</i> | Especialista | Cavidades en árbol | Copas | 0,23 | 0,26 | 0,10 | 0,21 |
| <i>Chloris chloris</i> | Mosaico | Copas | Suelo | 0,16 | 0,00 | 0,50 | 0,19 |
| <i>Motacilla alba</i> | Acuático | Suelo | Acuático | 0,15 | 0,10 | 0,40 | 0,19 |
| <i>Passer montanus</i> | Ubiquista | Cavidades en árbol | Copas | 0,10 | 0,00 | 0,53 | 0,17 |
| <i>Cinclus cinclus</i> | Acuático | Acuático | Acuático | 0,05 | 0,36 | 0,10 | 0,15 |
| <i>Dendrocopos major</i> | Especialista | Cavidades en árbol | Tronco | 0,16 | 0,08 | 0,07 | 0,11 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | Especialista | Sotobosque | Copas | 0,15 | 0,13 | 0,03 | 0,11 |
| <i>Regulus regulus</i> | Especialista | Copas | Copas | 0,05 | 0,28 | 0,00 | 0,11 |
| <i>Muscicapa striata</i> | Mosaico | Copas | Copas | 0,08 | 0,08 | 0,17 | 0,10 |

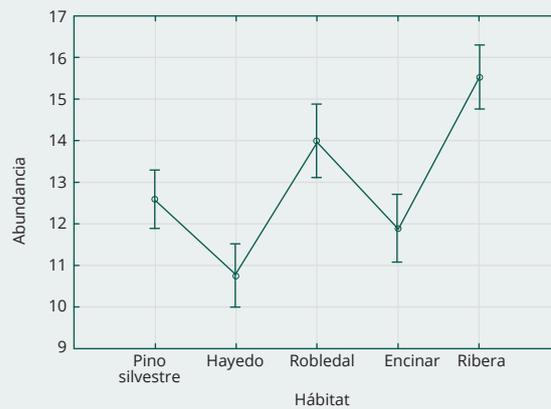
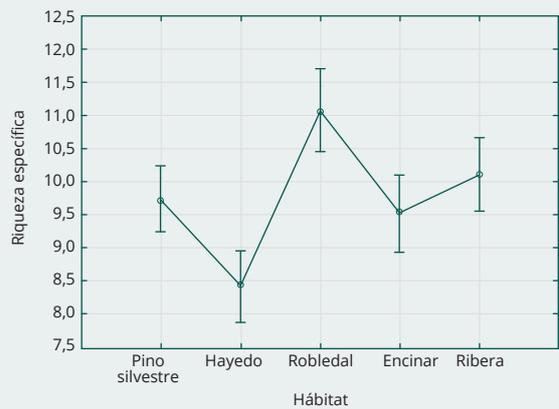


Figura 153 /

Relación entre la riqueza y abundancia medias de especies de aves en diferentes tipologías de bosque consideradas en el marco del proyecto LIFE ALNUS. Fuente de los datos que no son de ribera: Camprodon, 2013.

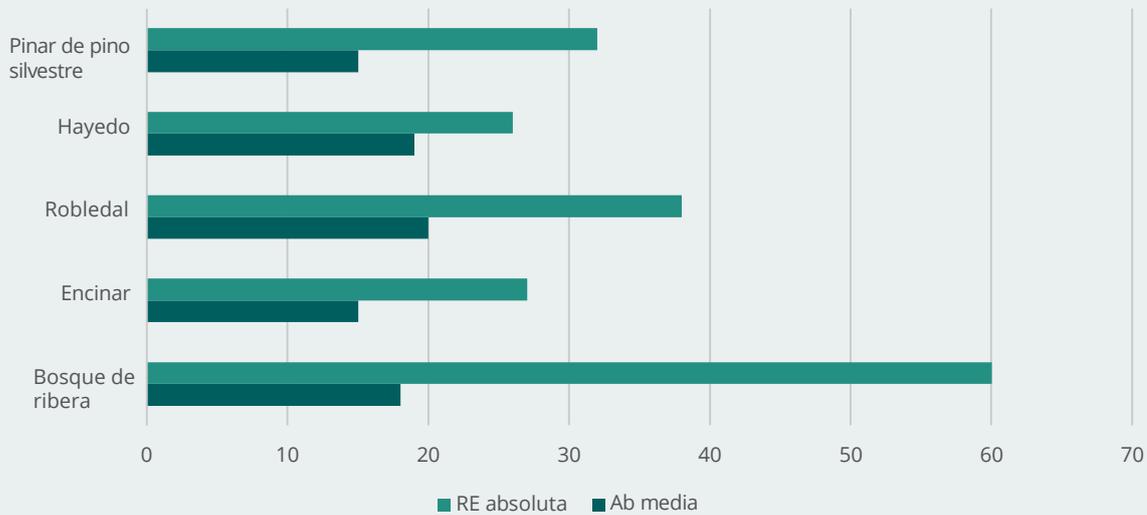


Figura 154 /

Número absoluto de especies aves y media máxima de riqueza específica por estación de escucha en diferentes tipologías de bosque consideradas en el marco del proyecto LIFE ALNUS. Fuente de los datos que no son de ribera: Camprodon, 2013.

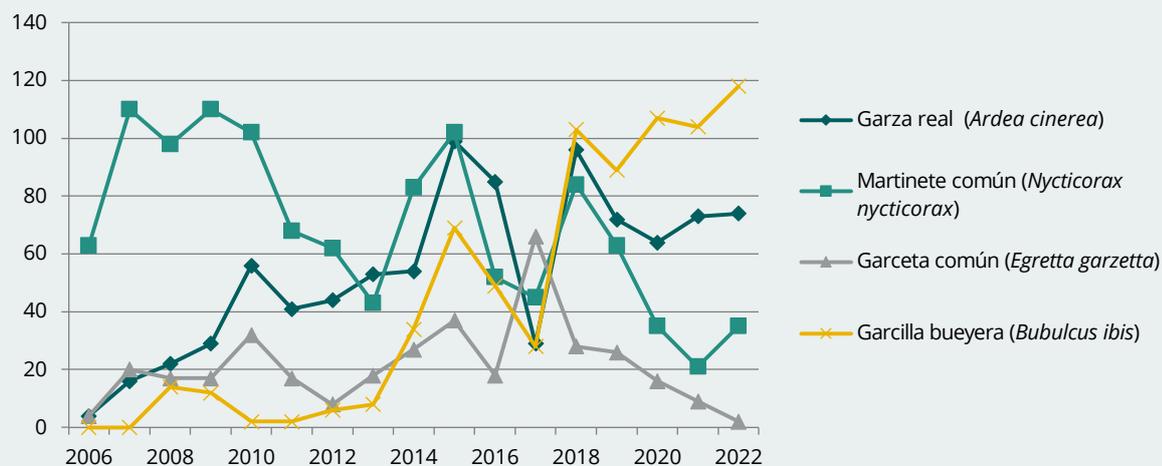


Figura 155 /

Evolución temporal de la población reproductora de ardeidas en las orillas del Ter en Torelló (Osona). Los censos pertenecen a los meses de abril-mayo de cada año. La baja cifra de 2017 puede ser debida a que el censo de aquel año se hizo el mes de junio. El año de máxima ocupación fue el 2018, con 311 nidos localizados: 103 nidos de garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*), 96 nidos de garza real (*Ardea cinerea*), 84 de martinete común (*Nycticorax nycticorax*) y 28 de garceta común (*Egretta garzetta*). Fuente: Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos - Universidad de Vic - Universidad Central de Cataluña.



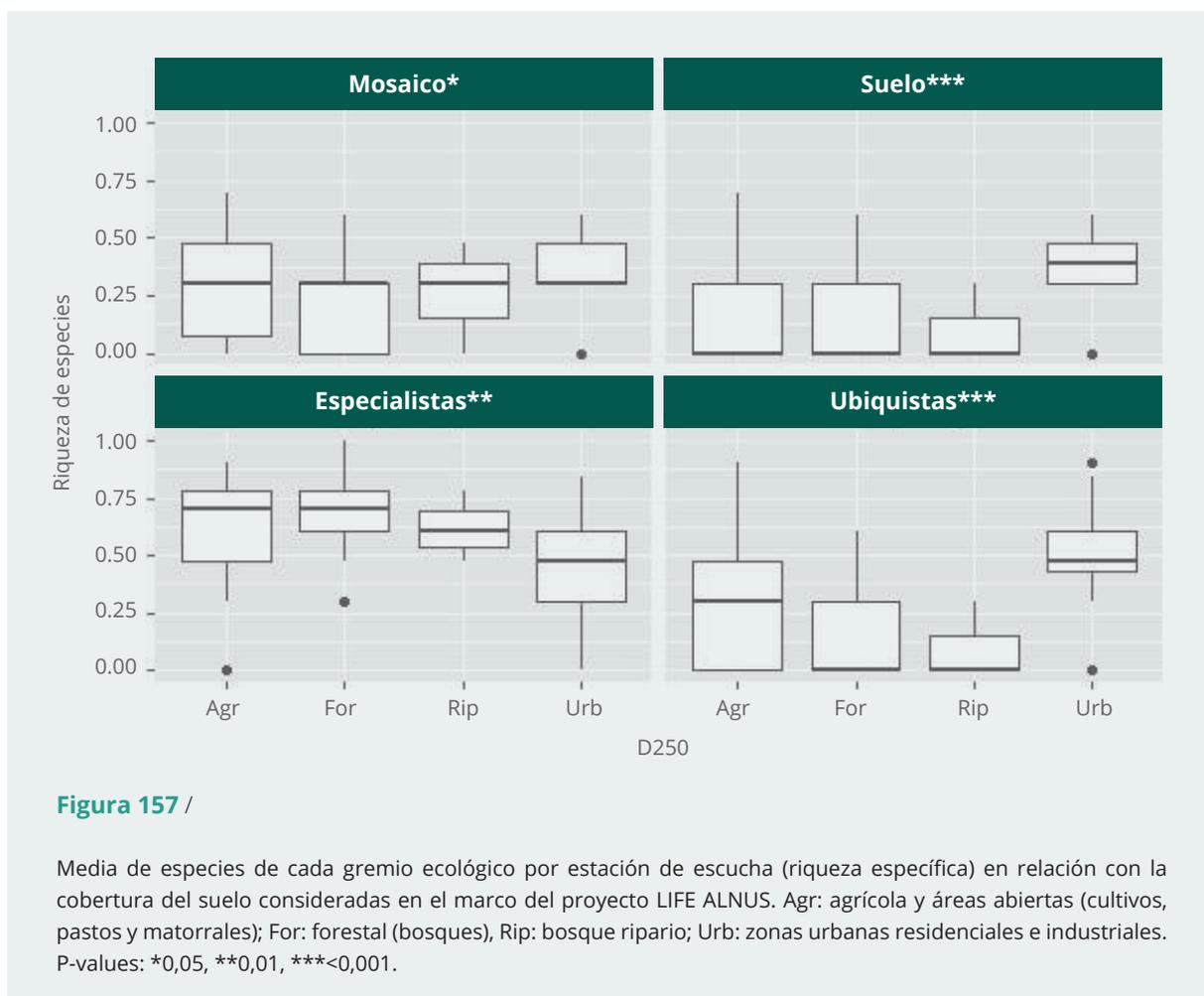
Figura 156 /

Población reproductora de ardeidas en una aliseda a orillas del río Ter en Torelló (Osona), incluida en la red fluvial del proyecto LIFE ALNUS. Foto: Jordi Bas.

Aves y composición del paisaje

Los bosques de ribera vecinos rodeados de núcleos urbanos (y áreas abiertas) albergan un número significativo de especies generalistas (típicas de los mosaicos de paisaje), especies ubicuistas y especies que se alimentan en el suelo, a pesar de conservar una proporción importante de especies forestales especialistas. Las forestales especialistas prefieren la matriz forestal, a causa de su predilección por bosques con cobertura arbórea densa

(Ameztegui et al., 2018), así como por el mosaico abierto (figura 157). Las especies ubicuistas están significativamente más representadas en espacios urbanos por la presencia de aves antropófilas, como la paloma bravía, la urraca común, el gorrión común y el estornino pinto (Duguid et al., 2016). Por el contrario, los paisajes urbanos presentan una menor abundancia de especies de aves consideradas sensibles al grado de humanización (Aronson et al., 2014).



Se observa una mayor riqueza media de especialistas forestales, incluyendo las aves que crían en cavidades y los aves excavadoras en un bosque de ribera mejor estructurado (aquí se consideran como tales los rodales que contienen más del 25 % de árboles muy grandes y árboles grandes que están por encima de la media de los rodales, es decir, 63,4 pies/ha) (figura 158). La misma tendencia observan Batisteli et al. (2018). Los modelos de selección de variables que definen

la estructura del hábitat a escala interna (GLMM) refuerzan y concretan estas preferencias: los forestales especialistas y los cavícolas prefieren árboles grandes y coberturas arbóreas altas, y evitan los paisajes dominados por la matriz urbana (tabla 16). Los árboles grandes y altos pueden ofrecer nichos distintos (Bae et al., 2018) y la matriz urbana suele asociarse a una reducción de la superficie del bosque de ribera y a una degradación de las plantas y animales y la complejidad de la

vegetación (Minor & Urban, 2010; Aronson et al., 2014). Entre las especies cavícolas, las excavadoras (pícidos) son el grupo taxonómico y el gremio ecológico más estrechamente relacionado con la madurez y la amplitud (o superficie) del bosque de ribera y, al mismo tiempo, se relacionan positivamente con la densidad de árboles grandes y con la densidad de árboles muertos en pie. Se ha observado que los carpinteros utilizan árboles decaídos o muertos como sustrato de reproducción y alimentación (Camprodon, 2007 y 2013; Roberge et al., 2008). Aunque el pico menor (*Dendrocopos minor*) está muy presente en los bosques de ribera de cierta madurez en el área de estudio, solo se ha detectado en una estación y se cree que está subestimado debido a su baja detectabilidad a partir del mes de abril, cuando empieza la época de reproducción.

Las especies de mosaico agroforestal se asociaron de forma positiva con la combinación de matriz agrícola y paisaje forestal, aunque no de forma estadísticamente significativa. Estas especies no se encuentran en bosques densos ni en áreas abiertas con árboles dispersos o bosques fragmentados con una configuración espacial irregular (Heikkinen et al., 2004; Le Roux et al., 2015) y son más típicas de grandes fragmentos de bosque, de varias hectáreas, rodeados de áreas abiertas (Camprodon, 2013). Una combinación de mosaico en diferentes etapas de desarrollo puede favorecer la diversidad de aves forestales y de mosaico en espacios fluviales (Duguid et al., 2016; Mag & Ódor, 2015).

Para más información sobre las aves y la estructura riparia, véase Bertrans (2019).

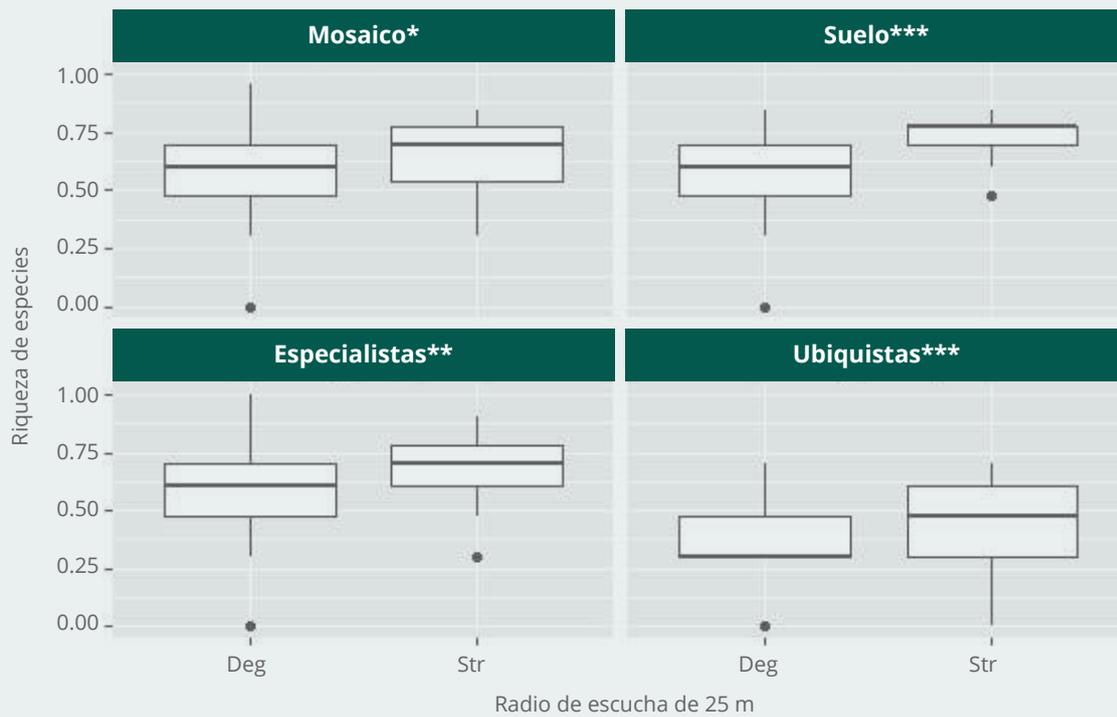


Figura 158 /

Número medio de especies de cada gremio ecológico por estación de escucha (riqueza específica) en relación con la categorización del bosque de ribera bien estructurado (str) y degradado (deg), consideradas en el marco del proyecto LIFE ALNUS. Estructurado: bosque de ribera con más del 25 % de sus árboles muy grandes y árboles grandes por encima de la media de los rodales (63,4 pies/ha). P-values: *(0.01), **(0.001), ***(<0.001).

Murciélagos y estructura del bosque de ribera

Se han identificado un total de 17 especies de quirópteros. La especie que presenta un mayor número de ejemplares es el murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*). Su gran actividad se explica por su abundancia y buena distribución en Cataluña (Flaquer & Puig, 2012) y Europa (Barratt et al., 1997; Arlettaz et al., 2000). Las especies del género *Pipistrellus*, especialmente el murciélago enano y el murciélago de borde claro, están bien adaptadas a la urbanización y a la iluminación artificial (Pauwels et al., 2019) y se mueven bien por entornos más antropizados. En cambio, los géneros *Rhinolophus* y *Myotis* son más sensibles a la luz artificial, pues esta reduce sus capacidades/apertitudes físicas (Pauwels et al., 2019), y presentan menor actividad en los tramos fluviales urbanizados analizados. El murciélago enano utiliza una amplia gama de hábitats (Nicholls & Racey, 2006), más que otras especies del mismo género. Sin embargo, el murciélago de Cabrera (*Pipistrellus pygmaeus*) y

el murciélago de borde claro (*Pipistrellus kuhlii*), a pesar de ser menos abundantes, parecen utilizar el bosque de ribera como refugio en mayor medida que el murciélago enano, a juzgar por su mayor ocupación de cajas refugio (véase más adelante).

En la cuenca del Besòs se ha detectado menor riqueza y actividad, con una abundancia relativamente mayor de murciélagos y una participación menor de especies forestales especialistas (tabla 14). Esto probablemente se debe a un grado mayor de urbanización y degradación del bosque de ribera. Las cuencas del Ter y del Segre, menos urbanizadas y con una heterogeneidad paisajística mejor (campos de cultivo con masas forestales), presentan una mayor diversidad de especies, tanto generalistas (como los murciélagos) como otras que no se alimentan tanto en ambientes urbanizados, como las especies del género *Rhinolophus* y *Plecotus* y especies como el nóctulo pequeño (*Nyctalus leisleri*) o la barbastela (*Barbastella barbastellus*).

Tabla 14 / Representación del número de especies detectadas en las cuencas del proyecto LIFE ALNUS, la actividad total de murciélagos (media de gritos/noche), la actividad total sin contar el género *Pipistrellus* y la actividad de especies forestales estrictas.

| Cuenca | N.º máximo de especies detectadas | Actividad total (media de gritos/noche + sd) | Actividad total sin <i>Pipistrellus</i> sp. (media de gritos/noche + sd) | Actividad de especies arborícolas (media de gritos/noche + sd) |
|--------|-----------------------------------|--|--|--|
| Besòs | 7 | 683,6 ± 541,3 | 36,5 ± 37,5 | 2,3 ± 4,8 |
| Ter | 12 | 731 ± 547,1 | 55,4 ± 79,8 | 3,1 ± 6,2 |
| Segre | 12 | 722,3 ± 536 | 47,7 ± 62,6 | 3,2 ± 6,2 |

La riqueza y actividad de los murciélagos arborícolas, así como las especies que utilizan el bosque para alimentarse y el total de especies obviando las pipistrelas, se relaciona positivamente con la diversidad arbórea, en rodales con poca cobertura de sotobosque y situados en zonas riparias periurbanas. De hecho, la diversidad arbórea se ha descrito como un factor que determina la riqueza y abundancia de vertebrados e invertebrados (Jung et al., 2012). Una mayor diversidad arbórea puede comportar una mayor disponibilidad de presas y de refugios. Ober & Hayes (2008) describen una

relación positiva entre la abundancia de insectos y una mayor actividad de los quirópteros. Una baja disponibilidad de refugios puede limitar la distribución y el tamaño de la población de los murciélagos (Sedgeley & O'Donnell, 1999; Vonhof & Gwilliam, 2007). Diferentes especies de árboles planifolios pueden ofrecer diferentes tipos de cavidades. Los carpinteros tienen predilección por los árboles de madera blanda, que habitualmente se concentran en las riberas, para excavar sus nidos (Vonhof & Gwilliam, 2007; Charbonnier et al., 2016; Guixé & Camprodon, 2018).



Murciélago orejudo dorado (*Plecotus auritus*), un quiróptero arborícola. Foto: Jordi Bas.

El efecto del sotobosque es consistente con lo descrito por otros autores, y parece estar relacionado con el hecho de que una densidad y altura excesiva del estrato arbustivo alto afecta negativamente a la capacidad de vuelo de los quirópteros forestales, lo que significa que prefieren volar en zonas con menos especies arbustivas y lianas (Ober & Hayes, 2008; Guixé & Camprodon, 2018). En los rodales con una menor cobertura vertical de la vegetación confluyen tanto especies acostumbradas a cazar en zonas más densas como en zonas más abiertas (Adams et al., 2009). Una distribución de la estructura vertical del bosque ideal para permitir la caza de las diferentes especies de murciélagos estaría formada por un arbolado alto y diverso con mosaicos de sotobosque combinados con claros (Guixé & Camprodon, 2018). De lo contrario, aunque se podría pensar que la relación entre las zonas forestales periurbanas y los murciélagos debería ser negativa, cabe destacar que los hábitats boscosos o fragmentos de bosque en conurbaciones pueden ser de especial importancia para los quirópteros arborícolas o para aquellas especies que se alimentan en el bosque, ya que son el único hábitat arbóreo disponible en un área extensa (Smith & Gehrt, 2010). Los amplios dominios vitales de los murciélagos, que abarcan varios kilómetros alrededor de los refugios, pueden ayudar a amortiguar los efectos de la fragmentación de los hábitats.

Carnívoros, pequeños mamíferos y estructura del bosque de ribera

A partir de los rastros y del trampeo fotográfico se han contabilizado 21 especies. Las especies que obtienen una media superior a 20 rastros/km en las riberas de las tres cuencas ALNUS son, por orden descendente: la nutria, el jabalí, el visón americano, el zorro, la rata común y los musgaños (tabla 15). En las cabeceras del Segre y del Ter se encuentra el desmán ibérico, especie amenazada, propia de cursos de agua de montaña en buen estado ecológico. Los musgaños son una especie rara, de distribución todavía poco conocida en Cataluña. Han aparecido en las tres cuencas, sobre todo las pirenaicas. Los rastros no permiten distinguirlos entre especies. La rata de agua es una especie que se ha rarificado en las últimas décadas. No obstante, han aparecido rastros en tramos relativamente bien conservados de las tres cuencas, sobre todo en el Alto Ter y en el Alto Segre. No disponemos de datos fiables para analizar el turón europeo. Los rastros reportados solo se pueden considerar como pistas probables. Se instalaron 27 cámaras-trampa donde se registraron rastros probables del turón europeo, aunque no llegaron a confirmar su presencia.

Tabla 15 / Índice kilométrico de abundancia por los rastros de las diferentes especies de mamíferos terrestres y semiacuáticos en las tres cuencas del proyecto LIFE ALNUS.

| Especie | Alto Segre / Alto Ter | Ter Medio | Besòs | Total | Media |
|--|-----------------------|-----------|-------|--------|-------|
| <i>Lutra lutra</i> | 137,15 | 117,24 | 20,21 | 274,60 | 91,53 |
| <i>Sus scrofa</i> | 43,13 | 81,85 | 51,75 | 176,73 | 58,91 |
| <i>Neovison vison</i> | 11,39 | 104,40 | 21,47 | 137,26 | 45,75 |
| <i>Vulpes vulpes</i> | 51,41 | 42,82 | 4,84 | 99,07 | 33,02 |
| <i>Rattus norvegicus</i> | 19,39 | 22,05 | 35,11 | 76,55 | 25,52 |
| <i>Neomys fodiens/N. anomalus</i> | 40,80 | 19,35 | 0,83 | 60,98 | 20,33 |
| <i>Martes foina</i> | 38,41 | 16,93 | 0,83 | 56,17 | 18,72 |
| <i>Capreolus capreolus</i> | 31,63 | 23,29 | 0,85 | 55,77 | 18,59 |
| <i>Arvicola sapidus</i> | 25,85 | 9,17 | 1,33 | 36,35 | 12,12 |
| <i>Meles meles</i> | 14,45 | 12,36 | 3,21 | 30,02 | 10,01 |
| <i>Mustela putorius*</i> | 17,73 | 2,64 | 0,00 | 20,37 | 6,79 |
| <i>Genetta genetta</i> | 7,79 | 5,60 | 1,33 | 14,72 | 4,91 |
| <i>Apodemus sp.**</i> | 3,78 | 6,59 | 2,16 | 12,53 | 4,18 |
| <i>Mustela nivalis</i> | 6,17 | 4,76 | 0,85 | 11,78 | 3,93 |
| <i>Cervus elaphus</i> | 4,24 | 6,69 | 0,00 | 10,93 | 3,64 |
| <i>Galemys pyrenaicus</i> | 10,27 | 0,00 | 0,00 | 10,27 | 3,42 |
| <i>Erinaceus europaeus/Atelerix algirus***</i> | 4,86 | 2,68 | 2,16 | 9,70 | 3,23 |
| <i>Oryctolagus cuniculus</i> | 0,00 | 0,76 | 6,27 | 7,03 | 2,34 |
| <i>Felis silvestris</i> | 3,34 | 0,00 | 0,00 | 3,34 | 1,11 |
| <i>Elyomys quercinus</i> | 2,27 | 0,00 | 0,00 | 2,27 | 0,76 |
| <i>Talpa euroaepa</i> | 1,69 | 0,00 | 0,00 | 1,69 | 0,56 |

* rastros probables, no confirmados por fototrampeo

** identificado por fototrampeo, incluye rastros que pueden pertenecer a otros ratones o a topillos.

***Hay presencia de *Atelerix algirus* en la cuenca del Besòs.

La abundancia de carnívoros forestales se ha relacionado positivamente con la influencia humana (selección positiva de la proximidad de zonas urbanas o industriales y carreteras). En segundo lugar, presentan una predilección por los bosques con mayor cobertura vegetal entre 0 y 16 m (figura 159). El modelo explica, en su conjunto, el 35,8 % de la varianza. Al tratarse de carnívoros generalistas que habitan territorios relativamente vastos, la primera asociación puede interpretarse como una mayor facilidad para alimentarse en la periferia de zonas urbanas, de hasta 3 km² (Rosalino & Santos-Reis, 2002; Fischer et al., 2005; Bakaloudis et al., 2012). Es posible que solo necesiten un núcleo dentro de su territorio con condiciones óptimas y que, para el resto de su dominio vital, puedan aceptar una amplia gama de condiciones y hábitats subóptimos como refugio (Camps & Alldredge, 2013). Las carreteras están asociadas a la mortalidad de la fauna y es un fenómeno muy estudiado en varios grupos de animales (Carvalho y Mira, 2010; Kociolek et al., 2011). Los pequeños mamíferos pueden utilizar el borde de las carreteras como refugio (Ruiz-Capillas et al., 2013) y ser una fuente de alimento para los carnívoros. Una cobertura vegetal compleja les ofrecería una mayor protección y disponibilidad de refugio como área-núcleo, y al mismo tiempo una buena disponibilidad trófica, que podrían complementar con ecotonos y entornos antrópicos, donde abundan roedores como topillos, ratones y ratas.

La rata de agua y los musgaños son bioindicadores de buena calidad del hábitat, ya que son muy sensibles a los factores de cambio y a las perturbaciones (Mate et al., 2013). Los pequeños mamíferos semiacuáticos están muy condicionados por la presión de los depredadores; entre ellos, el visón americano es un depredador importante, efecto observado por García-Díaz et al. (2013). La población de visón americano tiene su origen en fugas de granjas peleteras durante la segunda mitad del siglo XX (Bonesi & Palazon, 2007). Han proliferado en la red hidrográfica del Besòs y del Ter y son una amenaza para otros vertebrados, como la rata de agua y el turón europeo (Bonesi & Palazon, 2007; García-Díaz et al., 2013). Al tratarse de una introducción reciente, su distribución puede estar más influenciada por ello que por las características del hábitat (Balmori et al., 2015). Su presencia es poco frecuente en la parte alta de la cuenca del Segre y del Ter, lejos de los puntos en los que fue liberado (tabla 15).

La rata de agua y los musgaños muestran también una correlación negativa con los depredadores domésticos (figura 159). Los gatos domésticos en libertad son probablemente el depredador más abundante del planeta (Mori et al., 2019). Los gatos son especialmente problemáticos para los pequeños vertebrados, ya que pueden formar parte de su dieta (Krauze-Gryz et al., 2012; Mori et al., 2019). Se ha observado que los gatos cazan musarañas (Mori et al., 2019) y que en ecosistemas de ribera cazan musgaños, pero no se los comen debido al desagradable olor que desprenden sus glándulas odoríferas (Champneys, 2012). La correlación directa con la abundancia de depredadores autóctonos puede explicarse, en parte, porque ambos grupos buscan hábitats de buena calidad y por el paraguas que los depredadores autóctonos despliegan contra el visón americano (Sergio et al., 2008).

Los pequeños mamíferos semiacuáticos seleccionan hábitats poco perturbados (Champneys, 2012; Mate et al., 2013): sin esclusas, canalizaciones ni puentes, infraestructuras que puedan modificar la dinámica fluvial y modificar la morfología de la ribera. El modelo en su conjunto explica la varianza del 13,7 %. Se observa una relación negativa con las plantas nitrófilas que se puede explicar por la simplificación estructural que representan los recubrimientos elevados de ortigas.

Los contactos de la nutria europea (*Lutra lutra*), el visón americano (*Neovison vison*), el turón europeo (*Mustela putorius*), el zorro (*Vulpes vulpes*), el jabalí (*Sus scrofa*) y el corzo (*Capreolus capreolus*) no han mostrado ninguna relación estadísticamente significativa con ninguna variable ambiental. En el caso de la nutria se podrían explorar otros rasgos del hábitat referentes a la hidromorfología o relacionarla con la biomasa de sus presas (principalmente cangrejos y pece

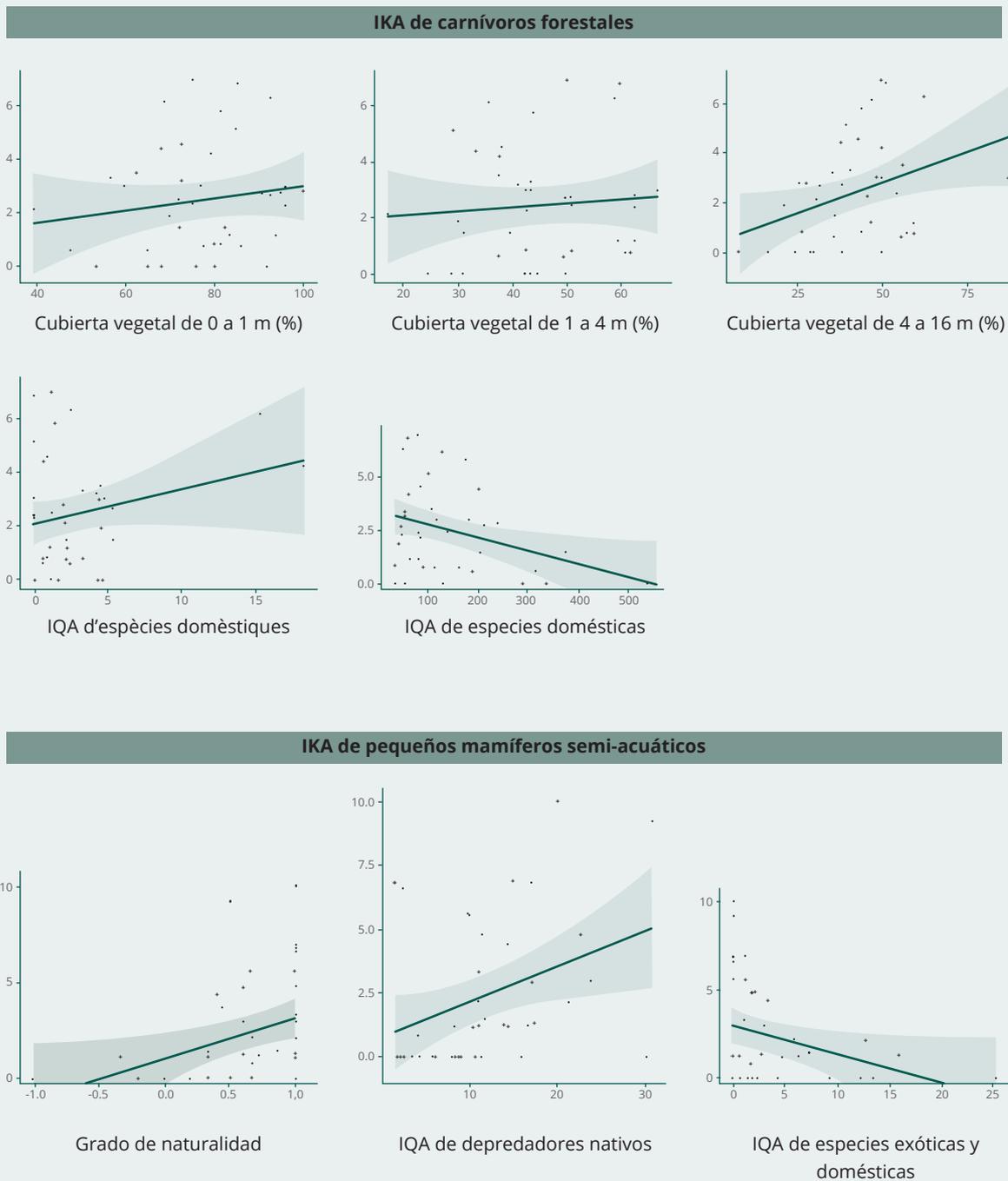


Figura 159 /

IKA (Índice Kilométrico de Abundancia) para carnívoros forestales y para pequeños mamíferos semiacuáticos en relación con variables seleccionadas por los modelos GLMM considerados en el marco del proyecto LIFE ALNUS.

Tabla 16 / Selección de variables a escala de paisaje y de rodal por parte de diferentes grupos de vertebrados considerados en el marco del proyecto LIFE ALNUS, a partir de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). En verde: relación positiva del grupo con la variable ambiental; en naranja: relación negativa. Cobertura arbórea (4-16 m): porcentaje de cobertura vegetal, básicamente arbórea, entre 4 y 16 m de altura. Árboles grandes (> 47,5 cm): densidad de árboles mayores a 47,5 cm de diámetro normal en pies/ha. Sotobosque (1-4 m): porcentaje de cobertura del sotobosque (arbustos, lianas y árboles pequeños) entre 1 y 4 m de altura. Diversidad arbórea: índice de Shannon para especies arbóreas. Naturalidad fluvial: ausencia de infraestructuras (escolleras, esclusas, puentes), testado en carnívoros terrestres y semiacuáticos. Diversidad paisajística: índice de Shannon en una zona de amortiguación de 500 m. Proximidad coberturas antrópicas: distancia en núcleos urbanizados y carreteras principales. Depredadores nativos: abundancia de carnívoros autóctonos (garduña, gineta, tejón y zorro). Depredadores alóctonos: abundancia de carnívoros alóctonos (visón americano, gato doméstico y perro). Nivel de significación (p-valor): *(0,05); **(0,01); *(<0,001).**

| | Aves forestales | Aves cavícolas ¹ | Murciélagos arborícolas ² | Riqueza murciélagos | Carnívoros forestales ³ | Pequeños mamíferos ⁴ |
|---------------------------------|-----------------|-----------------------------|--------------------------------------|---------------------|------------------------------------|---------------------------------|
| Cubierta vegetal (4-16 m) | | ** | | | * | |
| Árboles grandes (> 47,5 cm) | ** | ** | * | * | | |
| Decamago (1-4 m) | | | | * | * | |
| Diversidad arbórea | | | *** | * | | |
| Naturalidad fluvial | | | | | | * |
| Diversidad paisajística | | | | ** | | |
| Proximidad cubiertas antrópicas | *** | | | | *** | |
| Predadores nativos | | | | | | * |
| Predadores alóctonos | | | | | | * |

1. *Sitta europaea*, *Certhia brachydadylla*, *Paridae*. 2. *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus cf. lasiopterus*, *Myotis crypticus*, *Barbastella barbastellus*. 3. *Genetta genetta*, *Martes foina*, *Meles meles*. 4. *Arvicola sapidus*, *Neomys* sp.

Disponibilidad de refugios

Como acción para mejorar la idoneidad del hábitat para la fauna y como componente del seguimiento biológico, se instalaron cajas-refugio para murciélagos y se construyeron guaridas para nutrias. Los primeros servían para potenciar a los murciélagos forestales en los bosques de ribera y hacer un seguimiento de la ocupación a largo plazo. En 2019 se instalaron 222 cajas de tres modelos distintos de la marca Schwegler (figura 160). Se repartieron en grupos de tres (una caja de cada modelo) en diferentes rodales de las tres cuencas del proyecto LIFE ALNUS, coincidiendo

con las estaciones de ecolocalización efectuadas. La ocupación en 2020 fue de un 35 % (24 % en el Besòs, 48 % en el Ter y 29 % en el Segre). Las cajas han sido ocupadas por las siguientes especies: murciélago de Cabrera (42 %), murciélago de borde claro (29 %), nóctulo pequeño (23 %), murciélago orejudo dorado (3 %) y murciélago enano (3 %).



Figura 160 /

Cajas-refugio para murciélagos en una aliseda. Foto: Jordi Camprodon.

Se construyeron guaridas para nutrias en diferentes tramos de las cuencas del Besòs y del Ter junto con las acciones de restauración del bosque de ribera. Se elaboraron con restos de corta, sobre todo de robinia, madera muy resistente a la intemperie. Su función era proporcionar refugio temporal a nutrias en hábitats subóptimos para favorecer la capacidad de refugio del tramo durante sus desplazamientos (figura 161). En algunos casos podían servir incluso como nido de cría, pero este no era el principal uso

previsto. Se instalaron aprovechando la existencia de hoyos en el terreno o bien se ahondaba en su superficie para hacerlos más grandes, en espacios de ribera alejados de las crecidas ordinarias y de caminos y senderos. El hoyo se cubría con trozos de madera de tamaño medio cubiertos con un ramaje más fino. Todo para favorecer la ocupación y la durabilidad del refugio. Su seguimiento con cámaras-trampa nos permitirá evaluar su utilidad.



Figura 161 /

Refugio para nutrias en la cuenca del Besòs, construido en el marco del proyecto LIFE ALNUS con materiales vegetales procedentes de trabajos forestales de mejora del hábitat. Foto: Pol Guardis.

CONCLUSIONES

1. Los espacios fluviales de las tres cuencas del proyecto LIFE ALNUS (Segre, Ter y Besòs) han sufrido muchas transformaciones desde la antigüedad. A pesar de los problemas de degradación interna, fragmentación y pérdida de hábitat, mantienen tramos con una hidromorfología compleja y rodales con bosques de ribera heterogéneos y una considerable diversidad de organismos riparios. Factores antrópicos y ecológicos interactúan para explicar la distribución de la flora y la fauna riparias a lo largo del gradiente biogeográfico de las tres cuencas: comunidades vegetales mediterráneas en el Besòs, submediterráneas en el Ter Medio y centroeuropeas en el Alto Ter y en el Alto Segre. Las cabeceras del Segre y el Ter son las zonas que presentan una mayor riqueza florística y complejidad estructural. No obstante, el Ter Medio y el Besòs, a pesar de su mayor grado de transformación antrópica, conservan algunos tramos de considerable complejidad estructural del bosque de ribera y diversidad biológica asociada a los diferentes indicadores analizados: flora, vegetación, aves y mamíferos.
2. Los factores antrópicos (huella humana) son determinantes para explicar las diferencias en la estructura y la extensión de la vegetación riparia. Los bosques de ribera de las cuencas ALNUS son, al mismo tiempo, muy dinámicos en función del régimen de avenidas, de la topografía y de la geohidromorfología. Las crecidas provocadas por las tormentas Leslie y Gloria removieron sedimentos, rompieron e hicieron caer muchos árboles pequeños y medianos (sobre todo en el Ter), y, probablemente, favorecieron la germinación de regenerado de alisos, no observada antes de las tormentas.
3. El estudio realizado en la cabecera del río Rigat (cuenca del Ter) demostró la influencia de las sequías recurrentes en el decaimiento del aliso. El decaimiento también se produce en las cabeceras de la cordillera Litoral. Si los caudales no aumentan, el decaimiento y la muerte de los alisos pueden incrementarse con el cambio climático y con la acumulación de biomasa forestal en las cabeceras de la cuenca.
4. Hay que proporcionar más caudales de mantenimiento donde haya captaciones. Aunque el decaimiento del aliso se produce en cabeceras con pocas captaciones, hay que considerar que el aumento de la evapotranspiración provocada por el crecimiento de la biomasa arbórea en el conjunto de la cuenca resta agua freática y superficial de los fondos de valle. La gestión forestal activa, por un lado, y la progresión natural de los bosques hacia sistemas más maduros (con el inicio de procesos de decaimiento y apertura de claros en un conjunto de masas arbóreas, hoy en día, jóvenes y densas), junto a perturbaciones de mayor alcance, como los incendios forestales, reducirían la evapotranspiración y aumentarían los caudales de los cursos de agua.
5. Cuanto mayor sea la riqueza de especies y la heterogeneidad estructural del bosque de ribera, mayor resiliencia tendrá frente a los factores del cambio global. Por ejemplo, si no se salvan los alisos caídos, otras especies del sistema, como sauces, chopos, fresnos o tilos, pueden ocupar su lugar en el sistema ripario. La plantación de olmos resistentes a la grafiosis también puede contribuir a que los bosques sean más resilientes a los cambios.
6. La diversidad de especies arbóreas en las tres cuencas del LIFE ALNUS es considerable. La combinación y proporción de especies varía mucho entre estaciones de muestreo, dentro del mismo tramo de río y a lo largo del gradiente fitogeográfico.
7. La estratificación vertical de la vegetación es altamente compleja en los bosques de ribera de las tres cuencas, y particularmente en las matrices de paisajes forestales y agrícolas. También es más compleja en los tramos con mayor amplitud y naturalidad del bosque de ribera (Alto Ter y Alto Segre). La heterogeneidad vertical varía considerablemente de un tramo fluvial a otro y dentro de cada tramo pueden formarse pequeños rodales con estructuras distintas debido a las condiciones del sustrato y del curso de agua y a la huella humana.
8. Las clases de edad del bosque de ribera conforman una estructura irregular que contribuye a la heterogeneidad vertical. La irregularidad es más evidente en el Segre y en el Ter. La estructura arbórea tiende a regularizarse en los tramos de matriz paisajística urbana, donde los bosques riparios son menos densos en árboles pequeños y medios.
9. Los elementos estructurales indicadores de la madurez del bosque (árboles grandes, dinámica de madera muerta y de formación de claros, dendromicrohábitats como las cavidades) son más evidentes en los bosques riparios en matrices de paisajes forestales, seguidos de los agrícolas. Los bosques en matriz urbana mantienen, de media, densidades de árboles grandes similares a las de las estructuras riparias en contacto con bosques zonales y áreas abiertas; sin embargo, la madera muerta y las cavidades asociadas a ella son significativamente más escasas en los bosques riparios urbanos.
10. La flora de los bosques de ribera de las cuencas ALNUS se muestra considerablemente diversificada (más de 400 taxones y 12 hábitats CORINE en las zonas inventariadas). Se observa un claro gradiente fitogeográfico de mayor o menor mediterraneidad.

Los taxones higrófilos aumentan con la complejidad del sistema fluvial (presencia de brazos secundarios, zonas inundadas). Se han localizado pocos taxones amenazados o raros. El Índice de Vegetación Fluvial (IVF) es considerablemente alto en las tres cuencas, aunque disminuye con la huella humana, sobre todo en los tramos urbanos. En los tramos de ribera por los que transita el ganado doméstico dentro del bosque, el sotobosque se simplifica con coberturas dominantes de especies ruderales y nitrófilas. La riqueza y abundancia de taxones exóticos también se incrementa con el grado de antropización, con un mínimo en el Segre, un máximo en el Besòs y un gradiente ascendiente entre el Alto Ter y el Ter Medio.

11. Las aves forestales y los murciélagos se asocian a una mayor densidad de árboles de gran tamaño. La diversidad arbórea es claramente seleccionada por los murciélagos. Las especies de aves cavícolas y los carnívoros prefieren las coberturas de árboles altos, y a los carnívoros también se les asocia con las coberturas de sotobosque alto. Así pues, los bosques mejor estructurados (árboles grandes, diversidad del estrato arbóreo y heterogeneidad vertical de la vegetación) se consideran las variables más determinantes de la riqueza y abundancia de la fauna en espacios fluviales.
12. A escala de paisaje, las aves forestales son significativamente más abundantes en bosques de ribera extensos y, de forma independiente, cuando la matriz forestal es dominante. La heterogeneidad del paisaje, por el contrario, beneficia a la fauna de grandes dominios vitales, como los murciélagos (riqueza de especies) y los carnívoros forestales (abundancia). La matriz de paisajes agrícolas y urbanos favorece la presencia y abundancia de especies antropófilas, generalistas y de mosaico agroforestal. En relación con la influencia humana, los pequeños mamíferos semiacuáticos prefieren tramos fluviales de alta naturalidad y con poca presencia de depredadores antropófilos o alóctonos.
13. La restauración fluvial, con el doble objetivo de (a) recuperar bosques de ribera degradados o desaparecidos (extensión en la anchura y la longitud del bosque) y (b) alcanzar una mayor madurez y heterogeneidad del sistema ripario, es esencial para mantener comunidades de organismos diversas y complejas. La proximidad de coberturas forestales zonales extensas obstaculiza la entrada de especies ubicuistas, antropófilas o de amplio espectro ecológico. No obstante, el mosaico de paisaje fluvial con bosques y áreas abiertas parece no perjudicar a las especies semiacuáticas y forestales, siempre que el sistema se mantenga en un nivel alto de naturalidad/madurez y beneficie a especies de dominios vitales amplios y a aves del mosaico agroforestal.
14. El seguimiento post-Life permitirá evaluar el efecto de las actuaciones de restauración fluvial del LIFE ALNUS sobre el crecimiento y la vitalidad de los alisos y otra vegetación de ribera, así como el éxito de las plantaciones. Los

riegos de mantenimiento son esenciales para superar los periodos de sequía. La correcta selección de especies según la estación ecológica y el sustrato (red trófica del suelo y proximidad del freático), basada en inventarios botánicos y en el conocimiento de la ecología de las especies y del terreno a restaurar, son factores clave para una restauración de la vegetación eficaz.

15. Con respecto a la madera muerta de tamaño mediano y grande, el seguimiento post-Life será una herramienta que permitirá comprobar el tiempo de residencia y la movilidad en función de las crecidas, así como el proceso de descomposición y la formación de dendromicrohábitats. Estos datos son claves para ofrecer recomendaciones de gestión de los restos vegetales, especialmente después de las crecidas.
16. Finalmente, cabe destacar que la flora vascular y la comunidad ornítica son útiles como bioindicadores directos del grado de naturalidad de los sistemas riparios, por su diversidad de especies y de rasgos ecológicos, su sensibilidad a los cambios y su relativo bajo coste de muestreo.

8c / SEGUIMIENTO HIDROMORFOLÓGICO DE LAS ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN EN EL TER MEDIO

Jordi Tuset

Fluvial Dynamics Research Group, RIUS. Universidad de Lleida

8c.1. Introducción

El río Ter presenta un déficit sedimentario estructural crónico que ha deteriorado su actividad morfológica y sedimentaria. La construcción de esclusas, junto con otros impactos más locales como la extracción de áridos, ha alterado la conectividad longitudinal y lateral del río, dejando, en algunos casos, las llanuras de inundación desconectadas, y afectando directamente a la vegetación de ribera. Las esclusas rompen la continuidad longitudinal de los ríos, interrumpiendo el transporte de sedimentos aguas abajo, y pueden alterar el régimen natural de los caudales. Al entrar en el vaso de la esclusa, el flujo pierde parte de su competencia, facilitando la sedimentación de los materiales gruesos (carga de fondo). En cambio, los materiales más finos, que son los materiales transportados en suspensión, son generalmente transferidos aguas abajo. En estas circunstancias, el balance de sedimento estará condicionado por la ruptura de la continuidad ocasionada por la esclusa. Muchas de las esclusas del Ter fueron construidas a finales del siglo XIX e inicios del siglo XX, lo que significa que el río ha ido ajustando su morfología al desequilibrio sedimentario que estas llevan causando desde hace más de un siglo.

El déficit sedimentario estructural crónico genera un estado de desequilibrio sedimentario que comporta un ajuste en la morfología del canal aguas abajo: incisión del canal, reducción de la anchura activa del canal y mayor acorazamiento, hasta llegar a la pérdida total de las unidades morfosedimentarias activas. Estos ajustes pueden provocar el descenso del nivel freático, la desconexión con canales laterales secundarios y el decaimiento de la vegetación leñosa de ribera, la

colonización por vegetación herbácea y arbustiva de las unidades sedimentarias activas, y cambios en el patrón morfológico del canal (forma y unidades). Tanto es así que, en algunos tramos, el río circula únicamente sobre sustrato rocoso, donde las principales unidades morfosedimentarias (barras laterales y centrales) han terminado por desaparecer. Esta es la situación actual del río Ter.



Sedimentos reincorporados al río en la restauración de la Isla de Les Gambires en el río Ter (Masies de Voltregà-Torelló). Foto: Jordi Camprdon.

8c.2. Ámbito de estudio

Las islas de Les Gambires y de El Sorral (ubicadas en Torelló y Les Masies de Voltregà, respectivamente, comarca de Osona) son unas de las pocas islas fluviales que todavía encontramos en el Ter Medio (figura 162), y también de las mejor conservadas. Este espacio acoge ambientes variados y valiosos como bosques de ribera, balsas temporales y varios brazos de río que dan refugio a una abundante fauna. Son un ejemplo de buena complejidad ecológica a pesar de que el estado de conservación del bosque de ribera es precario (aunque muestra una buena potencialidad de recuperación). El tramo fluvial que comprende las islas presenta un deterioro hidromorfológico importante, que se vio agravado por una extracción desmesurada de sedimentos en el canal principal de la isla de Les Gambires en las últimas décadas del siglo xx. Eso generó la incisión del canal principal y la

contracción de la anchura activa del río, provocando una pérdida de conectividad lateral y vertical. En la isla de El Sorral, la construcción de un vado de hormigón de grandes dimensiones a finales de los años ochenta del siglo xx, alteró la conectividad longitudinal y vertical de este espacio fluvial. Tanto es así, que la pendiente longitudinal de la isla se ha visto alterada por la acumulación de sedimentos aguas arriba del vado, mientras que aguas abajo, la erosión es el proceso morfológico dominante, formando un marcado escalonado a su paso por el vado. El tramo Gambires-Sorral se encuentra fragmentado por la presencia de la esclusa de Gallifa (figura 162), alterando el régimen de caudales aguas abajo y captando las aportaciones de sedimento grueso proveniente de los afluentes laterales, de los márgenes y del propio canal.

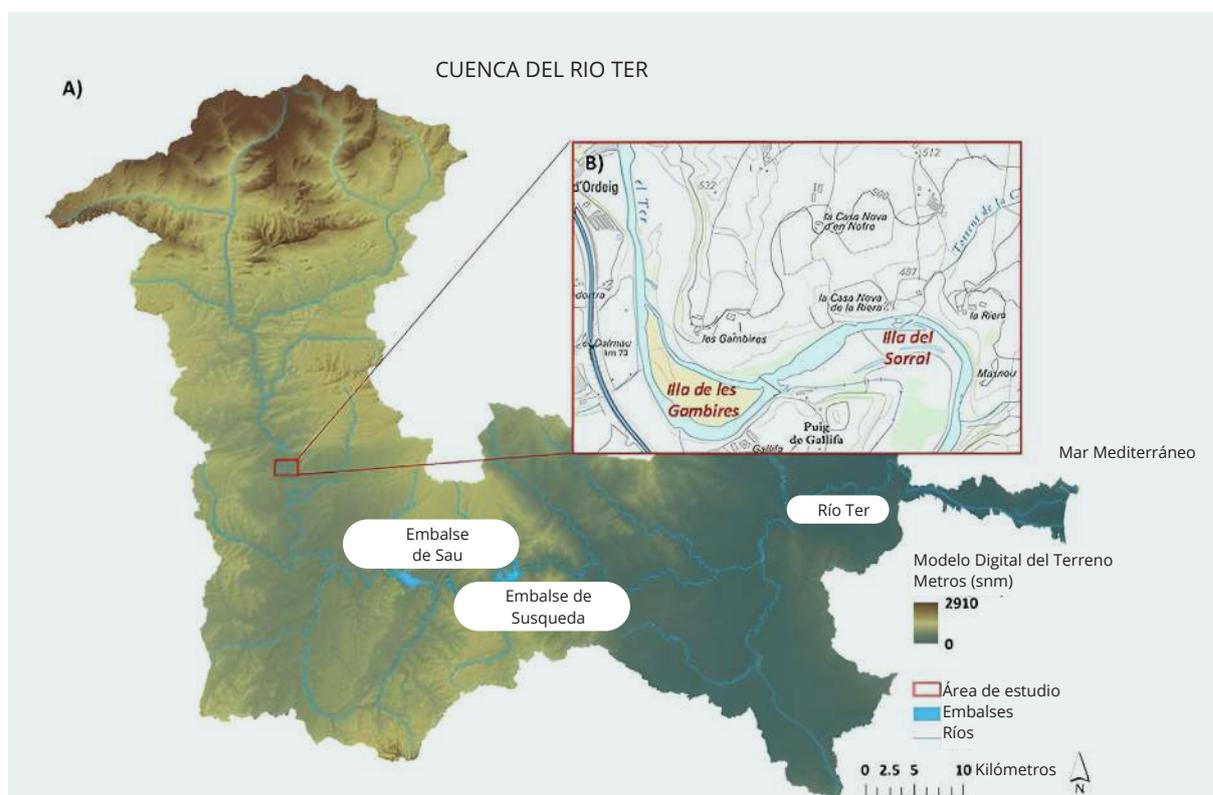


Figura 162 /

A) Localización del tramo de estudio en la cuenca del Ter. B) Topografía de detalle (1:10.000) del tramo de estudio. Se puede apreciar la esclusa de Gallifa en el centro de la imagen, el sector de la isla de Les Gambires a la izquierda, y el sector de la isla de El Sorral a la derecha. Fuente: Instituto Cartográfico y Geológico de Cataluña, 2019.

8c.3. Antecedentes

En este contexto, el proyecto de LIFE ALNUS planteó desarrollar una serie de acciones de conservación y restauración morfológica y sedimentaria en el espacio fluvial de la isla de Les Gambires y la isla de El Sorral con carácter demostrativo y experimental, bajo la dirección y cofinanciación de la Agencia Catalana del Agua. Previamente al diseño de las actuaciones, se realizó un seguimiento de la evolución morfológica, sedimentaria y de procesos erosivos, así como el registro continuo del caudal y nivel freático (piezómetros). Esto permitió la caracterización hidráulica del régimen de caudales y el diagnóstico de la dinámica hidromorfológica en el tramo de estudio. Estos estudios fueron la base para la redacción del proyecto constructivo de rehabilitación hidromorfológica del río Ter (para más detalles, véase el capítulo 6). El proyecto propuso y diseñó, para cada sector, una serie de actuaciones en función de los objetivos a alcanzar:

- Isla de Les Gambires
 - RColmatación del canal principal. Objetivo: revertir la incisión del canal, aumentar la conectividad hidráulica lateral y la cota del nivel piezométrico.
 - Extracción de sedimentos de la isla de Les Gambires. Objetivo: obtener sedimento para inyectar en el canal y reducir la cota de la superficie del terreno de la isla para que esta

sea inundable por crecidas de alta frecuencia, además de reducir la distancia del nivel freático con la superficie del terreno.

- Recuperar los antiguos brazos aguas arriba de la isla de Les Gambires. Objetivo: aumentar el perímetro mojado con el fin de disminuir la capacidad de incisión de los caudales circulantes, aumentar la complejidad hidráulica del sistema y aumentar la cota del nivel freático.
- Isla de El Sorral
 - Desconstrucción del vado. Objetivo: liberar la isla de esta estructura rígida que altera la dinámica natural del río (a nivel hidrológico, sedimentario y morfológico) y la relación río-acuífero.
 - Acondicionar los canales secundarios actuales. Objetivo: desconcentrar la dinámica hidrológica del canal principal aumentando el perímetro mojado y la cota del nivel piezométrico y facilitar la conectividad con canales secundarios.

En diciembre de 2021 se iniciaron las obras de recuperación y restauración hidromorfológicas en el espacio fluvial de las islas de Les Gambires y El Sorral. Las obras, que duraron siete meses, finalizaron en junio de 2022.

8c.4. Objetivo

Este capítulo muestra los resultados básicos e iniciales del seguimiento de la evolución morfológica y sedimentaria del cauce del río Ter una vez realizadas las actuaciones de rehabilitación fluvial. Con los datos generados se evaluará a corto y largo plazo (seguimiento post-Life) la evolución de la dinámica hidromorfológica y sedimentaria del tramo de estudio y el éxito de la conectividad fluvial prevista en el proyecto constructivo.

8c.5. Aproximación metodológica

Se diseñó una metodología estructurada en tres módulos con el objetivo de estudiar un caso concreto de rehabilitación hidromorfológica de interés para el proyecto LIFE ALNUS, y al mismo tiempo generar una metodología de seguimiento que permita una mejor evaluación de este tipo de actuaciones.

El **módulo 1** integraba la **toma de la medida** del nivel de agua del río y los niveles piezométricos del acuífero en las islas de Les Gambires (figura 163) y El Sorral. Su finalidad era obtener información básica para el control de los recursos hídricos, la dinámica fluvial, la dinámica del acuífero y la relación río-acuífero. Estas medidas se toman de manera continua.



Figura 163 /

Vaciado de datos del sensor de presión instalado en el piezómetro de la isla de Les Gambires. Foto: Jordi Tuset.

El **módulo 2** agrupaba todas las tareas de **trabajo de campo**, las cuales se llevaron a cabo en tres campañas distribuidas a lo largo de todo el periodo de estudio. La primera de ellas se realizó justo después de las actuaciones de rehabilitación. A través de las diferentes tareas programadas, se obtuvo una imagen del estado morfosedimentario del tramo de estudio, así como del grado de conectividad fluvial (lateral, longitudinal y vertical) por caudales habituales. La segunda y tercera campaña determinaron la dinámica morfosedimentaria durante caudales de crecida. Las tareas que debían llevarse a cabo eran cinco: (i) medidas directas de caudal, (ii) control topográfico

de la geometría del canal, (iii) toma de muestras del sedimento fluvial, (iv) registro de carga de fondo con trazadores, y (v) adquisición de imágenes aéreas digitales con un vehículo aéreo no tripulado (VANT o UAV, en inglés).

- i. La medida de la velocidad y la profundidad en el campo (aforos) permitía calcular los caudales y conocer la variabilidad de estos parámetros en la sección de control y la relación entre ellos.
- ii. Los levantamientos topográficos permitían evaluar la nueva geometría del canal y las posibles variaciones del lecho del río en crecidas

precedentes. Mediante la comparación de los levantamientos se puede obtener el cambio topográfico resultante entre los periodos comparados y este cálculo permite determinar la superficie que se ha erosionado y la superficie que se ha sedimentado.

- iii. La caracterización granulométrica del material superficial del lecho permitió evaluar la magnitud y dirección de los cambios sedimentarios durante las actuaciones de rehabilitación. Para la toma de muestras granulométricas se utilizaron varios métodos.
- iv. El registro de carga de fondo con trazadores se centra en determinar el inicio del movimiento de partículas representativas de la zona de

estudio durante las crecidas. Cuando se habla de trazadores en el campo de la geomorfología fluvial, y específicamente en los estudios de carga de fondo, se refiere habitualmente a partículas gruesas (gravas y guijarros) que se controlan con el objetivo de seguir su trayectoria durante episodios competentes (figura 164).

- v. Las imágenes obtenidas con un vehículo aéreo no tripulado (VANT) permitieron determinar las unidades morfológicas del canal resultante de las acciones de rehabilitación, mientras que las imágenes adquiridas al final del proyecto captaron, y captarán en el futuro, el ajuste post-crecidas de la morfología del canal.

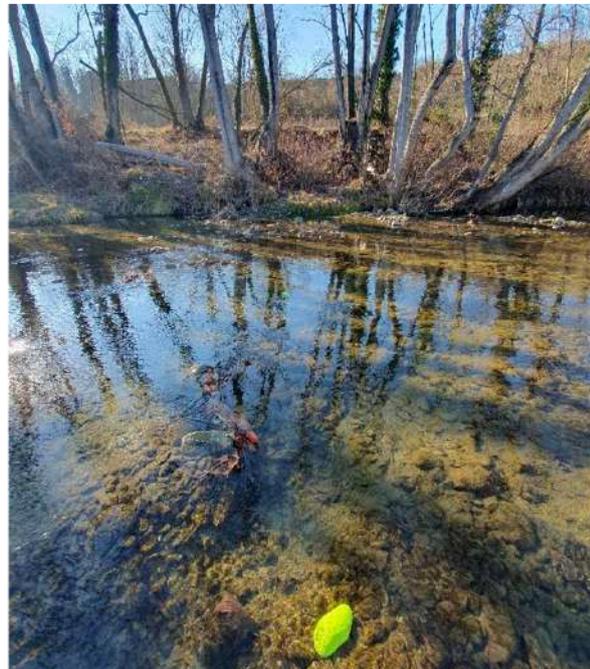


Figura 164 /

Trazadores pintados ubicados en el tramo de la isla de Les Gambires. Las partículas se miden (ejes) y se pintan. Después de las crecidas se buscan visualmente y se reubican con un GPS-RTK. Foto: Álvaro Tena.

El **módulo 3** agrupaba todas las tareas de **trabajo de gabinete**. Reunía los datos recogidos en las diversas campañas de campo con el fin de analizar los cambios morfosedimentarios originados por las actuaciones de rehabilitación, la actividad hidrosedimentaria durante las crecidas y la conectividad fluvial en caudales habituales, pudiéndose así evaluar la eficiencia de las actuaciones de rehabilitación. Este módulo

constaba de cuatro tareas: (i) caracterización y análisis de la conectividad fluvial después de las actuaciones, (ii) caracterización y análisis de la actividad hidromorfológica después de las actuaciones, y (iii) evaluación de las actuaciones de rehabilitación. La toma de medidas post-Life se efectuará después de episodios de crecida, allí donde el caudal circulante tenga competencia suficiente para movilizar sedimentos del lecho.

- i. Las observaciones de campo, los levantamientos topográficos y los datos de caudal y nivel piezométricos aportarán información suficiente para caracterizar y analizar la conectividad hidráulica entre los diferentes elementos fluviales, tanto para caudales ordinarios como de crecida.
- ii. La caracterización y el análisis de la actividad hidromorfológica post-actuaciones se centra en cuantificar la dinámica morfosedimentaria

del tramo de estudio, haciendo especial énfasis en evaluar el grado de estabilidad del escenario post-actuaciones mediante modelización y trazadores.

- iii. La monitorización de indicadores hidromorfológicos se utilizará fundamentalmente para evaluar el éxito de las actuaciones de rehabilitación, analizando la evolución de los mismos a lo largo del proceso de seguimiento.

8c.6. Resultados

En diciembre de 2022 se llevó a cabo la primera campaña de muestreo para evaluar la actividad hidromorfológica posterior a las actuaciones. Las crecidas futuras ayudarán a validar dichas actuaciones.

8c.6.1. Caracterización hidrológica post-actuaciones

La caracterización del Régimen de Caudales (RC) permite determinar el rango de caudales ordinarios y extremos (estación seca y crecidas) del ámbito de estudio, esenciales para definir los escenarios hidrológicos de análisis.

A partir de la relación entre los valores de la estación de aforo de Les Masies de Roda (EA085), situada a unos 12,8 km aguas abajo del tramo de estudio (figura 165), y las estaciones hidrométricas instaladas en el ámbito de estudio, se ha podido determinar que el caudal medio anual es de 14,8 m³/s, y que el caudal medio del mes de agosto es de 7,4 m³/s, el más bajo del año. El caudal de sequía habitual (caudal del percentil de excedencia del 95 %) es de 1,9 m³/s. Gracias a él se pudo determinar el nivel de agua (disponibilidad) en situación de déficit hídrico.



Figura 165 /

Distribución del caudal medio mensual en el río Ter una vez pasada la confluencia con el río Gurri. Los datos se han obtenido de la web de la Agencia Catalana del Agua. La fuente de los datos proviene de la suma de los registros de la estación de aforo de Les Masies de Roda en el río Ter (EA085) y en el río Gurri (EA120) entre los años 1996-2019 (once años completos de datos).

8c.6.2. Conectividad lateral

- Isla de Les Gambires

El canal secundario de la isla de Les Gambires, previo a las actuaciones de restauración, se encontraba desconectado del canal principal por caudales inferiores a 33 m³/s, (solamente

circula agua el 8 % de los días del año). Una vez finalizadas las actuaciones, el agua circula de manera continua, incluso en caudales bajos, como por ejemplo el registrado el 27 de julio de 2022 de 3 m³/s, equivaliendo al percentil 86 de la curva de caudales clasificados (figura 166).



Figura 166 /

Imagen de la confluencia del canal principal del río Ter con el canal secundario de la isla de Les Gambires el pasado 27 julio de 2022. Se puede comprobar la buena salud de la conectividad lateral resultante de la obra, donde un caudal de 3 m³/s circula sin problemas. Foto: David Estany.

- Isla de El Sorral

La isla de El Sorral o de Gallifa no presentaba problemas significativos de conectividad lateral, ya que se inunda por las crecidas habituales.

8c.6.3. Conectividad vertical

- Isla de Les Gambires

Antes de las actuaciones de restauración, el nivel piezométrico de la isla de Les Gambires estaba controlado por el nivel del agua del vaso de la esclusa de Gallifa, en el extremo inferior, y por la entrada de agua en el canal secundario, en el extremo superior (figura 167a). Esto provocaba que el acuífero aluvial del extremo norte de la

isla permaneciera vacío la mayor parte del año. Antiguas extracciones de sedimentos en el lecho principal del río Ter desconectaron el brazo secundario del río para caudales ordinarios, hasta el punto que el brazo secundario estaba seco gran parte del año y los alisos existentes decayeron hasta morir. Si no se restablecían los caudales, era imposible recuperar el bosque de ribera en esta área. En cambio, la disponibilidad y la estabilidad del nivel de agua de la esclusa fomentaba la buena salud potencial del bosque de ribera en el extremo inferior de la isla. En la figura 167b, la conectividad lateral ha comportado una mejora de la conectividad vertical en la isla. Aunque no hay ningún sensor en el extremo septentrional de la isla, es esperable que el acuífero permanezca activo todo el año.

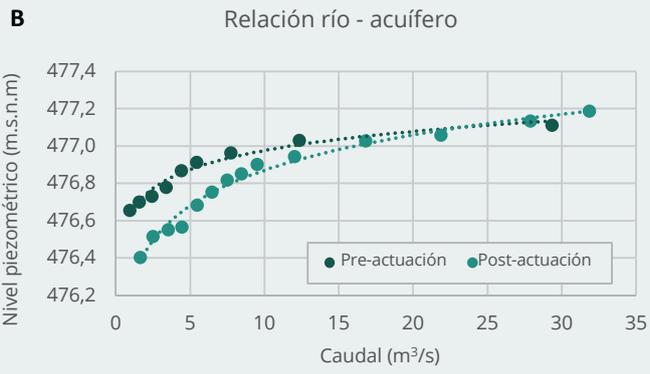


Figura 167 /

A) Imagen de la isla de Les Gambires en 2022, previa a las actuaciones. La línea naranja marca el límite del área de influencia del nivel piezométrico del extremo inferior de la isla con el azud, permitiendo el buen desarrollo del bosque de ribera en esta área. El punto naranja marca la localización del piezómetro. B) Relación caudal-nivel piezométrico pre-actuación y post-actuación. Antes de la actuación, puede observarse cómo, en caudales bajos ($Q < 5 \text{ m}^3/\text{s}$), el nivel piezométrico estaba controlado por el nivel del azud e, indirectamente, por las aportaciones del canal de captación del azud de la isla de Les Gambires. Después de la actuación, el nivel piezométrico en el sensor de control es más alto (30 cm aprox.) en caudales bajos. Ahora, el canal secundario controla el nivel piezométrico de toda la isla.

- Isla de El Sorral

La eliminación del vado de la isla de El Sorral no ha generado, de momento, una mejora en la conectividad vertical. No obstante, el rango de caudales circulantes desde la actuación ha sido tan bajo que no es posible extraer conclusiones definitivas de la relación río-acuífero post-actuación en este punto. También deberá analizarse, una vez se dispongan de más datos, si la falta de acondicionamiento de los canales secundarios (actuación proyectada y no ejecutada) lo explicaría.

8c.7. Agradecimientos

Este estudio no hubiera sido posible sin la ayuda del Grupo de Investigación de Dinámica Fluvial RIUS (Grupo de Investigación Consolidado de la Generalitat de Catalunya, 2014 SGR 645).



Guijarros y gravas acumulados y en proceso de cuarzo en el cauce de un brazo secundario del río Ter, rehabilitado por el LIFE ALNUS (imagen actual). Antes de la restauración hidromorfológica, sólo circulaba cierto caudal durante las riadas. Isla de Les Gambires, Torelló-Masies de Voltregà. Foto: Jordi Camprodon.

CONCLUSIONES

1. Las actuaciones en la isla de Les Gambires han conseguido mejorar los problemas de conectividad lateral y vertical (relación caudal-nivel piezométrico) preexistentes, favoreciendo las relaciones entre el río y la ribera. En el caso de la isla de El Sorral, no presenta una mejora de la conectividad vertical hasta la fecha, situación que deberá analizarse en un futuro cuando dispongamos de más datos.
2. Una vez se registren crecidas en el tramo de estudio, se podrá analizar la dinámica morfosedimentaria (grado de estabilidad) y acabar de evaluar la eficiencia de las actuaciones de restauración hidromorfológica.

9 /

**PROCESO DE INCORPORACIÓN
Y AMPLIACIÓN DE ESPACIOS
NATURALES EN LA RED
NATURA 2000. EL CASO
DEL PROYECTO LIFE ALNUS**

9 / PROCESO DE INCORPORACIÓN Y AMPLIACIÓN DE ESPACIOS NATURALES EN LA RED NATURA 2000. EL CASO DEL PROYECTO LIFE ALNUS

Quim Bach, Sara Pont i Francesc Diego

Servicio de Planificación del Entorno Natural. Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural. Dirección General de Políticas Ambientales y Medio Natural. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural.

9.1. Antecedentes

La Red Natura 2000 es una red europea de espacios naturales protegidos que representa, hasta la fecha, la iniciativa más importante de la Unión Europea en cuanto a políticas de conservación de la naturaleza. Su objetivo global es garantizar el mantenimiento (o el restablecimiento), en un estado de conservación favorable, de los hábitats y las especies en su área de distribución natural dentro del territorio de la Unión Europea (UE), con el fin de que sean compatibles con la actividad humana que se desarrolla en dichos espacios.

La implementación territorial de los espacios de la Red Natura 2000 se inicia con la Directiva 92/43/CEE, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres (en adelante, Directiva Hábitats o DH), con las denominaciones de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), posteriormente designados como Zonas Especiales de Conservación (ZEC), y con la Directiva 2009/147/CE, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la protección de las aves silvestres (en adelante, Directiva Aves o DA), con la designación de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Las tres figuras LIC, ZEC y ZEPA tienen la consideración de espacios naturales protegidos Red Natura 2000, de conformidad con el artículo 42.1 de la Ley estatal 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

En el Acuerdo de Gobierno de la Generalitat de Cataluña de 2006 se determina la contribución final de Cataluña a la Red Natura 2000. En conjunto, los espacios de la Red Natura 2000 catalana ocupan un total de 1 067 560 ha (981 946 ha terrestres y 85

614 ha marinas), que representan casi el 31 % del territorio terrestre de Cataluña. La Red Natura 2000 se distribuye en 117 lugares.

En los últimos dos años se han elaborado documentos estratégicos que informan del estado actual de conservación de la naturaleza:

a) **Informe d'aplicació 2013-2018 Directiva Hábitats i Directiva Ocells**

En diciembre de 2019 fueron presentados los informes sobre el estado de conservación de los hábitats y especies de interés comunitario presentes en Cataluña, correspondientes al período 2013-2018, de acuerdo con las obligaciones derivadas del artículo 17 de la Directiva Hábitats y del artículo 12 de la Directiva Aves.

La Directiva Hábitats requiere informes de hábitats y especies para cada una de las regiones biogeográficas establecidas por la Unión Europea en Cataluña: alpina, mediterránea y/o marina mediterránea. De los 99 hábitats de importancia comunitaria presentes en Cataluña e incluidos en la DH, los de mayor riesgo de desaparición son los vinculados con aguas continentales y los que disponen de superficies muy reducidas; es el caso de los hábitats costeros del delta del Ebro y los **bosques de ribera y los cauces de muchos ríos**.

Pueden consultarse los informes sobre la aplicación de la Directiva Hábitats y la Directiva Aves correspondientes al período 2013-2018 en el siguiente enlace:

https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/patrimoni_natural/senp_catalunya/xarxa_natura_2000/informes-aplicacio-2013-18-habitats-ocells/

b) **Informe Estado de la Naturaleza en Cataluña 2020**

En diciembre de 2020 se publicó el primer informe *Estado de la Naturaleza en Cataluña 2020*, la primera evaluación de la biodiversidad basada en la mejor información científica disponible. Se trata de un informe análogo a los presentados por las Naciones Unidas, la Comisión Europea y los países más avanzados en temática ambiental, y en el que se muestra una degradación progresiva y generalizada de la biodiversidad en Cataluña, de acuerdo con el indicador *Living Planet Index*. Esta disminución es del 25 % de media entre 2002 y 2019. A escala global, el descenso de las poblaciones de animales vertebrados salvajes en el planeta es del 60 % de media entre 1970 y 2014.

El informe también señala que la pérdida de la biodiversidad en Cataluña es distinta según el entorno o hábitat: constata una reducción del 54 % de las especies animales que viven en ríos, lagos y ciénagas, de un 34 % de las especies que viven en entornos agrícolas y prados, y de un 12 % de las que viven en bosques y matorrales. En el mar, los datos disponibles (aunque no están completos) indican una situación también desfavorable.

Esta pérdida de especies en el territorio catalán está directamente relacionada con la alteración de sus hábitats. Los cambios en los usos del suelo y la explotación directa son los principales responsables, si bien el cambio climático y la presencia de especies exóticas invasoras tienen un impacto cada vez mayor. La razón subyacente en esta tendencia es un modelo socioeconómico que intensifica la obtención de recursos en áreas determinadas y abandona otras que habían sido utilizadas de forma más sostenible.

En los resultados del informe se pone de manifiesto cómo la actividad humana afecta gravemente a los ríos de Cataluña, precisamente donde la biodiversidad está sufriendo las peores consecuencias. Se observa una regresión clara de las poblaciones de animales en ríos y lagos, donde han perdido el 50 % de sus individuos en los últimos veinte años. Además, casi el 80 % de las especies evaluadas presenta un estado de conservación desfavorable, especialmente los

peces autóctonos, que han perdido a 9 de cada 10 individuos, debido, entre otras causas, a la presión de los peces exóticos. Actualmente existen especies exóticas invasoras en el 64 % de los cursos fluviales y en el 73 % de los humedales.

Además de la presencia de especies exóticas, las aguas continentales han sufrido los efectos de las captaciones, la contaminación y la artificialización que afecta a más de la mitad de los ríos de Cataluña, con la ocupación de llanuras aluviales y cauces, y con la **consiguiente pérdida de vegetación de ribera y otros hábitats que las ocupan**.

Puede consultarse el informe en los siguientes enlaces:

<https://observatorinatura.cat/estat-de-la-natura/>

https://mediambient.gencat.cat/web/.content/home/ambits_dactuacio/patrimoni_natural/sistemas_dinformacio/observatori_patrimoni-natural-biodiversitat/informe_estatgeneraldelebiodiversitatacatalunya-2020.pdf

c) **El proyecto europeo LIFE ALNUS - Programa LIFE Naturaleza y Biodiversidad**

LIFE ALNUS (LIFE16/ES/000768) es un proyecto de la Unión Europea incluido dentro del Programa LIFE Nature & Biodiversity, coordinado por el Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña (CTFC). Lleva a cabo de forma experimental en el territorio catalán una estrategia de conservación de las alisedas de la región biogeográfica alpina y mediterránea. Pretende mejorar el conocimiento actual para revertir la regresión y la degradación que sufren las alisedas y contribuir a su recuperación en su calidad de hábitat de interés comunitario prioritario (HIC 91E0*), así como otros bosques de ribera, considerados hábitats de interés comunitario de acuerdo con el Anexo I de la Directiva Hábitats.

El objetivo del proyecto es desarrollar acciones de conservación y restauración de las alisedas en un sentido amplio; es decir, además de los alisos, se incluye la flora y la fauna acuática y de ribera propias y características del entorno. Dichas acciones deben servir de modelo y ser transferibles al resto de cuencas catalanas y del área mediterránea que estén sufriendo los mismos problemas de conservación de estos ecosistemas de ribera.

El proyecto plantea diversas acciones relativas a la

mejora directa del estado de conservación de las alisedas, a la obtención de conocimiento y experiencia y demás objetivos de carácter socioambiental. Los puntos de intervención se sitúan en tres cuencas piloto: la subcuenca del Alt Segre (cuenca del Ebro), la cuenca del Alt Ter y el tramo medio de la cuenca del Besòs.

Una de las acciones del proyecto está dirigida a incrementar la protección física y jurídica del hábitat de las alisedas bajo la figura de espacio natural protegido Natura 2000. Para esta acción se creó un grupo de trabajo integrado por socios de LIFE ALNUS y técnicos de la Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural, que evaluó una propuesta de modificación de la Red Natura 2000 vinculada a los espacios fluviales. Por un lado, se modificaron una parte de los límites de los tramos fluviales actualmente designados como espacios LIC Natura 2000 y, por otra, se incorporaron nuevos espacios LIC a la Red Natura 2000, sobre la base de los trabajos del HIC prioritarios realizados en el ámbito de las tres cuencas mencionadas. Esta propuesta refleja y pone de manifiesto que, a partir de la mejora de la información y del diagnóstico generados en el marco de un proyecto europeo, la Administración

catalana, como autoridad competente en la Red Natura 2000, considera necesario incrementar territorialmente la protección de los espacios que integran la Red Natura 2000. Enlace al proyecto LIFE ALNUS: <https://lifealnus.eu/>

El proyecto LIFE ALNUS ha generado nuevos datos y conocimientos sobre las distintas tipologías de alisedas presentes en Cataluña (submediterráneas, prepirenaicas y continentales), que justifican y demuestran la necesidad —de acuerdo con la evaluación realizada por parte de Generalitat de Catalunya como autoridad ambiental competente en todo lo relativo a Natura 2000— de poner en marcha una propuesta de modificación de los espacios de la Red Natura 2000 vigente en Cataluña asociados a los sistemas fluviales y atendiendo al HIC prioritario.

Hay que tener en cuenta que el estado actual de conservación de las alisedas en Cataluña está considerado como desfavorable-inadecuado (U1) dentro de la región biogeográfica mediterránea, y como desconocido (XX) en la región biogeográfica alpina, según la última evaluación del estado de conservación derivado del artículo 17 de la DH, correspondiente al período 2013-2018.

9.2. La propuesta de ampliación e incorporación de nuevos espacios

Una vez reunida toda la información generada por estos informes y proyectos, se elaboró una propuesta de Acuerdo de Gobierno que pretende incorporar y mejorar la delimitación de varios tramos fluviales excluidos actualmente de la Red Natura 2000 para potenciar la conservación y recuperación de los ecosistemas de ribera así como el estado ecológico de los sistemas fluviales incorporados a la Red. Se tuvieron en cuenta las alisedas como hábitat prioritario, así como otros hábitats y especies de interés comunitario asociados a los espacios fluviales de la cuenca del Alt Segre, Alt Ter y el tramo medio del Besòs. En conjunto, la propuesta supone ampliar varios espacios designados como LIC e incorporar nuevos espacios designados como LIC a la red Natura 2000, dentro de la tipología de espacios de aguas continentales identificados en el Acuerdo del Gobierno GOV/112/2006.6.

9.2.1. El objeto de la incorporación y ampliación de la RN2000

Desde la Generalitat de Catalunya, una vez evaluada la información generada, se considera necesario tramitar una propuesta de Acuerdo del Gobierno para mejorar la presencia de espacios fluviales excluidos actualmente de la red Natura 2000. La propuesta comporta ampliar varios espacios designados como LIC y crear otros nuevos en la red Natura 2000, dentro de la tipología de espacios de aguas continentales identificados en el Acuerdo del Gobierno GOV/112/2006, en el ámbito de las cuencas del Alt Segre, Alt Ter y el tramo medio del Besòs.

En su conjunto, la propuesta de ampliación e incorporación a la red Natura 2000 permite mejorar:

- La representación de sectores de distribución de las alisedas en los espacios fluviales en el ámbito de la red Natura 2000 catalana, en tanto que hábitat de interés comunitario prioritario de acuerdo con la directiva Hábitats, así como de otros hábitats y especies interés comunitario asociados a los espacios fluviales.
- La continuidad y desfragmentación de los espacios fluviales como red, en tanto que elementos fundamentales del estado de conservación de los hábitats fluviales, y de las especies asociadas de interés comunitario, y reforzar la coherencia de la red Natura 2000 atendiendo al objetivo global de las directivas comunitarias de protección de la naturaleza.

espacios fluviales, en torno a 175 km longitudinal de río, que acogen aproximadamente 225 ha de hábitat de interés comunitario asociados a espacios fluviales, de los cuales cerca de 125 ha son alisedas (tabla 17, figura 168).

Esta propuesta encaja con el objetivo general de la red Natura 2000 a nivel europeo de los estados miembros: contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. En este caso, focalizado en las alisedas, HIC prioritario 91E0* "bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)" objeto de la propuesta, así como otros elementos de interés comunitario (HIC y EIC) asociados a los ecosistemas fluviales.

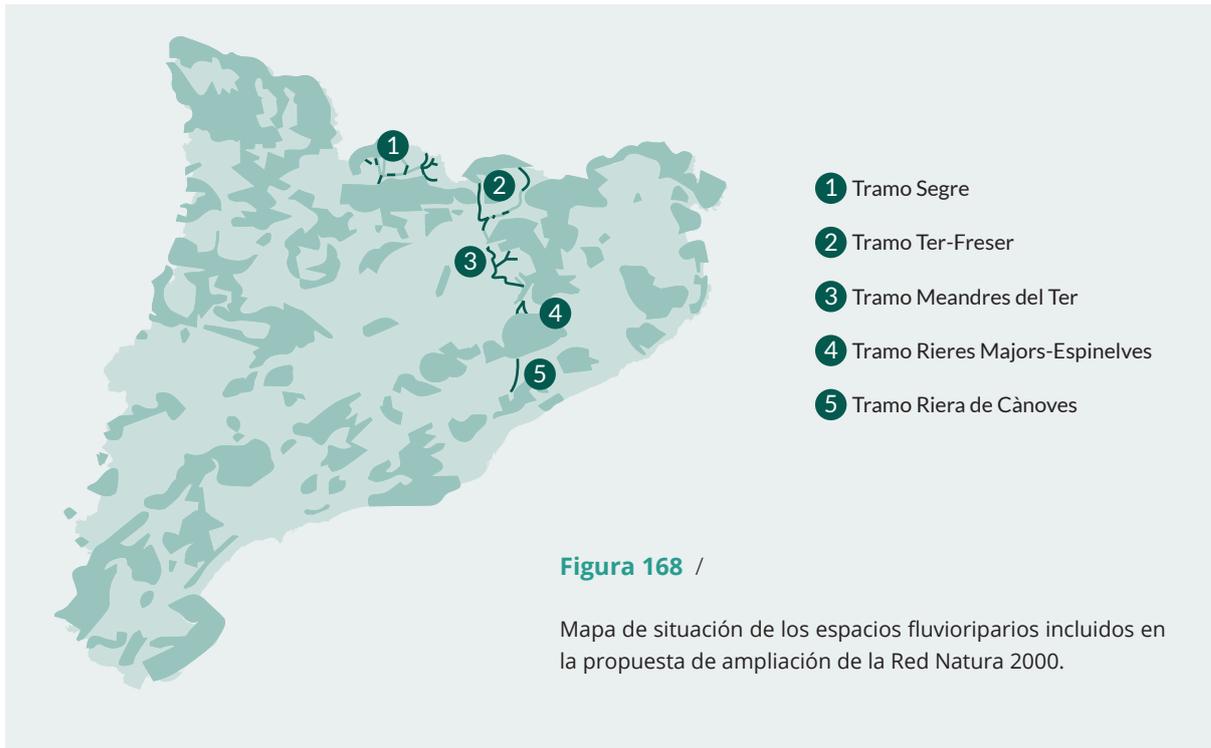
A nivel cuantitativo la propuesta aporta a la red Natura 2000 unas 970 hectáreas de nuevos

Tabla 17 / Relación de espacios fluvioriparios incluidos en la propuesta de ampliación de la Red Natura 2000.

| Cuenca | Espacios RN2000 actuales | | | Modificación espacios RN2000 | | Espacios RN2000 propuestos | | |
|--------|--------------------------|------------------------|----------------------|------------------------------|-------|----------------------------|------------------------------------|----------------------------|
| | Código | Nombre | Acuerdo GOV/112/2006 | Ampliación | Nuevo | Código | Nombre | Superficie resultante (ha) |
| Segre | ES5130002 | Riu Verneda | 75,47 | X | | ES5130002 | Riberas del Alt Segre y afluentes* | 685,96 |
| | ES5130011 | Riu de la Llosa | 84,12 | X | | | | |
| | ES5120022 | Riu Duran | 102,73 | | | | | |
| | ES5130007 | Riberes de l'Alt Segre | 216,62 | X | | | | |
| Ter | ES5120019 | Riberes del Alt Ter | 409,83 | X | | ES5120019 | Riberes de l'Alt Ter i del Freser | 544,85 |
| | ----- | ----- | ----- | | X | ES5110026 | Meandres del Ter | 460,09 |
| | ----- | ----- | ----- | | X | ES5120030 | Riera Major-Riera d'Espinelles | 66,13 |
| Besòs | ES5110025 | Riera Congost | 356,73** | X | | ES5110025 | Riera Congost-Riera de Cànoves | 400,05 |

* La propuesta de espacio Riberas del Alt Segre y afluentes (ES5130002) pasa a integrar los espacios ES5130007, ES5130011 y ES5120022.

** La superficie del espacio actual está mínimamente modificada por el Acuerdo de Gobierno GOV/139/2015.



9.2.2. El proceso de ampliación

Primera etapa

De acuerdo con el procedimiento establecido para la creación de la red Natura 200 por la Directiva Hábitats, la declaración de los espacios Natura 2000 como Lugar de importancia comunitaria (LIC) se inicia con la propuesta de Lugares de importancia comunitaria (pLIC) por parte del estado miembro en la Comisión Europea para su incorporación a Lista de lugares de importancia comunitaria (LIC) que se publican en el Diario Oficial de la UE (DOUE). En Cataluña esta propuesta es elaborada y aprobada por la Generalitat de Catalunya mediante Acuerdo del Gobierno por razón de sus competencias con todo lo relativo a Natura 2000 (artículo 42 de la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad). La propuesta de lista del LIC debe cumplirse para cada región biogeográfica presentes en la UE que acoge el territorio catalán: regiones biogeográficas mediterránea y alpina.

En el caso de la propuesta de ampliación de los LIC derivada del proyecto LIFE ALNUS, el equipo técnico formado por CTFC, CERM y MN Consultores elaboró los documentos técnicos y la cartografía preliminares, con la participación de otros socios y colaboradores del proyecto. Se llevaron a cabo

reuniones y consultas con agentes locales, como el Consorci Besòs-Tordera y el Consorci del Ter, para presentarles y consensuar una propuesta inicial elaborada a partir del trabajo de campo y de gabinete. La propuesta se basó, en una primera fase, en un trabajo de modelización sistemática por parte del LIFE ALNUS, con el fin de delimitar y priorizar los espacios potenciales, incorporando criterios de expertos durante el proceso de consulta. En la siguiente fase, el grupo de trabajo designado por el LIFE ALNUS y por el Servicio de Planificación del Medio Natural de la Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural mantuvo diversas reuniones y trabajó conjuntamente para elaborar una propuesta plenamente sustentada a nivel técnico y científico.

Con el objetivo de llegar a un consenso con el territorio, el expediente pasó primero por un proceso participativo (efectuado en verano del 2022), en el que se invitó a participar a actores locales (stakeholders) y particulares. Este proceso participativo consistió en una reunión para presentar y debatir la propuesta de alcance de modificación en cada cuenca del proyecto y reuniones específicas con actores territoriales con un importante peso en la gestión ambiental y forestal.



Tramo fluvial del sector del Ter medio conocido como "Meandres del Ter", propuesto como futuro LIC y futura ZEC. Foto: Jordi Bas.

Concluido el proceso de participación, el Servicio de Planificación del Entorno Natural inició los trámites administrativos correspondientes a un expediente de un Proyecto de Acuerdo del Gobierno (la documentación incluye el texto del Acuerdo, la memoria justificativa y la cartografía) de acuerdo con la normativa. En el marco del procedimiento establecido el expediente se sometió a un proceso de información pública, al trámite de audiencia a los distintos actores afectados por la propuesta (corporaciones locales interesadas, organizaciones profesionales agrarias más representativas, asociaciones y agrupaciones sin ánimo de lucro de propietarios forestales y agrarios más representativas de la zona de interés, y al resto de entidades interesadas), y en la solicitud de informes preceptivos al departamento competente en materia de agricultura, ganadería y pesca y de los demás departamentos y organismos públicos afectados por la propuesta, de acuerdo con el artículo 34.bis.3 de la ley 12/1985, de 13 de junio, de Espacios Naturales. Posteriormente la unidad promotora elabora el informe de valoración de las alegaciones, y cierra el expediente con la propuesta final del Acuerdo del Gobierno. Validada la documentación a nivel jurídico, se instruye el expediente para elevarlo al Gobierno de la Generalitat de Catalunya para su aprobación mediante el Acuerdo del Gobierno, con su publicación en el Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya (DOGC).

Segunda etapa

El Acuerdo del Gobierno se envía a la Comisión Europea a través del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITERD) del Gobierno de España, en tanto que responsable de la interlocución con UE en todos los asuntos relacionados con la red Natura 2000. La Comisión Europea (CE), por medio del Comité "Habitats" y juntamente con el estado miembro, analiza y selecciona la pLIC para ser incorporado a la Lista de Puestos de importancia comunitaria (LIC) que se publican como una Decisión de la Comisión en el Diario Oficial de la Unión Europea (DOUE), pasando a otorgar a la pLIC la consideración de LIC de la red Natura 2000.

Tercera y última etapa

En la última etapa, nuevamente la Generalitat de Catalunya tiene la responsabilidad, mediante la tramitación de un nuevo Acuerdo del Gobierno (misma tramitación llevada a cabo para aprobar la pLIC en la primera etapa), declarar el LIC como Zona especial de conservación (ZEC), y aprobar su instrumento de gestión (documento que recoge, como mínimo, los objetivos y medidas que deben llevarse a cabo para garantizar el estado de conservación favorable de los HIC y EIC de la red Natura 2000), en un plazo máximo de 6 años a partir de la fecha de la primera inclusión y publicación del LIC en la Lista de LIC del DOUE.



Usos hidroeléctricos, forestales, agrícolas, ganaderos, urbanos, industriales, de transporte y de ocio, entre otros, confluyen en un mismo tramo de río. Meandros del Ter, futura ZEC / Foto: Jordi Bas.

10 /

GOBERNANZA DE LOS ESPACIOS FLUVIALES

10 / GOBERNANZA DE LOS ESPACIOS FLUVIALES

Pol Guardis¹ y Marc Ordeix²

¹Grupo de Biología de la Conservación. Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña

²Centro de Estudios de los Ríos Mediterráneos (CERM). Universidad de Vic-Universidad Central de Cataluña

10.1. Antecedentes

En los últimos años, en Europa —y particularmente desde las distintas agencias públicas— se ha puesto de relieve la necesidad de revisar las relaciones entre instituciones y sociedad. De este modo, han tomado fuerza nuevas técnicas que dan una necesaria oportunidad a los instrumentos participativos con los que fortalecer proyectos, procesos y decisiones. Es así como se ha iniciado la implementación de distintas herramientas que han permitido promover lo que hoy en día conocemos como gobernanza.

Según la Comisión para la Gobernanza Global (1995), la gobernanza es «la suma de las múltiples maneras como los individuos y las instituciones, públicas y privadas, manejan sus asuntos comunes. Es un proceso continuo mediante el que pueden acomodarse intereses diversos y conflictivos y adoptarse alguna acción cooperativa. Incluye las instituciones formales y los regímenes con poder

para imponer obediencia, así como arreglos informales que las personas y las instituciones han acordado».

La Comisión Europea, en su *Libro Blanco sobre la gobernanza europea* (2001), también proporciona una definición: «Reglas, procesos y conductas que afectan el modo como se ejerce el poder a nivel europeo, particularmente en lo que se refiere a la apertura, la participación, la responsabilidad, la efectividad y la coherencia».

Según la *Gran Enciclopèdia Catalana*, la gobernanza es la «manera de gobernar que se fundamenta en la interrelación de los organismos encargados de la dirección política de un territorio y la sociedad civil, para dar mayor poder, autoridad e influencia a la ciudadanía a la hora de tomar decisiones que afectan directamente a la vida pública».



10.2. Gobernanza y espacios fluviales

Desde la humilde perspectiva de un proyecto con financiación europea, desarrollado en Cataluña y con visión mediterránea, nuestro concepto de gobernanza es el de un método que nos permite incorporar el factor social a la toma de decisiones para y con el territorio a través de múltiples herramientas.

Podemos afirmar que la implementación de instrumentos y procesos participativos —aunque todavía poco integrados por todas las áreas de los cuerpos responsables de la gestión de ríos y riberas del área de trabajo de LIFE ALNUS— es una práctica cada vez más habitual que asume, principalmente, el Gobierno de Cataluña. Este, a través, por ejemplo, de la Agencia Catalana del Agua (ACA), ha implementado los procesos participativos para el tercer ciclo de la planificación hidrológica en el Distrito de la Cuenca Fluvial de Cataluña, que constituyen la herramienta de mejora del estado ecológico de las masas de agua de los ríos, aguas subterráneas y costeras de Cataluña, tal y como establece la Directiva Marco del Agua.

Otro caso merecedor de un capítulo especial en este manual técnico es el que desarrolla el Servicio de Planificación del Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural del Gobierno de la Generalitat de Cataluña, con su proceso de participación para una propuesta de modificación de los espacios de la Red Natura 2000 de Cataluña. Ante el desfavorable estado de conservación de las alisedas y demás bosques de ribera, así como del conjunto de la biodiversidad propia de las aguas continentales, se propuso revertir su situación ampliando los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), en espacios fluviales en el ámbito de distribución de las alisedas y demás bosques de ribera (espacios estrechamente vinculados a las áreas de trabajo definidas por el proyecto LIFE ALNUS).

Tal y como hemos indicado, los problemas detectados asociados al hábitat de las alisedas plantean retos y oportunidades multiescala y caleidoscópicas. Multiescala, porque los hábitats de ribera son espacios altamente modificados, ocupados y abandonados: modificados para preservar usos, infraestructuras, bienes y servicios; ocupados por infraestructuras y estructuras que perpetúan la simplificación de los hábitats y procesos naturales asociados a los ríos y riberas (a escala global), y abandonados a su suerte ante la falta de espacio, sedimentos, materia orgánica

y agua, elementos base para su supervivencia. Si además sumamos la entrada y el establecimiento masivo de especies exóticas invasoras a todos los niveles, debido a su desestabilización y simplificación antrópica, podemos añadir que se trata también de hábitats altamente amenazados; de ahí su inclusión como hábitats de interés comunitario por parte de la Unión Europea.

A este complejo conjunto de impactos y amenazas hay que sumar el factor social o cultural, que vive, depende, utiliza, disfruta y se relaciona con el espacio fluvial desde múltiples y variadas miradas (calidoscópicas). La mayor parte de los espacios fluviales tal y como los conocemos en la actualidad son fruto de una dimensión cultural implícita y ordinaria que se manifiesta en las prácticas y costumbres de las poblaciones cercanas; y también de una dimensión cultural explícita, que se refleja en el patrimonio, la arquitectura, el urbanismo, la ordenación del espacio, el diseño, el paisaje y la relación con el propio espacio.

Los espacios fluviales en Cataluña, principalmente riberas y cauces, presentan una gran complejidad en cuanto a sus usos, propiedades y aprovechamientos. Tal diversidad de usos se genera ante la gran diversidad de «usuarios» del espacio fluvial, con intereses muy variados. La complejidad de los ecosistemas de ribera también es proporcional a la complejidad de los usos, infraestructuras y actores implicados.

El reto al que nos enfrentábamos precisaba poder establecer redes de interacción entre los sectores público, privado y civil cuyo eje central fuera la gestión de las riberas. Asimismo, se perseguía que estas redes fomentaran un intercambio sin toxicidades que permitiera debates propositivos donde se buscara la experiencia y la representatividad de los sectores implicados en el ámbito fluvial.

Sin embargo, para conseguirlo hay que tener claro que la gobernanza puede quedar sin efecto si todo lo que se ha alcanzado en el proceso «creativo» de los debates no tiene una traducción práctica en la realidad.

Así pues, la vía de la gobernanza en las riberas debía plantearse desde múltiples perspectivas, aunque con la clara finalidad de abordar actores clave en el ecosistema y alcanzar propuestas de amplio consenso.

La Gobernanza en los ecosistemas riparios

Gobernanza por parte del gobierno

- Agencia Catalana del Agua
- Red de Parques – Diputación de Barcelona
- Departamento de Acción Climática, Agenda Rural y Alimentación

Gobernanza compartida

- Gobernanza colaborativa (a través de diferentes maneras en que diversos actores e instituciones trabajan conjuntamente)
- Gobernanza conjunta (junta plural u otro gobierno multipartidista)

Gobernanza privada

- propietarios individuales
- organizaciones sin ánimo de lucro
- organizaciones con ánimo de lucro

Gobernanza por parte de las comunidades locales

- Áreas y territorios conservados por la comunidad: establecidos y gestionados por comunidades locales

Herramientas de gobernanza

- Planificar y repensar las acciones con las comunidades locales
- Voluntariado
- Actividades educativas
- Aulas de debate sectoriales

Proyecto LIFE

- apertura
- responsabilidad
- participación
- efectividad
- coherencia

Actores del territorio

- Administraciones/ Ayuntamientos
- Propietarios
- Organizaciones ambientales
- Entidades científicas/ de conservación
- Usuarios “recreativos” del espacio
- ...

Figura 169 /

La complejidad de los ecosistemas de ribera también es proporcional a la complejidad de los usos, infraestructuras y actores implicados.

10.3. Las aulas de debate

Conscientes de esta diversidad, nos propusimos abordar, en el marco del proyecto LIFE ALNUS, cinco temáticas distintas que nos permitieran conocer de primera mano una parte de los sectores involucrados en el día a día de los espacios fluviales y, al mismo tiempo, dar a conocer las acciones del proyecto.

Desde el principio, se detectaron cinco grandes temáticas:

- 1.- *Gestión agrícola, ganadera y forestal de riberas*
- 2.- *Gobernanza de riberas desde el ámbito municipal*
- 3.- *Custodia fluvial para la conservación de riberas desde el sector privado*
- 4.- *Actividades recreativas (pesca, senderismo, BTT...) y conservación de riberas*

5.- *Contabilización de caudales ambientales para restaurar el bosque de ribera con la producción hidroeléctrica en minicentrales*

Con la ayuda de la empresa ARC Mediació, organizamos cinco aulas de debate en torno a estas temáticas. Las aulas se convirtieron en espacios de intercambio de experiencias e información entre diversos sectores que, desde una perspectiva innovadora, permitieron tender puentes para la generación de unos decálogos finales cuyos factores de consenso se recogieron a lo largo de las sesiones de debate.

Aulas de debate del life alnus (>150 participantes)

| | |
|---|---|
| Gestión agro-ganadera y forestal → | 3 entidades de propiedades forestales Servicio de Planificación del Entorno Natural, DACC Agencia Catalana del Agua Sección de Bosques y Recursos Forestales, DACC 4 científicos (hidromorfología y gestión forestal) |
| Gobernanza municipal → | 12 municipios 2 organismos comarcales 1 consorcio de cuenca |
| Custodia fluvial → | 7 entidades y organismos de custodia del territorio |
| Actividades recreativas → | Subdirección General de Caza y Pesca 2 Consorcios de turismo 2 Consorcios de cuenca 2 Consejos comarcales 6 empresas de actividades recreativas 2 entidades de pescadores |
| Caudales ambientales y producción hidroeléctrica → | 6 empresas del sector hidroeléctrico - 3 científicos (hidromorfología) ICAEN 3 entidades ecologistas y/o de conservación |

Figura 170 /

Estas aulas de debate resultaron ser una magnífica herramienta de apoyo que cumplía múltiples objetivos como: a) difundir el proyecto, b) conocer las inquietudes del sector de discusión, c) generar complicidades, confianza y referencialidad, d) determinar retos compartidos, y e) generar propuestas y consenso.

10.3.1. Metodología

Se aborda, así, una metodología simple aunque muy efectiva, que se inicia con el establecimiento de a) entrevistas previas a determinados representantes del sector y b) encuentros digitales* con varios actores (a menudo con posturas opuestas) para conocer de primera mano los c) retos generales del sector, y establecer los puntos claves y las piedras angulares que permitieran d) organizar los retos en tres o cuatro grupos (legal, técnico, comunicativo...) donde e) debatir dichos retos en pequeños grupos de discusión y realizar propuestas, f) explicar los puntos y propuestas de la discusión de cada grupo y, por último, g) poner en marcha el debate final, para confeccionar un documento de consenso bajo la forma de decálogo final.

* Con la irrupción de la pandemia en 2020 todas las aulas de debate de llevaron a cabo a través de plataformas digitales. Un impedimento técnico, a

priori, pero que finalmente no afectó al óptimo desarrollo de las sesiones y debates.

10.3.2. Los decálogos finales por aulas

AULA 1 – Gestión forestal y agroganadera en espacios de ribera

DECÁLOGO de recomendaciones – 25 de mayo de 2021

1. El objetivo común es recuperar el buen estado ecológico del bosque de ribera para garantizar sus servicios ecosistémicos, en cumplimiento de la directiva de Hábitats y Aves y la Directiva Marco del Agua. Compatibilizar con otros objetivos, como los aprovechamientos madereros y uso público.
2. Impulsar planes técnicos conjuntos de las riberas entre pequeños propietarios. Podría

- ser una iniciativa conjunta entre la ACA, el CPF y el Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural de la Generalitat de Cataluña, con el fin de garantizar una coherencia en las actuaciones en los distintos tramos del río y facilitar la ejecución de múltiples tareas.
3. Utilizar el PTGMF como documento de consenso para gestionar las zonas de ribera. En fincas privadas de determinadas dimensiones, los planes de gestión permiten integrar las diferentes visiones sobre la planificación de las zonas de ribera y llegar a un acuerdo con la propiedad.
 4. Incentivar a la propiedad para que extienda el bosque de ribera. Lograr el equilibrio entre la gestión forestal productiva y la presencia de bosques de ribera ecológicamente funcionales y de mayor madurez y biodiversidad. Podrían aplicarse medidas fiscales e incentivos para la adopción de buenas prácticas o la promoción de acuerdos de custodia forestal o fluvial.
 5. Aprovechar los ecoesquemas de la nueva PAC para recuperar la vegetación de ribera en zonas de transición. Para acceder a estas ayudas, las intervenciones basadas en prácticas agrícolas deben ser beneficiosas para el clima y el medio ambiente.
 6. Identificar y recuperar tramos de bosque de ribera maduro y en buen estado de conservación para dejarlos a dinámica natural y llevar a cabo su seguimiento. Constituyen sistemas altamente funcionales, diversos y de referencia en los seguimientos científicos y la aplicación de medidas de gestión en tramos multifuncionales.
 7. Adquirir mayor conocimiento (mediante pruebas piloto) de las diversas medidas de gestión del bosque de ribera en relación con los riesgos (madera de deriva, inundabilidad) y los servicios ambientales que proporciona. Evaluar, también, las implicaciones de una buena gestión de la funcionalidad fluvial y de las comunidades vegetales en la reducción del riesgo de crecidas. Y valorar, además, la incorporación del conocimiento tradicional sobre cauces y riberas que poseen los gestores forestales y ganaderos fluviales para la recuperación de los bosques de ribera.
 8. Consensuar unas directrices de gestión de los bosques de ribera que sean transversales y de fácil aplicación. Las directrices deben estar relacionadas con la recuperación de la funcionalidad de los bosques de ribera y la biodiversidad, con la potenciación de la resiliencia de los sistemas riparios en escenario de cambio climático y, por consiguiente, con la regulación y minimización de los riesgos asociados a las crecidas. También deberían incluir instrucciones precisas sobre sus aprovechamientos. En el momento de compatibilizar usos siempre debe garantizarse la provisión del servicio ecosistémico de regulación hidrológica asociada a los bosques de ribera.
 9. La restauración del bosque de ribera pasa por incidir paralelamente en la recuperación de la funcionalidad fluvial y estudiar aspectos relacionados con el desequilibrio hidrosedimentario, la desconectividad y la simplificación fluvial y la relación río-acuífero. Se propone elaborar unas directrices de gestión para recuperar la funcionalidad fluvial (dinámica biofísica), la conectividad lateral (brazos secundarios del río) y los caudales.
 10. Naturalizar las plantaciones de ribera. Introducir elementos naturales propios de los bosques en las plantaciones para mejorar los servicios ecosistémicos y la biodiversidad. Facilitar modelos de gestión y buenas prácticas a los gestores de plantaciones colindantes con bosques de ribera para reforzar su papel de conector y de espacio de transición. Podría ser una medida complementaria que generara zonas tampón y contribuyera a ampliar las franjas de bosque de ribera.
- AULA 2 - Gobernanza de riberas en el ámbito municipal**
- DECÁLOGO de recomendaciones - 21 de enero de 2021**
11. Es necesario ordenar los usos urbanísticos en función de sus riesgos y valores ambientales. La tendencia debería ser que desaparecieran las preexistencias urbanísticas que afectan negativamente al río y se implantaran medidas preventivas y compensatorias para las edificaciones de las riberas fluviales. Los cursos fluviales deben considerarse como una

infraestructura verde estratégica.

12. Difundir las buenas prácticas existentes de retirada de infraestructuras obsoletas del espacio fluvial en tramos urbanos. Publicar directrices y criterios científicos y técnicos que demuestren que la retirada de estas infraestructuras, y en concreto las de hormigón, facilita la recuperación de la conectividad ecológica y de la dinámica natural del río y, al mismo tiempo, mejora la gestión del riesgo de inundación.
13. Promover la custodia fluvial como un instrumento privilegiado para conciliar la gestión urbana/agraria con la conservación de los cauces y riberas fluviales. Impulsar estos acuerdos con los propietarios de las fincas adyacentes a los ríos.
14. Promover una gestión más adaptativa de las dinámicas fluviales a escala municipal. La recuperación de las dinámicas fluviales puede ser la solución para reducir los riesgos de inundación, recuperando llanuras de inundación y antiguos brazos de ríos que ayuden a laminar las crecidas y a reducir el impacto sobre las infraestructuras. El estudio de las dinámicas hidromorfológicas y de los modelos de predicción puede ayudar a entender otras problemáticas, como la progresiva incisión de los cursos de agua y la desconexión de los niveles freáticos con las riberas fluviales.
15. Iniciar campañas que conciencien a la ciudadanía sobre la importancia de los espacios fluviales urbanos y los beneficios ambientales asociados a la conservación de sus valores naturales, y muy especialmente la recuperación del bosque de ribera. Emplear soportes innovadores y visuales para llegar a un público no especializado.
16. Abordar, desde el punto de vista legal y operativo, el tema de los huertos incontrolados en espacios de ribera. Es preciso que los municipios lideren acciones contundentes al respecto y que estas vayan acompañadas de un seguimiento desde el ámbito social, sobre todo cuando impliquen a personas vulnerables a las que hay que ofrecer alternativas en otros espacios más adecuados.
17. Vincular a la ciudadanía en el seguimiento de los proyectos que se lleven a cabo en espacios fluviales mediante iniciativas de ciencia ciudadana.
18. Mejorar el protocolo de comunicación entre la Agencia Catalana del Agua y los ayuntamientos cuando deban iniciarse actuaciones extraordinarias relacionadas con situaciones de emergencia, así como en actuaciones menores en el municipio.
19. Coproducir unos criterios generales de gestión, restauración y conservación de los espacios fluviales en el ámbito municipal que funcionen como directrices consensuadas con los ayuntamientos y se orienten a la naturalización del espacio fluvial urbano.
20. Formar a los equipos de jardinería municipal sobre plantas invasoras y posibles alternativas a su uso, así como sobre modelos de ajardinamiento más naturalizados para las riberas de los tramos urbanos del río, tratando de compatibilizar con otros usos que puedan tener.

AULA 3 - Custodia fluvial en el ámbito privado y público

DECÁLOGO de recomendaciones – 25 de septiembre de 2020

21. Buscar fórmulas alternativas de deslinde (como el dominio público estimado) para delimitar los espacios fluviales, mejorando en paralelo los mecanismos de compensación (compras de derechos de tala, compra de cultivos productivos o medidas fiscales) a la propiedad que posee terrenos junto a espacios fluviales.
22. Incorporar explícitamente los acuerdos de custodia en la revisión de los nuevos planes hidrológicos de gestión de cuenca y los programas de medidas asociados. La custodia fluvial debería ser un instrumento básico en la gestión del dominio público hidráulico (DPH) para todos los organismos gestores del agua y ambientes acuáticos.
23. Para facilitar la gestión, debe promoverse la declaración responsable en actuaciones que no impliquen cambios geomorfológicos

sustanciales en el cauce del río.

24. Habilitar algún instrumento ágil de colaboración entre la Agencia Catalana del Agua y la Confederación Hidrográfica del Ebro que permita a la ACA firmar convenios e incluir las cuencas intercomunitarias (la del Ebro y el Garona) en las líneas de ayudas relativas a custodia fluvial.
25. Articular, desde la Agencia Catalana del Agua, fórmulas de financiación de los acuerdos de custodia a medio y largo plazo (de cinco años como mínimo) para garantizar las acciones de mantenimiento y seguimiento.
26. Disponer de directrices técnicas claras a la hora de gestionar los espacios fluviales y toda su complejidad, combinando criterios de conservación y producción: la vegetación de ribera, la madera muerta y los sedimentos. Deben ser comprensibles tanto para el personal técnico de las entidades o los ayuntamientos que promueven las actuaciones como para el personal de las empresas ejecutoras.
27. Implicar a las entidades de custodia en el seguimiento y la supervisión de las actuaciones que se llevan a cabo en las riberas de conformidad con unas directrices técnicas consensuadas entre las administraciones, la propiedad y las entidades de custodia.
28. Estimular un plan de formación y divulgación dirigido a técnicos y entidades sobre la gestión de espacios fluviales. Debe incluir conceptos como los servicios ecosistémicos del bosque de ribera y herramientas para realizar un balance entre los riesgos ambientales vinculados a episodios de emergencia y los beneficios ambientales que aportan los espacios de ribera de calidad.
29. Impulsar programas de voluntariado para acercar la custodia fluvial a la sociedad, a fin de que se inviertan más recursos en el mantenimiento y la conservación de estos espacios y se refuerce el interés de la propiedad en su cuidado.
30. Abrir una vía jurídica para dotar de financiación a los convenios de custodia fluvial que gestionan las entidades de custodia sin ánimo de lucro.

AULA 4 – Actividades recreativas en bosques de ribera

DECÁLOGO de recomendaciones – 9 de abril de 2021

31. Aplicar coordinadamente la legislación sectorial vigente que confluye en las riberas y que ofrece muchas herramientas para regular las actividades que se practican en los espacios fluviales.
32. Contrastar la legislación existente relativa a los usos y al mantenimiento del buen estado ecológico de los espacios fluviales y las masas de agua. Compatibilizar, además, el derecho de acceso del público al espacio fluvial con las medidas de regulación admisibles para minimizar el impacto de las actividades recreativas en los espacios fluviales.
33. Destinar a la mejora del entorno fluvial las tasas y los ingresos obtenidos de los aparcamientos que facilitan el acceso al espacio fluvial, de las competiciones que se organizan en este entorno, de la organización de campeonatos de pesca o del acondicionamiento de zonas de baño, por ejemplo.
34. Incentivar a aquellas empresas y entidades que organizan actividades recreativas con impactos positivos en las riberas y el espacio fluvial siguiendo un código de buenas prácticas. Por ejemplo, parte de los ingresos obtenidos localmente podrían dedicarse a líneas de ayuda para aquellas empresas y entidades implicadas, o asignarles algún tipo de exención.
35. Impulsar un estudio en el conjunto del país (cuencas internas e intercomunitarias) y distintos estudios de caso sobre la capacidad de carga de las riberas, que tenga implicaciones en la gestión de la frecuentación de los espacios fluviales, la regulación y la planificación a escala de cuenca y a escala local (municipal). Asimismo, prever una gestión adaptativa del conocimiento generado por este estudio que tenga en cuenta la especificidad de cada tramo, la temporalización de las actividades recreativas y los periodos de actividad y fragilidad de la flora y la fauna.
36. Impulsar campañas de comunicación

específicas sobre los valores naturales de las riberas, para potenciar el conocimiento de estos entornos y la comprensión de las regulaciones administrativas y jurídicas establecidas para su conservación. Se requiere, a este fin, mucha pedagogía, dirigida especialmente a las personas usuarias que acuden por su cuenta a estos espacios.

37. Elaborar un documento de planificación de usos a escala de cuenca, donde la Administración defina compatibilidades de usos por tramos concretos, con medidas que favorezcan su convivencia, incluso en aquellos casos en los que el solapamiento sea imposible. Dicho documento debería prever la regulación de los usos preferentes en cada tramo, los accesos, los aparcamientos, los límites en la frecuentación del espacio, así como el establecimiento de posibles zonas de reserva restringidas. La regulación de los usos debería consensuarse con todos los actores implicados y debería ser revisable a lo largo del tiempo y de forma compartida por parte de la Administración y los ámbitos científico, económico y social.
38. Extender las experiencias de «cita previa/reserva» para desarrollar actividades recreativas en el ámbito fluvial. El objetivo es evitar la sobrefrecuentación de los espacios de ribera de acuerdo con un tope estimado establecido que minimice el impacto de la actividad en el medio.
39. Promover ordenanzas municipales y supramunicipales que regulen el acceso al espacio fluvial. Estas deben acompañarse de una amplia información a las personas usuarias para conseguir su máxima comprensión y colaboración.
40. Reactivar una nueva cultura de acceso al medio natural y rural. Sería equivalente al *Countryside Code* (Código de Acceso al Medio Rural) de Inglaterra, el cual consiste en que aquellos colectivos que utilizan el medio transmitan esta nueva manera de acercarse a los entornos fluviales a sus aficiones recreativas y a los usos más profesionales o agropecuarios ya existentes.

AULA 5 - Caudales ambientales y gestión de la vegetación en el entorno de las minicentrales

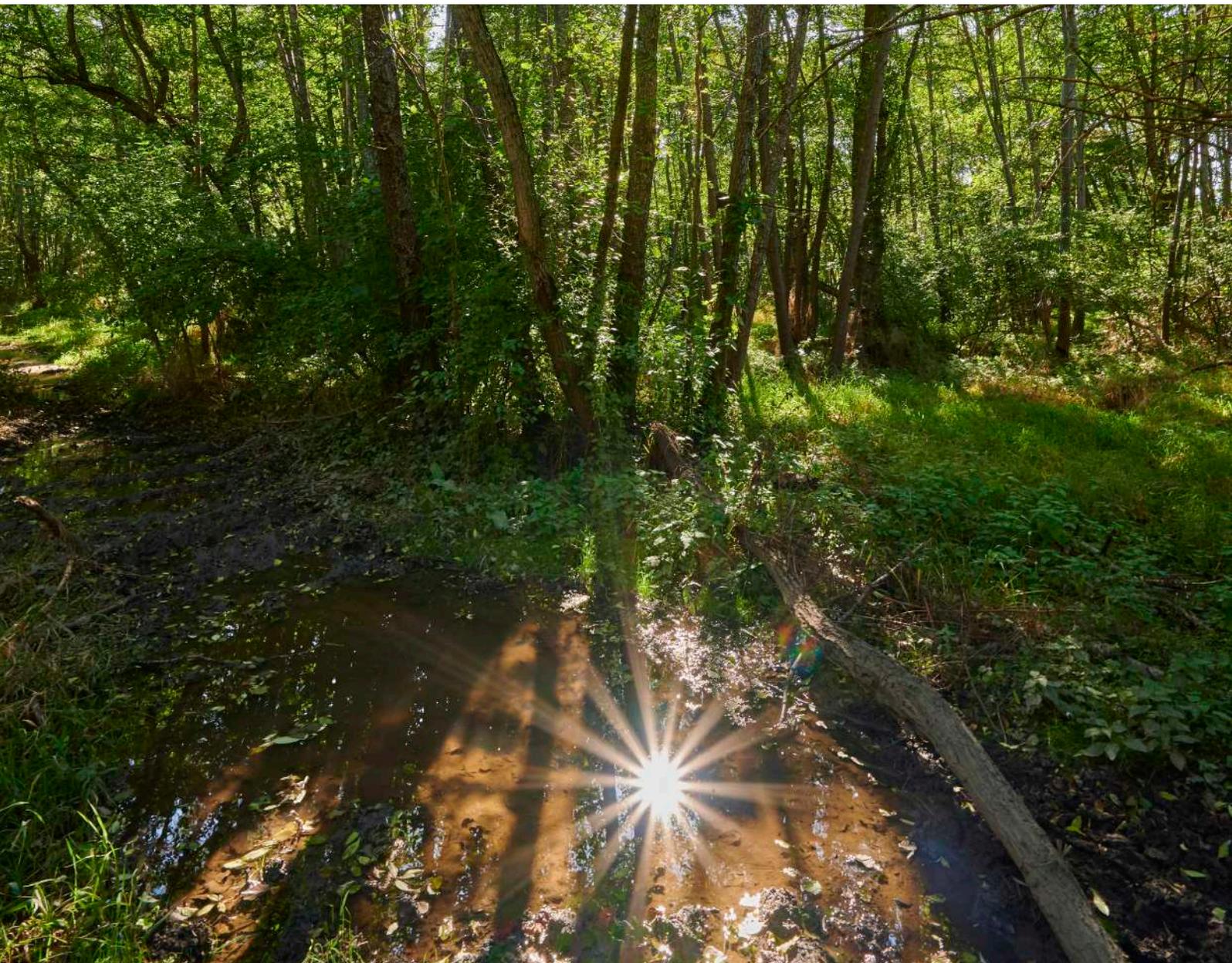
DECÁLOGO de recomendaciones - 25 de noviembre de 2020

41. Promover los consejos de cuenca como espacios potenciadores de trabajo colaborativo y de transferencia e intercambio de información sobre la gestión de los espacios fluviales entre todos los actores.
42. Incorporar los escenarios de cambio climático y de cambio global (que prevén una reducción significativa de los caudales circulantes) en la futura dinámica de los bosques de ribera.
43. Poner en marcha una plataforma en línea en la que poder consultar el grado de implantación y cumplimiento de los caudales ambientales, entendiendo que sería un instrumento que fortalecería la confianza entre las partes interesadas.
44. Instalar sensores y escalas limnimétricas en todas las derivaciones de aguas para obtener más datos de forma automática sobre los caudales circulantes y derivados.
45. Estudiar el impacto de los caudales ambientales en el mantenimiento del nivel freático, en la progresiva incisión de algunos ríos y en la desconexión de los espacios de ribera, y comprobar su efecto en la vegetación riparia.
46. Identificar y caracterizar de forma precisa los tramos de río influentes y efluentes en relación con el acuífero para comprender mejor su incidencia en los caudales de las aguas superficiales.
47. Promover la gestión activa de los sedimentos en las esclusas y en los grandes embalses para facilitar el transporte de sólidos (guijarros, grava, arena y lodo), entendiendo que el transporte de sedimentos en la cuenca es tan relevante para el mantenimiento de los espacios fluviales como los caudales ambientales.
48. Seleccionar unos tramos piloto para generar modelos sencillos, hidráulicos-hidrológicos a pequeña escala que permitan entender la dinámica ecológica del bosque de ribera

(regeneración, crecimiento, conservación y decaimiento).

49. Gestionar la vegetación de ribera y la madera muerta alrededor de las minicentrales hidroeléctricas, estableciendo zonas de bosque con diferentes tipologías de intervención para compatibilizar los diferentes usos y tratar de reducir al máximo los riesgos para las infraestructuras.
50. Actualizar las políticas públicas y la legislación a partir del nuevo conocimiento que se está generando relacionado con una visión más integrada de la dinámica fluvial. Deberá acompañarse con acciones de difusión y comunicación en un lenguaje llano que resulte accesible a toda la ciudadanía.

El formato de decálogo de las conclusiones acordadas en las aulas de debate permite sintetizar las aportaciones, muy diversas, y las líneas básicas de acuerdo. Previamente, el borrador elaborado por el equipo coordinador del LIFE ALNUS se remitió a los participantes para que pudieran proponer enmiendas. El decálogo final de cada aula ha sido difundido entre los distintos sectores implicados. En conjunto, estas conclusiones funcionan como un referente de los aspectos que más preocupan y de las soluciones aportadas desde la experiencia y la experiencia, para una mejor gobernanza de los espacios fluviales.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACA. 2006. *HIDRI. Protocol d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius*. Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Barcelona.
- ACA. 2016. *Pla de gestió del districte de conca fluvial*. Barcelona. Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Barcelona.
- ACA. 2019. *Document IMPRESS, estudi general de la Demarcació, anàlisi d'impactes i pressions de l'activitat humana, i anàlisi econòmica de l'ús de l'aigua a les masses d'aigua al Districte de conca fluvial de Catalunya*. Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Barcelona.
- ACA. 2021. Millora en la gestió dels cabals generadors. Proves pilot aigua avall dels embassaments e la Baells i Susqueda-Pasteral. Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Barcelona. <https://aca.gencat.cat/ca/laigua/proteccio-i-conservacio/cabals-de-manteniment/cabals-generadors-i-sediments/#bloc2>
- Adams, M. D., Law, B. S., French, K. O. 2009. Vegetation structure influences the vertical stratification of open- and edge-space aerial-foraging bats in harvested forests. *Forest Ecology and Management*, 258 (9): 2090-2100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.002>
- Alba-Tercedor, J., Sánchez-Montoya, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Allan, J. D., Castillo Uzcanga, M., Capps, K. 2021. Stream Ecology, Structure and Function of Running Waters. Springer. 484 pp. 10.1007/978-3-030-61286-3
- Ametztegui, A., Aunós, A., Serrano, L. 2009. El anillado como técnica de desvitalización de hayas en el Valle de Arán (Lleida). *5º Congreso Forestal Español. SECF, Junta de Castilla y León*. Ávila, 21-25 de septiembre de 2009.
- Ametztegui, A., Gil-Tena, A., Faus, J., Piqué, M., Brotons, Ll., Camprodon, J. 2018. Bird community response in mountain pine forests of the Pyrenees managed under a shelterwood system. *Forest Ecology and Management*, 407: 95-105. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.002>
- Andreu, J., Pino, J., Rodríguez-Labajos, B., Munné, A. 2011. *Avaluació de l'estat i el risc d'invasió per espècies exòtiques dels ecosistemes aquàtics de Catalunya*. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya, 97 pp.
- Anduiza, E. (ed.). 2009. *Internet, participació, mobilització: la implicació política de la ciutadania en un nou entorn comunicatiu*. Direcció General de Participació Ciutadana. Una reflexió sobre l'ús d'Internet en la participació. Direcció General de Participació Ciutadana. Barcelona.
- Arlettaz, R., Godat, S., Meyer, H. 2000. Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). *Biological Conservation*, 93(1): 55-60. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00112-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00112-3)
- Aronson, M. F. J., Sorte, F. A. L., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., Pyšek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P., Winter, M. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Atauri J. (ed.). 2020. Manual 14. *Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas*. EUROPARC-España. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. 148 pp.
- Bae, S., Müller, J., Lee, D., Vierling, K. T., Vogeler, J. C., Vierling, L. A., Hudak, A. T., Latifi, H., Thorn, S. 2018. Taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of bird assemblages are oppositely associated to productivity and heterogeneity in temperate forests. *Remote Sensing of Environment*, 215: 145-156. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.05.031>
- Bakaloudis, D. E., Vlachos, C. G., Papakosta, M. A., Bontzorlos, V. A., Chatzinikos, E. N. 2012. Diet composition and feeding strategies of the stone marten (*Martes foina*) in a typical Mediterranean ecosystem. *Sci. World J.* 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/163920>
- Ball, I. R., Possingham, H. P., Watts, M. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. In: Molainen A., Wilson K., Possingham H. (ed.). *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, pp. 185-195.
- Ballesteros, E. 1981: Dues noves comunitats forestals al Massís de Cadiretes (la Selva). *Folia Botanica Barcinonensia*, 2: 9-13.

- Balmori, A., Santos, I., Carbonell, R. 2015. El visón americano *Neovison vison* (Schreber 1777) en España: posibles causas de su expansión e interacción con otros mamíferos semiaquáticos. *Ecosistemas*, 24: 4-11. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-1.02
- Barbour, M. T., Gerritsen, B. D., Snyder, B. D., Stribling, J. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Office of Water, Washington, D.C. U.S Environmental Protection Agency, EPA 841-B-99-002.
- Barratt, E. M., Deaville, R., Burland, T. M., Bruford, M. W., Jones, G., Racey, P. A., Wayne, R. K. 1997. DNA answers the call of pipistrelle bat species. *Nature*, 387(2): 830-832. <https://doi.org/10.1111/mms.12203>
- Batisteli, A. F., Tanaka, M. O., Souza, A. L. 2018. Bird Functional Traits Respond to Forest Structure in Riparian Areas Undergoing Active Restoration. *Diversity*, 10: 90. <https://doi.org/10.3390/d10030090>
- Baxter, C. V., Fausch, K. D., Saunders, W. C. 2005. Tangled webs: Reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biol.*, 50, 201-220. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x>
- Beardsley, M., Boyd, K. 2019. Breaking up with Lane - Rethinking equilibrium and stability in stream restoration. *River Restoration Northwest Conference* 2019.
- Beltrán, M., Cano, F., Garitacelaya, J., Piqué, M. 2020. *Manual de gestió naturalística dels boscos de coníferes del Pirineu*. CTFC, Solsona. 112 pp.
- Bennett A. C., McDowell N. G., Allen C. D., Anderson-Teixeira K. J. 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature Plants*, 15139. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.139>
- Berastegi, A., Urrea F., Pascual, R., García, G., Cadiach, O., Campion, D., Telletxea, G., Jaso, C. 2015. The silent disappearance of Iberia's fluvial wetlands: Prognosis of the development of the lower reaches of the rivers Aragón and Arga, and the challenges of the conservation. In book: *Proceedings of the Final Seminar of the Life + Mink Territory Project. Life09 nat/es/531* Publishers: The European Project Life Mink Territory (LIFE09/NAT/ES/531) & Government of Navarre.
- Bertrams, Ll. 2019. *Habitat evaluation from bird community requirements and landscape matrix of Mediterranean riparian forests*. Treball final del màster en Ecologia terrestre i gestió de la biodiversitat. Universitat Autònoma de Barcelona. www.alnus.eu
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London. 257 pp.
- Bolòs O. de, Vigo, J. 1984-2001. *Flora dels Països Catalans*. Vols. I-IV. Ed. Barcino. Barcelona.
- Bonesi, L., Palazon, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biol. Conserv.*, 134: 470-483. <https://doi.org/10.1016/j.BIOCON.2006.09.006>
- Brotons, L., Pou, N., Herrando, S., Bota, G., Villero, D., Garrabou, J., Ordóñez, J. L., Anton, M., Gual, G., Recoder, L., Alcaraz, J., Pla, M., Sainz de la Maza, P., Pont, S., Pino, J. 2020. *Estat de la Natura a Catalunya 2020*. Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya. Barcelona. 56 pp.
- Brown, A. G., Lespez, L., Sear, D. A., Macaire, J. J., Houben, P., Klimek, K., Brazier, R. E., Van Oost, K., Pears, B. 2018. Natural vs anthropogenic streams in Europe: history, ecology and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystem services. *Earth Sci. Rev.*: 180, 185-205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.02.001>
- Calbó, J 2009. Projeccions globals: el 4t informe del Grup Intergovernamental d'Experts sobre el canvi climàtic. In: *Aigua i canvi climàtic. Diagnosi dels impactes previstos a Catalunya*. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.
- Calbó, J., Gonçalves, M., Barrera, A., García-Serrano, J., Doblas-Reyes, F., Guemas, V., Cunillera, J., Altava, V. 2017. *Projeccions climàtiques i escenaris de futur*. In: *El canvi climàtic a Catalunya*. Institut d'Estudis Catalans i Generalitat de Catalunya.
- Calleja, J. A., 2009. 91E0 Bosques aluviales arbóreos y arborescentes de cursos generalmente altos y medios, dominados o codominados por alisos (*Alnus glutinosa*), fresnos de montaña (*Fraxinus excelsior*), abedules (*Betula alba* o *B. pendula*), avellanos (*Corylus avellana*) o álamos negros (*Populus nigra*) (*). En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 88 pp.
- Camprodon, J. 2013. *Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans*. CTFC & Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya. 223 pp.
- Camprodon, J. 2008. Elementos biológicos a tener en cuenta en la planificación forestal a escala de rodal y de paisaje. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 27: 79-86.

- Camprodon, J., Brotons, L.L. 2006. Effects of undergrowth clearing on bird communities of Northwestern Mediterranean coppice Holm oak forests. *Forest Ecology and Management*, 221: 72-82. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.044>
- Camprodon, J., Campi3n, D., Mart3nez-Vidal, R., Onrubia, A., Robles, H., Romero, J. L., Senosiain, A. 2007. Estatus, selecci3n del h3bitat y conservaci3n de los p3cidos ib3ricos. In Camprodon J. & Plana E. (eds.) 2007. *Conservaci3n de la biodiversidad, fauna vertebrada y gesti3n forestal*. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona. Pp. 391-434.
- Camprodon, J., Ferreira. M. T., Ordeix, M. (eds.). 2012. *Restauraci3n y gesti3n ecol3gica fluvial*. Centre Tecnol3gic Forestal de Catalunya & ISA Press. Solsona - Lisboa. 388 pp.
- Camps, D., Alldredge, J. R. 2013. Multi-scale habitat use and selection of common genet *Genetta geneta* (Viverridae, Carnivora) in a Mediterranean environment. *Mammalia*, 77: 285-295. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2012-0023>
- Cantonati, M., Fensham, R. J., Stevens, L. E., Gerecke, R., Glazier, D. S., Goldscheider, N., Knight, R. L., Richardson, J. S., Springer, A. E., T3ckner, K. 2020. An urgent plea for global spring protection. *Conserv. Biol.*, 35, 378-382. DOI: 10.1111/cobi.13576
- Carreras, J., Ferr3, A., Vigo, J. 2015. *Manual dels h3bitats de Catalunya: cat3leg dels h3bitats naturals reconeguts en el territori catal3 d'acord amb els criteris establerts pel CORINE biotopes manual de la Uni3 Europea*. Ed. rev. Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya.
- Carvalho, F., Mira, A. 2010. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. *Eur. J. Wildl. Res.* 57: 157-174. <https://doi.org/10.1007/S10344-010-0410-0>
- CEC (Commision of the European Communities). 1991. *CORINE biotopes manual. Data specifications, part 2: Habitats of the European Community*. EUR 12587/3. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- CEC (Commision of the European Communities). 2022. *Habitats Directive reporting: the State of Nature in the EU - Article 17 reporting*. [<https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>]
- CEE 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Available from: <https://www.ecolex.org/details/legislation/directive-200060ec-of-the-european-parliament-and-of-the-council-establishing-a-framework-for-community-action-in-the-field-of-water-policy-lex-fao023005/> (July 31, 2017).
- Champneys, A. 2012. *Factors Affecting Distribution and Habitat Selection of Water Shrews* *Neomys fodiens*. Nottingham Trent University. 24 pp.
- Charbonnier, Y. M., Barbaro, L., Barnagaud, J. Y., Ampoorter, E., Nezan, J., Verheyen, K., Jactel, H. 2016. Bat and bird diversity along independent gradients of latitude and tree composition in European forests. *Oecologia*, 182 (2): 529-537. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3671-9>
- Cid, N., Er3s T., Heino, J., Singer, G., J3hning, S. C., Ca3edo-Argüelles, M., Bonada, N., Sarremejane, R., Mykr3, H., Sandin, L., Paloniemi, R., Varumo, L., Datry, T. 2022. From meta-system theory to the sustainable management of rivers in the Anthropocene. *Ecol Environ.*, 20(1): 49-57. doi: 10.1002/fee.2417
- Claessens, H., Oosterbaan, A., Savill, P., Rondeux, J. 2010. A review of the characteristics of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry*, 83(2): 163-175. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp038>
- Coello J, Guitart L, Cervera T, Rovira J, Piqu3 M. 2021. *Pol3tiques locals, canvi clim3tic i gesti3 forestal en boscos periurbans: una integraci3 necess3ria*. CTFC, Solsona. 56 pp.
- Coello J, Piqu3 M, Beltr3n M, Coll L, Palero N, Guitart L. 2022. *Gesti3 adaptativa i natural3stica en boscos mixtos mediterranis subhumits: alzinars, castanyedes, rouredes i pinedes*. CTFC, Solsona & CPF, Santa Perp3tua de Mogoda. 104 pp.
- CREAM. 2009. *Mapa de Cobertes del S3l de Catalunya*. Direcci3 General de Pol3tiques Ambientals Departament de Territori i Sostenibilitat/CREAF.
- CTFC. 2020. *Resultats dels informes de seguiment de l'aplicaci3 de la Directiva Habitats a Catalunya*. Departament d'Acci3 Clim3tica, Alimentaci3 i Agenda Rural, Generalitat de Catalunya.
- Cuthbert, M.O., Ashley, G.M. 2014. A Spring Forward for Hominin Evolution in East Africa. *PLoS ONE*, 9(9). e107358. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107358>
- D3nescu A., U. Kohnle J. Bauhus J. Sohn, J., Albrecht A. T. 2018. Stability of tree increment in relation to episodic drought in uneven-structured, mixed stands in southwestern Germany. *Forest Ecology and Management*, 415-416: 148-159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.030>

- Davidson, N. C., Finlayson, C. M. 2018. Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Mar. Freshw. Res.*, 69: 1525-1533. <https://doi.org/10.1071/MF17377>
- Deventer, van J., Platts, W. 1989. *Microcomputer software system for generating population statistics from electrofishing data: user's guide for MicroFish 3.0*. General Technical Report INT. 31 pp.
- Diputació de Girona. 2017. *Protocols de gestió de la flora exòtica invasora 1. Control Químic de l'ailant (Ailanthus altissima)*. Diputació de Girona, Girona. 45 pp.
- Downs, P. W., Gregory, K. J. 2004. *River channel management : towards sustainable catchment hydrosystems*. Eds. Hodder Arnold. 395 pp.
- Drénou, C., Bouvier, M., Lemaire, J. 2011. El método de diagnóstico Archi-aplicación en robles (*Quercus robur* L.) en proceso de decaimiento. *Forêt&entreprise*, 200: 1012.
- DTS (Departament de Territori i Sostenibilitat). 2012. *Cartografia dels Hàbitats de Catalunya (versió 2). Manual d'interpretació*. Generalitat de Catalunya, Barcelona. 359 pp.
- Duarte, M., C., Moreira, I. 2009. *Flora aquàtica e ribeirinha*. ARH Algarve. Faro. 96 pp.
- Dudgeon, D., Arthington, A., Gessner, M., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. 2006. Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81: 163-82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Duguid, M. C., Morrell, H. E., Goodale, E., Ashton, M. S. 2016. Changes in breeding bird abundance and species composition over a 20 year chronosequence following shelterwood harvests in oak-hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 376: 221-230. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.010>
- Elosegui, A., Sabater, S. (eds.). 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Bilbao. 444 pp.
- Erős, T., Kuehne, L., Dolezsai, A., Sommerwerk, N., Wolter, C. 2019. A systematic review of assessment and conservation management in large floodplain rivers – actions postponed. *Ecol. Indic.*, 98: 453-461. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.026>
- EUR-Lex. 2001. *Libro blanco: La gobernanza europea*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3AI10109>
- Europarc-España. 2020. *Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. 141 pp.
- European Commission. 2003. *CEN - EN 14011 - Water quality - Sampling of fish with electricity | Engineering360*. European Committee for Standardization: 20. Available from: <http://standards.globalspec.com/std/282064/cen-en-14011> (July 31, 2017).
- European Commission 2022. *Habitats Directive reporting: the State of Nature in the EU – Article 17 reporting*. <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>
- EXOCAT. 2020. *Sistema d'Informació d'Espècies Exòtiques de Catalunya (EXOCAT)*. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals i Departament de Territori i Sostenibilitat.
- Fernández, D., Montori, A., Pérez Sorribes, L. & Carranza, S. 2020. *Bioseguretat: protocols sanitaris per a les activitats que impliquin la interacció directa o indirecta amb les poblacions d'amfibis al medi natural*. Diputació de Barcelona, Xarxa de Parcs Naturals. 15 pp.
- Fischer, C., Ferrari, N., Weber, J.M. 2005. Exploitation of food resources by badgers (*Meles meles*) in the Swiss Jura Mountains. *J. Zool.*, 266: 121-131. <https://doi.org/10.1017/S0952836905006576>
- Flaquer, C., Torre, I., Arrizabalaga, A. 2007. Selección de refugios, gestión forestal y conservación de los quirópteros forestales. In Camprodon J. & Plana E. (eds.) 2007. *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona. Pp. 470-488.
- Folch, R. 1981. *La vegetació dels Països Catalans*. Ed. Ketres, Barcelona. 541 pp.
- Font, J., Casas, C. 2020. *Diagnosi del poblament vegetal de les àrees d'actuació del projecte LIFE ALNUS*. Centre Tecnològic BETA, Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya. www.alnus.eu
- Font, X. 2017. Mòdul de 'Flora i Vegetació'. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya. Generalitat de Catalunya y Universitat de Barcelona. <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. C., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Fangyuan Hua, J. L., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., Dixon, K. W. 2019. Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica. Segunda edición. SER. Society for Ecological Restoration. 113 pp.

- García Burgos, E., Bardina, M.; Munné, A., Solà, C. 2020. Aproximación multifocal para la recuperación hidromorfológica de la cuenca del río Gaià. *RestauraRios* 2020.03: 10p. <https://doi.org/10.51443/RestauraRios.2020.03>
- García, G., Manzano, S., Sanz, G., Butillé, M., Pedrocchi, C. 2011. Restauración ecológica del entorno fluvial del monasterio cisterciense de Santes Creus (río Gaià): la recuperación morfo-funcional de meandros confinados bajo el principio de mínima intervención. *Actas del I Congreso Ibérico de Restauración Fluvial (RestauraRios)*: 163-171. 18-20 de Octubre de 2011. León.
- García-Díaz, P., Arévalo, V., Vicente, R., Lizana, M. 2013. The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *Eur. J. Wildl. Res.*, 59: 823-831. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0736-5>
- Giller, P. S., Malmqvist, B. 1998. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, Oxford. 287 pp.
- Glass, W. 2011. *Vegetation Management Guideline. White poplar (Populus alba L)*. Illinois Natural History Survey, Prairie Research Institute, University of Illinois.
- Gobierno de España. 2016. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, además de las especies que se incorporaron por la sentencia del Tribunal Supremo 637/2016.
- Godé, L. (ed.). 2008. *La gestió i recuperació de la vegetació de ribera. Guia tècnica per actuacions en riberes*. Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Barcelona. 180 pp.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D. 2007. *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 318 pp.
- Gounand, I., Harvey, E., Little, C., Altermatt, F. I. 2017. Meta-Ecosystems 2.0: Rooting the Theory into the Field. *Trends in Ecology & Evolution*, 33. 10.1016/j.tree.2017.10.006
- Graf, W. L. 1988. *Fluvial Processes in Dryland Rivers*. Springer-Verlag, Berlin. 346 pp.
- Gregory, S. V., Boyer, K. L., Gurnell, A. M (eds.). 2003. *The ecology and management of wood in world rivers*. Bethesda: American Fisheries Society.
- Gregory, S. V., Swanson ,F. J., McKee, W. A., Cummins, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41: 540-551. <https://doi.org/10.2307/1311607>
- Gross, A., Holdenrieder, O., Pautasso, M., Queloz, V., Sieber, T. N. 2014. *Hymenoscyphus pseudoalbidus*, the causal agent of European ash dieback. *Molecular Plant Pathology*, 5: 5-21. <https://doi.org/10.1111/mpp.12073>
- Guardis, P. 2020. Protocol de desplaçament de fusta morta en espais fluvials en conques mediterrànies. LIFE ALNUS. www.alnus.eu
- Guixé, D., Camprodon, J. (eds.). 2018. *Manual de conservació y seguimiento de los quirópteros forestales*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 274 pp.
- Gustafsson L., Bauhus J., Asbeck T., Augustynczik. A. L.D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I. 2019. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio*, 49: 85-97. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1>
- Gutiérrez, C., Salvat, A. 2006. Índex de Vegetació Fluvial. In: *ACA (2006). HIDRI. Protocol d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius*. Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya. 95 pp.
- Harris, R. W., Clark, J. R., Matheny, N. P. 2004. *Arboriculture: Integrated management of landscape trees, shrubs and vines*. 4th Ed. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. 578 pp.
- Harvey, E., Gounand, I., Ganesanandamoorthy, P., Altermatt, F. 2016. Spatially cascading effect of perturbations in experimental meta-ecosystems. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, 283: 20161496. doi: 10.1098/rspb.2016.1496
- Hauer, F. R., Lamberti, G. A. 2007. *Methods in Stream Ecology*. Elsevier. 855 pp.
- Havrdová, A., Douda, J., Doudová, J. 2022. Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of The Total Environment*, 854. 158743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158743>
- Heikkinen, R. K., Luoto, M., Virkkala, R., Rainio, K. 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology*, 41: 824-835. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00938x>

- Hermoso, V., Cattarino, L., Kennard, M. J., Watts, M., Linke, S. 2015. Catchment zoning for freshwater conservation: refining plans to enhance action on the ground. *Journal of Applied Ecology*, 52: 940-949 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12454>
- Hitt, N. P., Bonneau, L. K., Jayachandran, K. V., Marchetti, M. P. 2015. Freshwater Ecosystems and Biodiversity. *Lessons in Conservation*, 5: 5-16. Stable URL: ncep.amnh.org/linc/
- Hornung, M., Reynolds, B. 1995. The effects of natural and anthropogenic environmental changes on ecosystem processes at the catchment scale. *Trends Ecol Evol. Nov*, 10(11): 443-9. doi: 10.1016/s0169-5347(00)89177-6. PMID: 21237099.
- Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 19, 1-35 15.
- ICGC (Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya), 2019. Descàrregues [WWW Document]. Institut Cartogràfic i Geològic Catalunya. URL <http://www.icc.cat/appdownloads/> (accedit 6.20.19).
- Jacquet, C., Carraro, L., Altermatt, F. 2022. Meta-ecosystem dynamics drive the spatial distribution of functional groups in river networks. *Oikos*, 2022. <https://doi.org/10.1111/oik.09372>
- Jung, K., Kaiser, S., Böhm, S., Nieschulze, J., Kalko, E. K. V. 2012. Moving in three dimensions: Effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology*, 49(2): 523-531. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02116.x>
- Junk, W. J. Bayley, P. B., Sparks, R. E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. *Special Publication of the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Khan, S. M., Page, S., Ahmad, H., Shaheen, H., Harper, D. 2012. Vegetation Dynamics in the Western Himalayas, Diversity Indices and Climate Change. *Science Technology & Development (PCST Journal)* 31, 232-243.
- Kilroy, B., Windell, K. 1999. Tree Girdling Tools. In: *Small Area Forestry Equipment*. Missoula: United States Dept. of Agriculture-Forestry Service. 38 pp.
- Klimo, E., Hager, H. 2001. The floodplain forests in Europe: Current situations and perspectives. *European Forest Institute Research Report* 10. Brill, Leiden, the Netherlands. 249 pp.
- Kociolek, A. V., Clevenger, A.P., Clair, C.C., Proppe, D.S. 2011. Effects of Road Networks on Bird Populations. *Conserv. Biol.*, 25: 241-249. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01635.x>
- Kohn, A. J., Pielou, E. C. 1977. Ecological diversity. *Limnology and Oceanography*, New York. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.1.0174b>
- Kondolf, G. M. 1997. Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, 21, 533-551.
- Kondolf, G. M., Smeltzer, M., Kimball, L. 2002. *White paper: freshwater gravel mining and dredging issues*. Washington Dpts.of Fish and Wildlife, Ecology and Transportation. 122 pp.
- Krauze-Gryz, D., Gryz, J., Goszczyński, J. 2012. Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: An assessment based on two methods. *J. Zool.*, 288: 260-266. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2012.00950.x>
- Lara, F., Garillete, R., Calleja, J. A. 2004. *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. Serie Monografías. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas del CEDEX, Madrid. 536 pp.
- Latham, J., Collen, B., McRae, L., Loh J. 2008. *The living planet index for migratory species: an index of change in population abundance*. Final Report for the Convention on the Conservation of Migratory Species, London.
- Le Roux, D. S., Ikin, K., Lindenmayer, D. B., Manning, A. D., Gibbons, P. 2015. Single large or several small? Applying biogeographic principles to tree-level conservation and biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 191: 558-566. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.011>
- Leal, V., Costa, T., Silva, A., 2017. A Forest Growth Dynamic Indicator. *Journal of Environmental Science and Engineering*, A (6): 68-84. <https://doi.org/10.17265/2162-5298/2017.02.003>
- Lewis, J. C. 1998. Creating snags and wildlife trees in commercial forest landscapes. *Ojectives. West. J. Appl. For.*, 13(3): 97-101. <https://doi.org/10.1093/wjaf/13.3.97>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) Species Survival Commission (SSC) World Conservation Union (IUCN), 12 pp.
- Lutz J. A., Furniss T. J., Johnson D. J., Davies S J. et al. 2018. Global importance of large-diameter trees. *Global Ecol. Biogeogr.*, 27: 849-864. <https://doi.org/10.1111/geb.12747>

- Maes, J. 2010. *Freshwater biodiversity Status, trends, pressures and challenges*. European Commission and Institute for Environment and Sustainability.
- Mag, Z., Ódor, P. 2015. The effect of stand-level habitat characteristics on breeding bird assemblages in Hungarian temperate mixed forests. *Community Ecology*, 16: 156–166. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.2.3>
- Magnér, J. 2017. *Girdling as a method to create dead wood and favour development of old oaks (Quercus spp.)*. Department of Biological and Environmental Sciences. Univesrity of Gothenburg.
- MAGRAMA 2013. *Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables*. (ML-Rv-I-2013). A. y M. A. Ministerio de Agricultura, S. G. Técnica & C. de Publicaciones (eds.). 23 pp.
- Malavoi, J. R., Bravard, J. P., Piégay, H., Héroin, E., Ramez, P. 1998. *Détermination de l'espace de liberté des cours d'eau*. Guide Technique n°2, Bassin Rhône Méditerranée Corse, DIREN Rhône-Alpes, 40 pp.
- Mao, L., Bertoldi, W., Comiti, F., Gurnell, A., Osei, N., McLelland, S., Murphy, B., Ravazzolo, D., Tal, M., Thomas, R., Welber, M., Zanella, S. 2014. The morphodynamic impact of vegetation and large wood on fluvial systems. Proceedings of the HYDRALAB IV Joint User Meeting, Lisbon, July 2014.
- Marczak, L., Thompson, R., Richardson, J. 2007. Meta-analysis: Trophic level, habitat, and productivity shape the food web effects of resource subsidies. *Ecology*, 88: 140-8. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[140:MTLHAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[140:MTLHAP]2.0.CO;2)
- Marleau, J. N., Peller, T., Guichard, F., Gonzalez, A. 2020. Converting ecological currencies: Energy, material, and information flows. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(12): 1068-1077. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.07.014>
- Mate, I., Barrull, J., Salicrú, M., Ruiz-Olmo, J., Gosàlbez, J. 2013. Habitat selection by Southern wàter vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriol. (Warsz)*, 58: 25–37. <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0090-0>
- MCPFE. 1993. *General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe. Second Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe*. 16-17 June 1993, Helsinki. 5 pp.
- Merceron, N. R., Lamarque, L. J., Delzon, S., Porté, A. J. 2016. Killing it softly: girdling as an efficient eco-friendly method to locally remove invasive *Acer negundo*. *Ecological Restoration*, 34 (4): 297–305. doi: 10.3368/er.34.4.297
- Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. 2010. *Restauración de ríos. Bases de la estrategia nacional de restauración de ríos*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Gobierno de España. Madrid. 27 pp.
- Ministerio para la Transición Ecológica. 2019. *Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos*. Ministerio para la Transición Ecológica. Gobierno de España Madrid. 110 pp.
- Minor, E., Urban, D. 2010. Forest bird communities across a gradient of urban development. *Urban Ecosystems*, 13: 51–71. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0103-1>
- MN Consultores en Ciencias de la Conservación. 2019. Diagnosis studies of 'Alnus glutinosa' alluvial forests at regional scale and catchment scale [A1 Actions]. LIFE ALNUS: Restoration, conservation and governance of the Alnus alluvial forest in the Mediterranean region [Life16 nat/es/000768].
- MN Consultores en Ciencias de la Conservación. 2020. River basins habitat conservation plans of 'Alnus glutinosa' alluvial forests [A3 Actions]. LIFE ALNUS: Restoration, conservation and governance of the Alnus alluvial forest in the Mediterranean region [Life16 nat/es/000768].
- MN Consultores en Ciencias de la Conservación. 2022. Trabajos de base para la coordinación entre las políticas de biodiversidad y del agua en el Plan de Gestión del Distrito Fluvial de Cataluña 2022-2027 (3er Ciclo de Planificación Hidrológica). Agencia Catalana del Agua, Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- MN Consultores, Aqualogy. 2012. Estudi de base i redacció del Pla de l'espai fluvial de la conca del riu Gaià (PEF Gaià). In: Planificació de l'espai fluvial del riu Gaià. Programa PEFCAT (Planificació dels espais fluvials de Catalunya). Agencia Catalana del Agua. Generalitat de Catalunya.
- Molina-Vacas, G., Bonet-Arbolí, V., Rafart-Plaza, E., Rodríguez-Teijeiro, J. D. 2009. Spatial ecology of european badgers (*Meles meles*) in Mediterranean habitats of the north-eastern Iberian peninsula. I: home range size, spatial distribution and social organization. *Vie Milieu*, 59: 223–232.
- Moore, G. M. 2011. Culturally Significant Trees: Treenet Case Study. In: Lawry D, Merrett, B. (eds.). *Proceedings of the Twelfth National Street Tree Symposium*. University of Adelaide/Waite Arboretum, Adelaide. Pp. 117–119.
- Moore, G. M. 2013. Ring-barking and girdling: how much vascular connection do you need between roots

- and crown? *Proceedings of the 14th National Street Tree Symposium* 2013: 87-96.
- Moore, K. 2008. *Eradicating Eucalyptus, Acacia, and other invasive trees*. Wildland Restoration Team. http://www.wildwork.org/webdocs/Eradicating_Eucalyptus.pdf
 - Moorman, C., Russell, K., Sabin, G., Guynn, D. 1999. Snag Dynamics and cavity occurrence in the South Carolina Piedmont. *For. Ecol. Manage.*, 118: 37-48. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00482-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00482-4)
 - Mori, E., Menchetti, M., Camporesi, A., Cavigioli, L., Tabarelli de Fatis, K., Girardello, M. 2019. License to Kill? Domestic Cats Affect a Wide Range of Native Fauna in a Highly Biodiverse Mediterranean Country. *Front. Ecol. Evol.*, 7. <https://doi.org/10.3389/FEVO.2019.00477>
 - Mori, P., Pelleri F. (eds.). 2014. *Silviculture for sporadic tree species. Extended summary of the technical manual for tree-oriented silviculture proposed by the LIFE+ project and PProSpoT*. Compagnia delle Foreste, Arezzo. Online English version: <http://www.pprospot.it/english-products.htm>
 - Munné, A., Prat, N., Solà, 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: 147-163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
 - Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Feb 24; 403(6772): 853-8. doi: 10.1038/35002501. PMID: 10706275
 - Naiman, R. J., DéCamps, H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
 - Naiman, R. J., DéCamps H, McClaim, M. E. 2005. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. New York: Wiley. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-663315-3.X5000-X>
 - Nicholls, B. A., Racey, P. 2006. Habitat selection as a mechanism of resource partitioning in two cryptic bat species *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus*. *Ecography*, 29(5): 697-708. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04575.x>
 - Ober, H. K., Hayes, J. P. 2008. Influence of Vegetation on Bat Use of Riparian Areas at Multiple Spatial Scales. *Journal of Wildlife Management*, 72 (2): 396-404. <https://doi.org/10.2193/2007-193>
 - Observatori del Paisatge. 2010. *Paisatge i participació ciutadana. L'experiència dels Catàlegs del Paisatge a Catalunya*. Olot.
 - Ollero, A. 2007. *Territorio fluvial. Diagnóstico y propuesta para la gestión ambiental y de riesgos en el Ebro y los cursos bajos de sus afluentes*. Bakeaz y Fundación Nueva Cultura del Agua, Bilbao. 255 pp.
 - Ollero, A., Ballarín, D., Díaz Bea, E., Mora, D., Sánchez Fabre, M., Acín, V., Echeverría, M.T., Granado, D., Ibisate, A., Sánchez Gil, L., Sánchez Gil, N. 2007. Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia*, 52: 113-141.
 - Ollero, A., Ballarín, D., Díaz, E., Mora, D., Sánchez, M., Acín, V., Echeverría, T., Granado, D., González, A., Sanchez Gil, L., Sanchez Gil, N., 2008. IHG: Un índice para la valoración de sistemas fluviales. *Limnetica*, 27, 171-188. doi.org/10.23818/limn.27.14
 - Opperman, J. J., Meleason, M., Francis, R. A., Davies-Colley, R. 2008. "Livewood": Geomorphic and Ecological Functions of Living Trees in River Channels. *Bioscience*, 58 (11): 1069-1078. <https://doi.org/10.1641/B581110>
 - Oró, F. 2020. Efecte de l'estructura del bosc de ribera i la matriu paisatgística adjacent en les comunitats de ratpenats al nord est de Catalunya. Treball final de grau en Biologia. Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya. www.alnus.eu
 - Pacheco, J. 2010. *Guies breus de participació ciutadana, 1 Guia de disseny d'espais deliberatius per a la participació ciutadana*. Generalitat de Catalunya Departament d'Interior Relacions Institucionals i Participació Direcció General de Participació Ciutadana. Barcelona. 24 pp.
 - Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L. Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jaimez-Cuellar, P., Moya, G., Prat, N., Robles, S., Suarez, M. L, Toro, M., Vidal-Abarca, M. R. 2002. El habitat de los rios mediterraneos. Diseño de un indice de diversidad de habitat. *Limnetica*, 21 (3-4): 115-133.
 - Parés, M. (ed.). *Participación y Calidad Democrática*. 2009. Editorial Ariel. Barcelona: 2009.
 - Pascual, R., Nebra, A., Gomà, J., Pedrocchi, C., Cadiach, O., García, G., Solé, J. 2020. First data on the biological richness of Mediterranean springs. *Limnetica*, 39, 121-139. <https://doi.org/10.23818/limn.39.09>
 - Pauwels, J., Le Viol, I., Azam, C., Valet, N., Julien, J. F., Bas, Y., Kerbirou, C. 2019. Accounting for artificial light impact on bat activity for a biodiversity-friendly urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 183: 12-25. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.030>

- Poff, N. L. 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16 (2): 391–409.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., Stromberg, J. C. 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11): 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>
- Pons, X. 2004. *MiraMon. Sistema d'Informació Geogràfica i software de Teledetecció*. CREA. Bellaterra.
- Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Solà, C., Bonada, N. 2000a. *ECOSTRIMED. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. Estudis de la qualitat ecològica dels rius*. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona. 44 pp.
- Prat, N., Rieradevall, M., Solà, C., Bonada, N. 2000b. *ECOSTRIMED. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis*. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona. 44 pp.
- Priestley, S. 2004. *The effects of Girdling and Ringbarking on Young Trees: a Preliminary Study*. Industry Project Report, University of Melbourne, Burnley Campus.
- Prodon, R., Lebreton, J. D. 1981. Breeding Avifauna of a Mediterranean Succession: The Holm oak and Cork Oak Series in the Eastern Pyrenees, 1. Analysis and Modelling of the Structure Gradient. *Oikos*, 37, 21. <https://doi.org/10.2307/3544069>
- Prosilva. 2012. *Principles Applied to the Mediterranean Forests*. PRO SILVA EUROPE.
- R Core Team. 2019. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Raven P. J., Holmes N. T. H., Dawson F. H., Everard, M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 477-499. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199807/08\)8:4<477::AID-AQC299>3.0.CO;2-K](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199807/08)8:4<477::AID-AQC299>3.0.CO;2-K)
- Raven, P.H., Evert, R.F., Eichhorn, S.E. 2005. *Biology of Plants*. 7th Ed. W.H.Freeman and Company, New York.
- Reque, J. A., Bravo, F. 2007. Viability of thinning sessile oak stands by girdling. *Forestry*, 80 (2): 193–199. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm003>
- Ricciardi, A., Rasmussen, J. B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13 (5): 1220-1222. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98380.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: 501-514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Rosalino, L. M., Santos-Reis, M. 2002. Feeding habits of the common genet *Genetta genetta* (Carnivora: Viverridae) in a semi-natural landscape of central Portugal. *Mammalia*, 66: 195-205. <https://doi.org/10.1515/mamm.2002.66.2.195>
- Rotchés-Ribalta, R., Mañas, S., Pino, J. 2021. *Manual de Valoració i Priorització d'Actuacions de Gestió d'Espècies Exòtiques Invasores, versió 2021*. CREA, Generalitat de Catalunya. 17 pp.
- Rotchés-Ribalta, R., Pino, J. 2021. *Manual per a l'Anàlisi de Riscos d'espècies exòtiques per a plantes, animals terrestres i animals aquàtics, versió 2021*. CREA, Generalitat de Catalunya. 18 pp.
- Ruiz de la Torre, J. 2006. *Flora mayor*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 1757 pp.
- Ruiz-Capillas, P., Mata, C., Malo, J. E. 2013. Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. *Biol. Conserv.*, 158: 223-229. <https://doi.org/10.1016/j.BIOCON.2012.09.025>
- Ruiz-Villanueva, Díez-Herrero, A. Bodoque, J. M., Bladé, E. 2014. Large Wood in rivers and its influence on flood hazard. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40 (1): 229-246.
- Sabo, J. L., Hagen, E. M. 2012. A network theory for resource exchange between rivers and their watersheds. *Water Resources Research*, 48. <https://doi.org/10.1029/2011WR010703>
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770–1774. DOI: 10.1126/science.287.5459.1770
- Santos, M. J., Santos-Reis, M. 2010. Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: Effects of scale, sex, and interspecific interactions. *Eur. J. Wildl. Res.*, 56: 275-286. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0317-9>
- Schlesinger, W. H., Bernhardt, E. S. 2013. *Biogeochemistry: an Analysis of Global Change*. Academic press, Waltham, MA, USA, 672 pp.

- Schulz, R., Bundschuh, M., Gergs, R., Brühl, C. A., Diehl D., Entling, M. H., Fahse, L., Frör, O., Jungkunst, H. F., Lorke, A., Schäfer, R. B., Schaumann, G. E., Schwenk, K. 2015. Review on environmental alterations propagating from aquatic to terrestrial ecosystems. *Sci Total Environ.*, Dec 15; 538: 246-61. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.038
- Secretaria d'Acció Climàtica. 2023. *Exocat: Base de dades de les espècies invasores a Catalunya*. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. Generalitat de Catalunya.
- Sedgely, J. A., O'Donnell, C. F. J. 1999. Factors influencing the selection of roost cavities by a temperate rainforest bat (*Vespertilionidae: Chalinobus tuberculatus*) in New Zealand. *Journal of Zoology*, 249(4): 437-446. <https://doi.org/10.1017/S0952836999009838>
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K., Hiraldo, F. 2008. Top predators as conservation tools: Ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 39: 1-19. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173545>
- SF, Servicio de Sanidad Forestal y Equilibrios Biológicos. 2012. *Manual red de nivel I*. Red de seguimiento a gran escala de daños en los montes. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. 69 pp.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and tracksurveys: A comparative evaluation. *Biol. Conserv.*, 114: 351-355. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)
- Smallidge, P. 2017. To Girdle or to Fell-That is the Question? *The Overstory*, 27(3): 102.
- Smith, D. A., Gehrt, S. D. 2010. Bat Response to Woodland Restoration within Urban Forest Fragments. *Restoration Ecology*, 18(6), 914-923. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00538.x>
- Soler, A. 2021. *Study of the mammals community in the riparian forests of Catalonia*. Treball final del màster en Ecologia terrestre i gestió de la biodiversitat. Universitat Autònoma de Barcelona. www.alnus.eu
- Sostoa, A. de, Caiola, N., Casals, F., García-Berthou, E., Alcaraz, C., Benejam, Ll., Maceda, A., Solà, C., Munné, A. 2012. *Ajust de l'Índex d'Integritat Biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental als rius de Catalunya*.
- Stanford, J., Lorang, M., Hauer, F. 2005. The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 29: 123-136. [10.1080/03680770.2005.11901979](https://doi.org/10.1080/03680770.2005.11901979)
- Stelzer, H. 2006. Removing unwanted trees from your woodland: Part I. *Green Horizons*, 10(1). <http://agebb.missouri.edu/agforest/archives/v10n1/gh1.htm>
- Stevens, L., Johnson, R., Estes, C. 2020. The watershed continuum: A conceptual fluvial-riparian ecosystem model. In: Johnson R.R., Carothers S.W., Finch DM., Kingsley K.J., Stanley J.T. (eds). *Riparian Research and Management: Past, Present, Future*. Ft. Collins: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 80-137 pp.
- Stevens, L., Johnson, R., Estes, C. 2022. Characteristics and Process Interactions in Natural Fluvial-Riparian Ecosystems: A Synopsis of the Watershed-Continuum Model. In: *River Basin Management - Under a Changing Climate* DOI: 10.5772/intechopen.107232
- Strahler, A., N. 1994. *Geografía Física*. Barcelona, Omega. 629 pp.
- Tachet, H., Usseglio-Polater, P., Richoux, P., Bournaud, M. 2000. *Invertébrés d'eau douce. systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions (ed.). Paris. 607 pp.
- Taiz, L., Zeiger, E. 2002. *Plant Physiology*, 3rd Ed, Sinauer and Associates, Sunderland. 699 pp.
- Thom D., Rammer W., Seidl R. 2017. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Global Change Biology*, 23: 269-282. <https://doi.org/10.1111/gcb.13506>
- Thorp, J., Delong, M. 1994. The Riverine Productivity Model: An Heuristic View of Carbon Sources and Organic Processing in Large River Ecosystems. *Oikos*, 70: 305-308. <https://doi.org/10.2307/3545642>
- Thorp, J. H., Thoms, M. C., Delong M. D. 2008. *The riverine ecosystem synthesis: toward conceptual cohesiveness in river science*. 1st ed., Amsterdam, Boston: Academic Press. 232 pp.
- Tierno de Figueroa, J. M., López-Rodríguez, M. J., Fenoglio, S., Sánchez-Castillo, P., Fochetti, R. 2013. Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin. *Hydrobiologia*, 719: 137-186. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1281-z>
- Tockner, K., Bunn, S., Gordon, C., Naiman, R., Quinn, G., Stanford, J. 2008. Floodplains: critically threatened ecosystems. In: Polunin, N.V.C. (ed.). *Aquatic Ecosystems. Trends and Global Prospects*. Cambridge University Press, pp. 45-61.
- Tockner, K., Malard, F., Ward, J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14: 2861-2883. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F)

- Tockner, K., Stanford, J. A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29: 308-330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Tockner, K., Ward, J. V., Edwards, P. J., Kollmann, J. 2002. Riverine landscapes: An introduction. *Freshwater Biology*, 47: 497-500.
- Tusell, J. M., Mundet, R. 2008. *Gestió silvícola del pollancre. Manual didàctic*. Consorci Forestal de Catalunya. 32 pp.
- UICN. 2022. *Freshwater and water security*. <https://www.iucn.org/theme/water/our-work/thematic-work/freshwater-biodiversity>
- Valor, T., Camprodon, J., Buscarini, S., Casals, P. 2020. Drought-induced dieback of riparian black alder as revealed by tree rings and oxygen isotopes. *Forest Ecology and Management*, 478. doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118500. www.alnus.eu
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vayreda, J., Comas, Ll., Guinart, D., Solórzano, S., Grau, J. 2022. *Manual de bones pràctiques forestals en espais fluvials. Parc Natural i Reserva de la Biosfera del Montseny*. LIFE Tritó Montseny. 47 pp.
- Vericat, D., Batalla, R. J. 2012. Mesura i mostreig de variables geomorfològiques, *Quaderns DMACS*, 38. Lleida. <http://hdl.handle.net/10459.1/71034>
- Vezza, P., Parasiewicz, P., Rosso, M., Comoglio, C. 2011. Defining minimum environmental flows at regional scale: application of mesoscale habitat models and attachments classification. *River Research and Applications*, 28 (6):717-730. DOI:10.1002/rra.1571
- Vonhof, M. J., Gwilliam, J. C. 2007. Intra- and interspecific patterns of day roost selection by three species of forest-dwelling bats in Southern British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 252 (1-3): 165-175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.046>
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., Davies, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467: 555-561.
- Ward, J. V. 1989. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1): 2-8. <https://doi.org/10.2307/1467397>
- Werritty, A 1997. *Short term changes in channel stability. Applied fluvial geomorphology for river engineering and management*. Wiley, Chichester. Pp. 47-65.
- Willoughby, I. H., Stokes V. J., Connolly, T. 2017. Using Ecoplugs containing glyphosate can be an effective method of killing standing trees. *Forestry*, 90: 719-727. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx028>
- Wohl, E. 2016. Messy rivers are healthy rivers: The role of physical complexity in sustaining ecosystem processes. *River Flow*, 2016, 24-27.
- Wohl, E., Bledsoe, B. P., Fausch, K. D., Kramer, N., Bestgen, K. R., Gooseff, M. N. 2016. Management of Large Wood in streams: an overview and proposed framework for hazard evaluation. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12388>
- Wu, H., Franklin, S.B., Liu, J., Lu, Z. 2017. Relative importance of density dependence and topography on tree mortality in a subtropical mountain forest. *Forest Ecology and Management*, 384: 169-179.
- WWF. 2020. *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland. 83 pp.
- Yates, A., Bailey R. 2006. The stream and its altered valley: Integrating landscape ecology into environmental assessment of agro-ecosystems. *Environmental monitoring and assessment*, 114: 257-271.
- Zippin, C. 1958. The Removal Method of Population Estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22 (1): 82.



Pareja de garzas reales (*Ardea cinerea*) en su nido en una aliseda. Río Ter, Torelló / Foto: Jordi Bas.

