



HAL
open science

Un árbol de decisión para regenerar los bosques de Salicaceae del hemisferio norte

Eduardo González, Vanesa Martínez-Fernández, Patrick Shafroth, Anna Sher,
Annie Henry, Virginia Garófano-Gómez, Dov Corenblit

► **To cite this version:**

Eduardo González, Vanesa Martínez-Fernández, Patrick Shafroth, Anna Sher, Annie Henry, et al.. Un árbol de decisión para regenerar los bosques de Salicaceae del hemisferio norte. III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial, Jun 2019, Murcia, España. pp.152-159. hal-03168433

HAL Id: hal-03168433

<https://hal.science/hal-03168433>

Submitted on 19 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

RESTAURA

III CONGRESO IBÉRICO
RESTAURACIÓN FLUVIAL



RÍOS

ACTAS DEL CONGRESO

12, 13 Y 14 JUNIO, MURCIA 2019



CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL SEGURO, O.A.



Ayuntamiento de
Calasparra

RIPISILVA



CRÉDITOS

- © **Título:** Actas del III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial
- © **ISBN:** 978-84-09-11806-9
- © **Autor / editor:** Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF)
Confederación Hidrográfica del Segura, O. A.
- © **Fotografías:** Ginés Toral Pérez, Virginia Garófano Gómez, Helena Costa,
Fermín Muñoz Ochotea y Francisco Javier Almansa Paredes
- © **Diseño y maquetación:** Otroconcepto.com
- © **Imprime:** Gráficas Álamo

Presidente del III CONGRESO DE RESTAURACIÓN FLUVIAL RESTAURARÍOS 2019:

Francisco Martínez Capel
Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF)
Universitat Politècnica de València

Organizan:

Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF)
Confederación Hidrográfica del Segura O. A.
Wetlands International European Association
LIFE+ RIPISILVANATURA - Financiado con ayuda del instrumento LIFE+ de la Unión Europea

Los autores de las comunicaciones son los únicos responsables de los puntos de vista y opiniones planteadas, selección de las soluciones técnicas o de gestión, o planteamiento de los trabajos de investigación presentados en cada uno de los artículos que componen esta publicación. Es posible que el CIREF no comparta algunas soluciones u opiniones. Todas estas comunicaciones fueron aceptadas por el Comité Científico del Congreso Restauraríos y se presentan de forma íntegra como las han redactado sus autores.

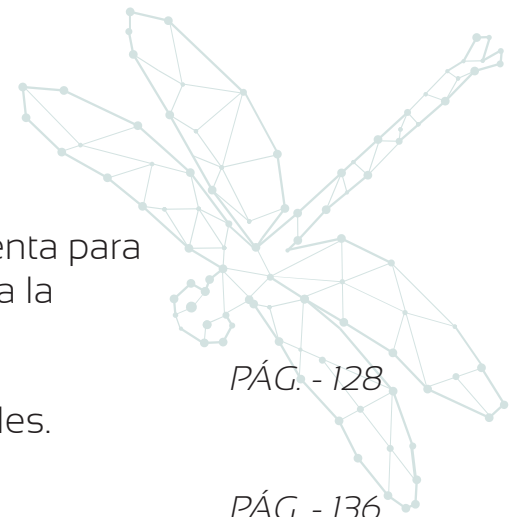
Cómo citar:

Benages-Albert, M. & Vall-Casas, P. (2019)
El valor eco-social de los ríos urbanos: apego y participación activa.
En: Actas del III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial. Murcia, 12-14 junio (pp.28-36)
Consulta: día/mes/año. Disponible en: <https://www.restaurarios.es/es/comunicaciones>



MESA 2

**AGUA Y VIDA:
VIEJOS PROBLEMAS,
NUEVAS SOLUCIONES**



- 2.01** El Protocolo hidromorfológico como herramienta para definir las actuaciones en cauces. Aplicación a la restauración fluvial del río Hijar
Autores: Cobos Campos, Guillermo et al. PÁG. - 128
- 2.02** Recuperación de cauces urbanos irrecuperables. Los arroyos de la Sierra de Córdoba
Autores: Escribano Rodríguez, Pedro et al. PÁG. - 136
- 2.03** Recuperación de la conectividad longitudinal vs especies exóticas invasoras: el caso del Life Cipriber
Autores: González Fernández, Gustavo et al. PÁG. - 145
- 2.04** Un árbol de decisión para regenerar los bosques de Salicaceae del hemisferio norte
Autores: González, Eduardo et al. PÁG. - 152
- 2.05** Segura Riverlink (2013-2017) ¿Un proyecto de restauración en el Segura o algo más?
Autores: Lafuente Sacristán, Eduardo et al. PÁG. - 160
- 2.06** Optimización multiobjetivo de caudales ecológicos en escenarios futuros: especies nativas, invasoras y beneficio agrícola
Autores: Martínez-Capel, Francisco et al. PÁG. - 169
- 2.07** Meso-scale habitat modeling in temporary rivers: the Gaià river case study
Autores: Negro, Giovanni et al. PÁG. - 178
- 2.08** Naturalización de efluentes de depuradora mediante humedales artificiales para la restauración de ríos
Autores: Peña García, María et al. PÁG. - 187
- 2.09** Monitorização e Avaliação da Intervenção de Reabilitação Fluvial em Estuários para Contenção da Erosão. Caso de Estudo: Rio Lima, Lanheses – Viana do Castelo
Autores: Pinto, António et al. PÁG. -195
- 2.10** Reservas Naturales Fluviales: diagnóstico de su estado y propuesta de medidas de gestión
Autores: Sánchez Martínez, Francisco J. et al. PÁG. - 203
- 2.11** Reabilitação e Valorização Integrada do Corredor Ribeirinho após Incêndios – Caso de Estudo – Município da Guarda, Portugal
Autores: Teiga, Pedro et al. PÁG. - 212
- 2.12** Eficacia del método de cubrimiento con polietileno en el control de la caña en el río Segura
Autores: Velasco, Josefa et al. PÁG. - 221

Un árbol de decisión para regenerar los bosques de *Salicaceae* del hemisferio norte

González, Eduardo^{a,b*}; Martínez-Fernández, Vanesa^c; Shafroth, Patrick B^d; Sher, Anna A^b; Henry, Annie L^b; Garófano-Gómez, Virginia^{e,f}; Corenblit, Dov^f

^aColorado State University, Department of Biology, 80523 Fort Collins, CO, USA. ^bUniversity of Denver, Department of Biological Sciences, 80208-9010 Denver, CO, USA. ^cUniversidad Politécnica de Madrid, E.T.S. Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural, Department of Natural Systems and Resources, Ciudad Universitaria s/n, 28040 Madrid, Spain. ^dU.S. Geological Survey, Fort Collins Science Center, 80526 Fort Collins, CO, USA. ^eUniversitat Politècnica de València, Institut d'Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costaneres (IGIC), Paranimf 1, 46730 Grau de Gandia, València, Spain. ^fUniversité Clermont Auvergne, CNRS, GEOLAB, F-63000 Clermont-Ferrand, France.

*Autor para contacto: edusargas@hotmail.com; vanesa.mfernandez@gmail.com

Resumen

Las actividades humanas en las llanuras de inundación interfieren negativamente en la regeneración de especies de la familia *Salicaceae* — álamos/chopos (*Populus* spp.) y sauces (*Salix* spp.), que desempeñan un papel clave en los ecosistemas riparios del hemisferio norte. La restauración ecológica inicialmente abordó este problema desde una perspectiva terrestre, fundamentalmente mediante plantaciones. Más recientemente se ha adoptado una perspectiva hidrológica inspirada en los caudales ecológicos. Sin embargo, dado que los ecosistemas riparios ocupan el ecotono acuático-terrestre, su regeneración depende de una compleja interacción de procesos hidrológicos y geomorfológicos que define unos requisitos biofísicos específicos para su éxito. Cualquier iniciativa de restauración a este respecto, debe satisfacer dichos requisitos. Mientras que cada vez comprendemos mejor la regeneración de las salicáceas, la literatura que recoge actuaciones para su restauración es todavía escasa y dispersa, faltando un marco teórico para la toma de decisiones. En este trabajo, resumimos los resultados de un artículo recientemente publicado donde se revisaron 105 artículos que recogían experiencias exitosas de restauración de bosques de salicáceas, incluyendo 91 proyectos en 10 regiones del mundo, para construir un árbol de decisión en forma de clave dicotómica. Este árbol se basa en relacionar explícitamente cada requisito biofísico a lo largo del ciclo vital de la planta, desde la producción y dispersión de semillas a la supervivencia y crecimiento de las plántulas, con 17 medidas de restauración concretas, siendo las más populares: plantaciones (55% de los proyectos), perfilado de terreno (30%), eliminación de la vegetación competidora (30%), selección de la zona de restauración (26%) e irrigación (24%).

Palabras clave: bosque ripario; regeneración de álamo/chopo y sauce; acciones y estrategias de restauración

Abstract

Human activities on floodplains have severely disrupted the regeneration of foundation species of the *Salicaceae* family - cottonwoods/poplars (*Populus* spp.) and willows (*Salix* spp.), which play a critical role throughout the Northern Hemisphere. Restoration ecologists initially tackled this problem from a terrestrial perspective that emphasized planting. More recently, floodplain restoration activities have embraced an aquatic perspective, inspired by the expanding practice of managing river flows to improve river health (environmental flows). However, as riparian *Salicaceae* species occupy floodplain and riparian areas, which lie at the interface of both terrestrial and aquatic ecosystems, their regeneration depends on a complex interaction of hydrologic and geomorphic processes that have shaped key life-cycle biophysical requirements for seedling establishment. Ultimately, restoration needs to integrate these concepts to succeed. While regeneration of *Salicaceae* is now reasonably well-understood, the literature reporting restoration actions on *Salicaceae* regeneration is sparse, and a specific theoretical framework is still missing. Here, we summarize the results of a recently published paper where 105 peer-reviewed published experiences in restoration of *Salicaceae* forests were reviewed, including 91 projects in 10 world regions, to construct a decision tree to inform restoration planning. This decision tree explicitly links the well-studied biophysical requirements of *Salicaceae* regeneration, such as seed production and dispersal, seedling survival and early growth, with 17 specific restoration actions, the most popular being planting (in 55% of the projects), land contouring (30%), removal of competing vegetation (30%), site selection (26%), and irrigation (24%).

Keywords: riparian forest; regeneration of cottonwood/poplar and willow; restoration actions and strategies



1. Introducción

En el hemisferio norte, la mayoría de los bosques ribereños han estado históricamente dominados por especies de dos géneros de la familia *Salicaceae*: *Populus* (álamos y chopos) y *Salix* (sauces). Los bosques ribereños dominados por estas especies (en adelante, “bosques de salicáceas”) proporcionan importantes servicios ecosistémicos, como hábitat para la fauna, mejora de la calidad del agua y protección contra las inundaciones, además de un entorno para el disfrute estético y recreativo (Naiman et al., 2005). Las salicáceas de ribera son especies pioneras que dependen del régimen hidrológico de los ríos y los ajustes geomorfológicos de los mismos para completar su ciclo vital (Karrenberg et al., 2002). Su regeneración, entendida como una concatenación de fases exitosas (producción de semillas, liberación, dispersión, germinación, colonización, supervivencia y crecimiento) culmina con su establecimiento y requiere a menudo condiciones tan restrictivas que pueden pasar décadas sin que tenga lugar una regeneración efectiva a gran escala (Scott et al., 1996; Mahoney y Rood, 1998).

A lo largo y ancho de su rango de distribución en el hemisferio norte, los bosques de salicáceas están afectados por las actividades humanas de diferentes formas (p.e. Rood et al., 1995; González et al., 2010; Garófano-Gómez et al., 2013). La disfunción más común que presentan es la disminución severa de la regeneración dependiente de las perturbaciones fluviales. Para abordar este problema, cientos de estudios de campo (p.e. Mahoney y Rood, 1998; Johnson, 2000), mesocosmos (p.e. Guillo y et al., 2011) y basados en modelos (p.e. Benjankar et al., 2014) han estudiado y definido los requisitos biofísicos de la regeneración de salicáceas. Sin embargo, la literatura científica que aplica este conocimiento e informa sobre los resultados de las acciones de gestión o restauración para promover la regeneración de estos bosques no es abundante y generalmente es poco accesible.

Tradicionalmente, la restauración de salicáceas se ha centrado en plantaciones (Stromberg, 2001). Durante los años 90, e inspirado en avances clave en el estudio de la ecología fluvial, se comenzaron a aplicar sueltas controladas de caudal desde embalses como medida de restauración (Shafroth et al., 1998). Además existen otras prácticas adicionales más o menos intervencionistas: desde el abandono de las actividades humanas en las llanuras de inundación, seguidas de diferentes grados de regeneración asistida (González et al., 2017) hasta el perfilado del terreno, la eliminación de la vegetación competidora (Sher et al., 2002) o las inundaciones locales controladas utilizando estructuras de riego (Sprenger et al., 2002). Aun menos artículos han discutido la razón detrás de la selección de cada una de estas estrategias específicas para la restauración, con la excepción de Shafroth et al. (2017), quienes desarrollaron un árbol de decisión similar pero simplificado al que hemos desarrollado en este trabajo.

En este estudio hemos revisado las experiencias en restauración de la regeneración de bosques de salicáceas publicadas en la literatura científica para construir un nuevo árbol de decisión con el objetivo de contribuir a la adecuada planificación de actuaciones de restauración en cualquier río del hemisferio norte donde la regeneración de estos bosques se vea afectada. El árbol de decisión vincula explícitamente los requisitos biofísicos de la regeneración de salicáceas con acciones de restauración específicas. Todo este contenido puede leerse ampliado en un artículo publicado recientemente en una revista especializada (González et al., 2018).

2. Metodología

2.1. Organización del árbol de decisión

Como el objetivo final de este trabajo es el de proporcionar a los gestores de recursos una herramienta que los ayude a planificar la regeneración de los bosques de salicáceas, el texto se presenta organizado siguiendo las ramas del árbol de decisión, en forma dicotómica (respondiendo a preguntas con respuesta de tipo Sí / No), presentado en la Figura 1. El árbol sigue los requisitos biofísicos necesarios para el establecimiento de plántulas o individuos plantados, ordenados según las etapas del ciclo de vida de la planta. Si no se cumple un requisito, se sugieren acciones de restauración específicas que podrían satisfacer dicho requisito. Sin embargo, las acciones no se excluyen mutuamente y pueden combinarse de acuerdo con las necesidades específicas del proyecto de restauración. Cada acción (p.e. eliminación de vegetación) podría implementarse a través de una amplia familia de técnicas de restauración (p.e. utilizando excavadoras o herbicidas, entre otros). Nuestro objetivo principal en este artículo es proporcionar orientación para determinar qué acciones se deben tomar bajo diferentes conjuntos de condiciones que pueden afectar al ciclo de vida de estas especies hasta que se produzca el establecimiento, no las técnicas que mejor se adaptan a cada situación. Sin embargo, se pueden encontrar más detalles sobre las técnicas y su implementación en González et al. (2018). En este artículo, utilizamos el término “establecimiento” como la superación de las primeras fases del ciclo vital de la planta que conducen a que un número significativo de individuos se instale en una unidad geomorfológica (una barra de

sedimentos, un canal abandonado, etc.). No hay consenso en la edad que un chopo o un sauce necesita para que se considere establecido, pero diferentes autores la han estimado entre uno y cinco años (González et al., 2018). Para considerar que una población de salicáceas tiene garantizada su regeneración entendemos que diferentes eventos de establecimiento tienen que ocurrir a escalas temporales y espaciales adecuadas para que se mantenga un mosaico cambiante de rodales de diferente edad (o “cohortes”), lo cual es típico de un bosque de ribera sano. Si el establecimiento no se produce de forma natural, nuestro árbol de decisión debería ser aplicado regularmente y en diferentes zonas del área de interés para garantizar el regenerado.

2.2. Selección de los artículos

Los artículos utilizados para ilustrar las acciones de restauración desarrolladas en el árbol de decisión se encontraron en base a una búsqueda bibliográfica sistemática realizada en ISI Web of Science el 24 de agosto de 2017 usando la siguiente cadena de palabras clave: “(riparian or floodplain or river or stream) y (resto* or rehabilit* or recover* or remov* or reforest* or planting) y (Populus or cottonwood* or poplar* or Salix or willow*)”. Esta búsqueda arrojó un resultado de 1392 artículos. Para que un artículo fuese utilizado, el proyecto analizado tenía que: (i) incluir la promoción de la regeneración de al menos una especie de salicácea, (ii) ser un proyecto de restauración real (excluyendo simulaciones) completado o en curso o, alternativamente, un experimento de campo diseñado específicamente para mejorar el conocimiento de las acciones y técnicas de restauración, (iii) haberse realizado en cursos de agua dulce, y (iv) haberse escrito en inglés y publicado en revistas indexadas SCI o en la revista Ecological Restoration (una revista no indexada de la Society for Ecological Restoration International).

3. Resultados y discusión

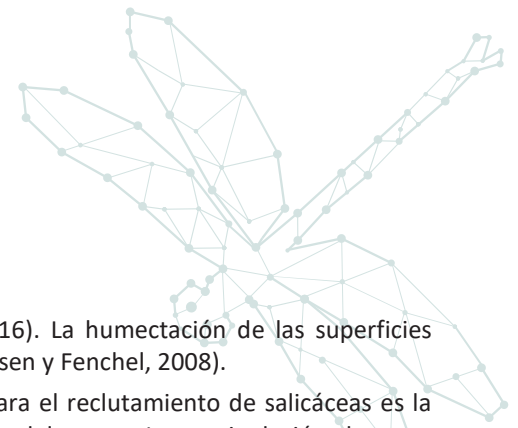
A continuación, se describe paso a paso el árbol de decisión dicotómico (Fig. 1). Los requisitos de establecimiento de las plántulas y los individuos plantados aparecen en las cajas del árbol. Dichos requisitos están formulados como preguntas de respuesta Sí / No, y se presentan secuencialmente, siguiendo el ciclo de vida de las plantas. Las preguntas están asociadas con aspectos relativos a la vegetación, la forma del terreno, el agua y otros factores. Si se cumple un requisito (“Sí”), entonces se producen los procesos clave del ciclo de vida (en cursiva) y se examina el siguiente requisito (flechas descendentes). Si la respuesta es “No”, las flechas laterales del árbol conducen a acciones de restauración (cuadros blancos) que ayudarían a cumplir el requisito dado (las acciones aparecen subrayadas en el texto principal). Si no se cumplen una serie de requisitos (“No”), entonces es probable que no se produzca el establecimiento (indicado por una cruz).

3.1. Requisito A: Disponibilidad de semillas (Fig. 1A)

La producción, liberación y dispersión de la semilla determinan su disponibilidad, que es el primer requisito para el establecimiento de salicáceas riparias (Fig. 1A). Aunque la disponibilidad de semillas varía según las especies, las poblaciones, el espacio y el tiempo, tanto durante la temporada de dispersión como a través de los años (González et al., 2016), las semillas rara vez son limitantes en condiciones naturales. Sin embargo, podría darse una falta de semillas debido a la mortalidad prematura y la consiguiente escasez de árboles parentales (Shafroth et al., 2017). Cuando la disponibilidad de semillas se ha identificado como factor limitante, se recomienda el incremento en el número de semillas para asegurar un número adecuado de germinantes en las parcelas de restauración (p.e. Schlatter et al., 2017). Una vez dispersadas las semillas germinan a las 24 horas en altas proporciones (> 90%) tras entrar en contacto con el agua, la lluvia o la humedad del suelo, pero deben hacerlo poco después de la dispersión, ya que pierden viabilidad en unas pocas semanas o incluso días en condiciones naturales (Karrenberg et al., 2002).

3.2. Requisito B: Existencia de una superficie húmeda y desnuda (Fig. 1B)

Para una germinación y colonización exitosas, las semillas también necesitan “sitios idóneos”, es decir superficies desnudas con baja cobertura herbácea, sin sotobosque arbustivo o dosel arbóreo. La clave para detectar si se cumple este requisito, es decir, la existencia de una superficie húmeda y desnuda se basa en analizar si los procesos fluviales responsables de la creación de sitios idóneos estarán activos a escalas espaciales y temporales suficientes como para mantener el mosaico de hábitats permanentemente cambiante característico del bosque de ribera, o por el contrario, tal mosaico será reducido o simplificado. La suelta súbita de grandes caudales (del inglés pulse flow) puede ser una



solución rentable para reactivar la creación de sitios idóneos (Acreman, 2016). La humectación de las superficies desnudas también se puede lograr simplemente mediante irrigación (p.e. Dreesen y Fenchel, 2008).

Muy a menudo, el principal impedimento para crear nuevos sitios idóneos para el reclutamiento de salicáceas es la existencia de motas artificiales, diques y escolleras que limitan la migración del cauce. La manipulación de estas estructuras artificiales (motas, diques o escolleras) (p.e. Martínez-Fernández et al., 2017) puede promover el ensanchamiento del cauce en ríos constreñidos, crear sitios idóneos e inducir el establecimiento de salicáceas. En algunos casos, la ocupación directa de la llanura de inundación por actividades económicas como la agricultura y la extracción de gravas es la causa principal de la falta de sitios idóneos y el simple abandono de las actividades humanas puede ser la forma más rentable de recuperar la llanura de inundación para su restauración (González et al., 2017). A continuación, la preparación del terreno se logra con frecuencia mediante la eliminación de la vegetación (y la hojarasca) (p.e. Sprenger et al., 2002). Si las superficies están demasiado elevadas respecto al nivel del agua y no pueden ser inundadas artificialmente, sería necesario realizar un perfilado del terreno (p.e. Roelle et al., 2001).

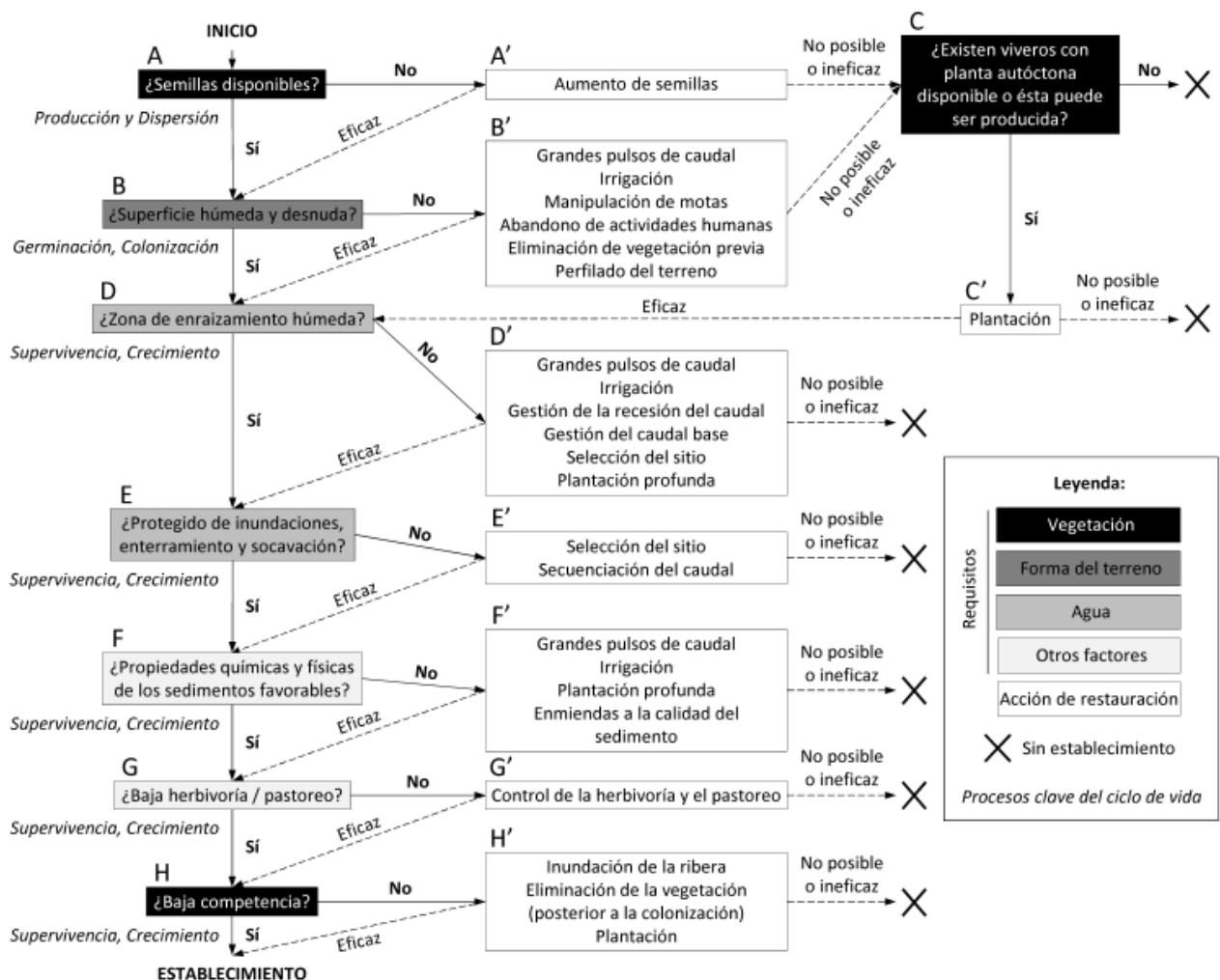


Figura 1. Árbol de decisión dicotómico. Figura traducida de González et al. (2018).

3.3. Requisito C: Disponibilidad de material vegetal proveniente de fuentes locales (Fig. 1C)

Si los requisitos de “disponibilidad de semillas” y “superficie húmeda y desnuda” no se cumplen y no se pueden restaurar a través de las acciones propuestas, se puede considerar la plantación si el material vegetal proveniente de fuentes locales está disponible o puede ser producido (Fig. 1C, 1C '). La plantación de estaquillas, plantas de semillero o

plantones con raíces enteras fue la acción de restauración más frecuente en la literatura revisada, ya que se encontró en el 55% de los 91 proyectos divulgados por los 105 artículos (p.e. González et al., 2017).

3.4. Requisito D: Disponibilidad de zona de enraizamiento húmeda (Fig. 1D)

Una vez que las plántulas o propágulos se han establecido, para sobrevivir y crecer sus raíces deben obtener agua a través de los sedimentos (Fig. 1D). Dicha agua suele estar proporcionada por el nivel freático y la franja capilar asociada, las cuales descienden gradualmente a la vez que disminuye el caudal tras una inundación (Johnson, 2000). Los grandes pulsos de caudal (incluso si son menores) y la irrigación no solo humedecen los sitios idóneos para la germinación y la colonización, sino que también pueden recargar el suelo y proporcionar la humedad necesaria a la zona de enraizamiento para la supervivencia y el crecimiento. Los descensos de caudal controlados se han incluido como una parte fundamental de las prescripciones para caudales ecológicos (p.e. Cooper y Andersen, 2012). Una vez que el nivel del agua ha descendido tras una inundación, la gestión del caudal base también es importante porque generalmente determina el nivel de la capa freática en el momento de mayor estrés por sequía durante el verano. La selección del sitio a restaurar también ayuda a determinar las ubicaciones que tendrán la elevación, la textura del sedimento y la estratigrafía más adecuadas para proporcionar humedad a las plantas (p.e. Schlatter et al., 2017). En los casos en que la humedad en la zona de enraizamiento es insuficiente y no puede proporcionarse artificialmente, la única alternativa de restauración es la plantación profunda (p.e. Dreesen y Fenchel, 2008).

3.5. Requisito E: Protección frente a inundaciones, socavación y enterramiento (Fig. 1E)

Las plántulas y propágulos establecidos en posiciones topográficas muy bajas tendrán un mayor riesgo de morir a causa de inundaciones, socavación y enterramiento por sedimentos durante las siguientes inundaciones, así como por acumulaciones de hielo en las altas latitudes (Fig. 1E). En estos casos, la selección del sitio puede ayudar a garantizar que los sitios restaurados estén dentro del rango de cotas que evite su muerte por desecación (límite de elevación superior), o alternativamente por inundación, enterramiento o socavación (límite de elevación inferior) (Mahoney y Rood, 1998). Los efectos negativos de los caudales base y de las subsiguientes inundaciones que potencialmente inundan, entierran o socavan las plántulas y propágulos establecidos también se pueden evitar parcialmente mediante la secuenciación del caudal (Shafroth et al., 2010), es decir manipulando la frecuencia y la magnitud de inundación durante varios años después del establecimiento.

3.6. Requisito F: Existencia de propiedades químicas y físicas del sedimento favorables (Fig. 1F)

Además de la humedad y la textura, otras propiedades de los sedimentos pueden influir en el establecimiento de las plántulas, como por ejemplo su salinidad. La salinidad del sedimento puede aumentar como resultado de las acciones humanas. Ésta reduce las tasas de germinación en salicáceas y afecta negativamente a la supervivencia y al crecimiento. En estos casos, los grandes pulsos de caudal liberados desde presas o utilizando canales de desvío y la irrigación pueden disolver o percolar las sales que se han acumulado en los suelos inundables (Schlatter et al., 2017).

La disponibilidad de nutrientes también puede afectar a la supervivencia y al crecimiento de las plántulas, aunque las salicáceas son capaces de tolerar niveles bajos de nutrientes en el sustrato. En ocasiones, se han aplicado enmiendas a la calidad del sedimento para mejorar sus propiedades. No obstante, se desconoce si alguna de esas prácticas ha mejorado el rendimiento de las salicáceas.

3.7. Requisito G: Niveles adecuados de herbivoría y pastoreo (Fig. 1G)

Si los requisitos previos están garantizados, sería necesario mantener un nivel bajo de herbivoría y pastoreo. La mayoría de las salicáceas son muy palatables tanto para los ungulados salvajes como para el ganado (Andersen y Cooper, 2000). Además, el ganado tiende a ocupar áreas ribereñas debido a un fácil acceso al agua, disponibilidad de vegetación exuberante, pendientes suaves y sombra. Inmediatamente después de la germinación y durante los primeros días y semanas de vida, la principal causa de mortalidad de plántulas inducida por animales es el pisoteo y el descalce. Sin embargo, las salicáceas toleran y son resilientes a altos niveles de alteración; por ello la herbivoría y el pastoreo (particularmente de los castores, donde los hubiere) no conducen necesariamente a la mortalidad en estas especies, pero pueden alterar la arquitectura de la planta, los patrones de crecimiento e incluso promover la reproducción vegetativa. El control de herbívoros y el pastoreo es posible directamente mediante la instalación de cercados y otros



recintos; e indirectamente, mediante la introducción de depredadores (p.e. Ripple y Beschta, 2012).

3.8. Requisito H: Niveles adecuados de competencia (Fig. 1H)

Después de la colonización inicial de plántulas y plantones, las especies de salicáceas deben competir con la vegetación circundante por el espacio físico, la luz, los nutrientes y el agua. Aunque se ha encontrado que las plántulas y plantones de salicáceas son altamente competitivos, esta capacidad depende de unas condiciones de crecimiento favorables, especialmente hidrológicas y de calidad del sustrato (Sher y Marshall, 2003). Se puede aplicar una inundación de la ribera (del inglés *overbank flooding*) a los sitios restaurados para eliminar especies competidoras, que pueden ser menos tolerantes a las condiciones anóxicas, el soterramiento o la socavación que las especies salicáceas circundantes (p.e. Roelle et al., 2001). En otros casos, es necesaria la eliminación de la vegetación (posterior a la colonización) por medios mecánicos o químicos (p.e. Dreesen y Fenchel, 2008).

3.9. Consideraciones finales

Los resultados expuestos en este trabajo fueron tratados y están descritos en detalle en la publicación científica asociada (González et al., 2018). En esta publicación, pueden consultarse todas y cada una de las fuentes consultadas como resultado de la búsqueda bibliográfica sistemática realizada, así como diversos anexos que reúnen en primer lugar el listado completo de artículos consultados y la acción de restauración sobre la que tratan, en segundo lugar, se citan diversas técnicas, junto a su referencia, utilizadas para comprobar si los requisitos biofísicos se cumplen, y finalmente un tercer anexo con diversas técnicas empleadas para cada una de las acciones de restauración mencionadas e incluidas en el árbol de decisión.

Además de todos los aspectos biofísicos considerados en este trabajo, las circunstancias sociales, culturales, históricas y políticas deben ser tenidas en cuenta de forma integradora pues pueden producir o no sinergias positivas con las acciones de restauración. Una evaluación completa de todos estos factores humanos es recomendable ante cualquier iniciativa de restauración como parte del proceso de planificación. Por ejemplo, las sueltas de caudales punta (Fig. 1B', 1D' y 1F') son más apropiadas donde la densidad de población humana y la intensidad del uso de la llanura de inundación son bajas. Las plantaciones (Fig. 1C', 1D', 1F' y 1H'), a pesar de su relativamente alto coste y baja efectividad, podrían tener un gran valor como herramienta de educación ambiental, así como de implicación de las poblaciones locales en la conservación a través de programas de voluntariado. Así, en última instancia, se puede generar un contexto socio-político favorable para la implementación de acciones de restauración más rentables (menor coste y mayor eficiencia) en el futuro, que quizás no sean socialmente aceptables hoy día (González et al., 2018). Sin embargo, los aspectos económicos son los que a menudo constituyen el factor más limitante ante un proyecto de restauración. El abandono de las actividades económicas en la llanura de inundación (Fig. 1B') podría ser incentivado, ya sea mediante la compra de propiedades o servidumbres en aquellas superficies menos productivas especialmente cuando los propietarios están implicados en los objetivos del proyecto (Ollero, 2010). Cobrar derechos de agua podría también facilitar las sueltas de caudal con objetivos ambientales (Richter et al., 2006). Además, los créditos de secuestro de carbono podrían promover la restauración de bosques de salicáceas (Matzek et al., 2015). El uso recreativo de los ríos puede ser otra fuente de degradación, y su limitación, particularmente de aquellas actividades que conlleven el uso de vehículos a motor, podría ser otra acción de restauración a considerar.

4. Conclusiones

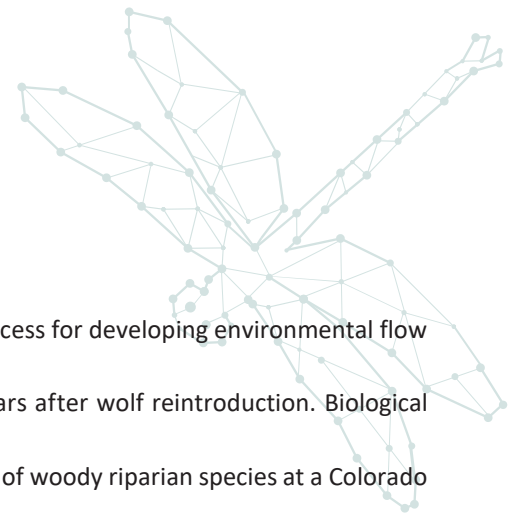
Los retos para lograr una regeneración de salicáceas exitosa y sostenible en la mayoría de los ríos de países industrializados ya existentes en la actualidad se verán previsiblemente exacerbados en el futuro, pues se espera que los impactos antrópicos en los ríos y zonas riparias continúen incrementándose debido al desarrollo económico y urbano, los efectos del cambio climático y la propagación de plantas invasoras. Usando el ciclo de vida de las plántulas como guía, hemos propuesto un conjunto de acciones de restauración vinculadas a diversos componentes del ecosistema: agua, formas del terreno, vegetación competidora, propiedades químicas de los sedimentos y herbivoría, para establecer un nuevo marco teórico que sirva como herramienta de toma de decisiones simple y directa para la restauración de la regeneración de salicáceas. Esperamos que este árbol de decisión contribuya a lograr el objetivo de gestionar los bosques de salicáceas para adaptarlos a las nuevas condiciones hidrológicas y geomorfológicas que se dan en los sistemas fluviales.

5. Agradecimientos

La participación de EG fue parcialmente financiada por la beca *Marie Curie International Outgoing* (Proyecto ESFORES contrato 299044) dentro del 7º Programa Marco de la Unión Europea. La participación de VMF fue financiada por el Ministerio de Educación, Cultura y Deporte a través del Programa FPU2013. EG y PS fueron parcialmente financiados por el programa federal de fondos cíclicos de la rama *Invasive Species* del *U.S. Geological Survey*. Agradecemos a M Grabau, MD Bejarano y R Muñoz, así como los revisores anónimos del artículo asociado (González et al., 2018) por sus útiles comentarios que contribuyeron a la mejora de este manuscrito.

5. Referencias

- Acreman M. 2016. Environmental flows—basics for novices. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 3: 622–628.
- Andersen DC, Cooper DJ. 2000. Plant–herbivore–hydroperiod interactions: Effects of native mammals on floodplain tree recruitment. *Ecological Applications* 10: 1384–1399.
- Benjankar R, Burke M, Yager E, Tonina D, Egger G, Rood SB, Merz N. 2014. Development of a spatially-distributed hydroecological model to simulate cottonwood seedling recruitment along rivers. *Journal of Environmental Management* 145: 277–288.
- Cooper DJ, Andersen DC. 2012. Novel plant communities limit the effects of a managed flood to restore riparian forests along a large regulated river. *River Research and Applications* 28: 204–215.
- Dreesen DR, Fenchel GA. 2008. Deep-planting methods that require minimal or no irrigation to establish riparian trees and shrubs in the Southwest. *Journal of Soil and Water Conservation* 63: 129A–133A.
- Garófano-Gómez V, Martínez-Capel F, Bertoldi W, Gurnell A, Estornell J, Segura-Beltrán F. 2013. Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: A synthetic analysis based on historical data sources. *Ecohydrology* 6: 536–553.
- González E, González-Sanchís M, Cabezas Á, Comín F, Muller E. 2010. Recent changes in the riparian forest of a large regulated Mediterranean river: Implications for management. *Environmental Management* 45: 669–681.
- González E, Bourgeois B, Masip A, Sher AA. 2016. Trade-offs in seed dispersal strategies across riparian trees: The how matters as much as the when. *River Research and Applications* 32: 786–794.
- González E, Masip A, Tabacchi E, Poulin M. 2017. Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. *Restoration Ecology* 25: 82–91.
- González E, Martínez-Fernández V, Shafroth PB, Sher AA, Henry AL, Garófano-Gómez V, Corenblit D. 2018. Regeneration of *Salicaceae* riparian forests in the Northern Hemisphere: A new framework and management tool. *Journal of Environmental Management* 218: 374–387.
- Guilloy H, González E, Muller E, Hughes FMR, Barsoum N. 2011. Abrupt drops in water table level influence the development of *Populus nigra* and *Salix alba* seedlings of different ages. *Wetlands* 31: 1249–1261.
- Johnson WC. 2000. Tree recruitment and survival in rivers: Influence of hydrological processes. *Hydrological Processes* 14: 3051–3074.
- Karrenberg S, Edwards PJ, Kollmann J. 2002. The life history of *Salicaceae* living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology* 47: 733–748.
- Mahoney JM, Rood SB. 1998. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment – An integrative model. *Wetlands* 18: 634–645.
- Martínez-Fernández V, González E, López-Almansa JC, González SM, García de Jalón D. 2017. Dismantling artificial levees and channel revetments promotes channel widening and regeneration of riparian vegetation over long river segments. *Ecological Engineering* 108: 132–142.
- Matzek V, Puleston C, Gunn J. 2015. Can carbon credits fund riparian forest restoration? *Restoration Ecology* 23: 7–14.
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME. 2005. *Riparia—Ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, Oxford, UK.
- Ollero A. 2010. Channel changes and floodplain management in the meandering middle Ebro River, Spain. *Geomorphology* 117: 247–260.



- Richter BD, Warner AT, Meyer JL, Lutz K. 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Research and Applications* 22: 297–318.
- Ripple WJ, Beschta RL. 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145: 205–213.
- Roelle JE, Gladwin DN, Cade BS. 2001. Establishment, growth, and early survival of woody riparian species at a Colorado gravel pit. *Western North American Naturalist* 61: 182–194.
- Rood SB, Mahoney JM, Reid DE, Zilm L. 1995. Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. *Canadian Journal of Botany* 73: 1250–1260.
- Scott ML, Friedman JM, Auble GT. 1996. Fluvial process and the establishment of bottomland trees. *Geomorphology* 14: 327–339.
- Schlatter KJ, Grabau MR, Shafroth PB, Zamora-Arroyo F. 2017. Integrating active restoration with environmental flows to improve native riparian tree establishment in the Colorado River Delta. *Ecological Engineering* 106: 661–674.
- Shafroth PB, Auble G, Stromberg J, Patten D. 1998. Establishment of woody riparian vegetation in relation to annual patterns of streamflow, Bill Williams River, Arizona. *Wetlands* 18: 577–590.
- Shafroth PB, Wilcox AC, Lytle DA, Hickey JT, Andersen DC, Beauchamp VB, Hautzinger A, McMullen LE, Warner A. 2010. Ecosystem effects of environmental flows: Modelling and experimental floods in a dryland river. *Freshwater Biology* 55: 68–85.
- Shafroth PB, Schlatter KJ, Gomez-Sapiens M, Lundgren E, Grabau MR, Ramírez-Hernández J, Rodríguez-Burgueño JE, Flessa KW. 2017. A large-scale environmental flow experiment for riparian restoration in the Colorado River Delta. *Ecological Engineering* 106: 645–660.
- Sher AA, Marshall DL. 2003. Seedling competition between native *Populus deltoides* (*Salicaceae*) and exotic *Tamarix ramosissima* (*Tamaricaceae*) across water regimes and substrate types. *American Journal of Botany* 90: 413–422.
- Sprenger MD, Smith LM, Taylor JP. 2002. Restoration of riparian habitat using experimental flooding. *Wetlands* 22: 49–57.
- Stromberg JC. 2001. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: Importance of flow regimes and fluvial dynamism. *Journal of Arid Environments* 49: 17–34.



JOSÉ HERNÁNDEZ VELASCO, S.L.



WWW.RESTAURARIOS.ES