



**Programa de Doctorado en Hidrología y Gestión de los Recursos
Hídricos**

Análisis de factores determinantes para la estimación del régimen ecológico de caudales: aplicación a las especies piscícolas y a la vegetación de ribera en el tramo medio del río Jarama (Madrid)

Tesis Doctoral presentada por:

Ana Fernández Santamarina

Directores:

Dr. Fernando Magdaleno Mas

Dr. Ángel Luis Udías Moinelo

Tutora:

Dra. Irene de Bustamante Gutiérrez

Alcalá de Henares, febrero de 2021

ÍNDICE DE CONTENIDOS GENERALES

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

CAPÍTULO I: Introducción general

CAPÍTULO II: Estado del arte de las curvas de idoneidad para peces utilizadas en la determinación de caudales ecológicos en España

CAPÍTULO III: Distribución de la vegetación de ribera leñosa a través del gradiente topográfico de la ribera en dos tramos del río Jarama. Curvas de posicionamiento de especies por categorías de crecimiento

CAPÍTULO IV: Influencia de las variables del régimen hídrico en la distribución de las especies de ribera leñosa en dos tramos del río Jarama. Curvas de respuesta de los gremios de ribera o individuales por categoría de crecimiento

CAPÍTULO V: Estimación del régimen de caudales ecológicos según las necesidades de las especies piscícolas y la vegetación de ribera presentes en el tramo medio del Jarama

CAPÍTULO VI: Conclusiones generales y futuras líneas de investigación

AGRADEZCO:

En primer lugar y muy especialmente a los directores de la tesis, Fernando y Ángel, su gran apoyo, tiempo dedicado y paciencia a lo largo de estos años. Gracias a su guía y consejos este documento ha llegado a su fin.

Al CETA-CEDEX las herramientas y el personal de muestreo aportados para el desarrollo de este trabajo. Asimismo, a mis excompañeros del CETA- CEDEX su ayuda en el trabajo de campo.

A mis amigos y a mis topógrafos de referencia por su refuerzo en las jornadas de campo y postprocesos.

A mi tutora, Irene de Bustamante, la rapidez con la que ha contestado siempre cualquier duda propuesta.

El haber conocido a personas tan especiales como con las que me inicié en este mundo de los caudales ecológicos, entre los que están mis directores del TFC, mis Caudalitos valencianos, y ese gran exequipo de Infraeco, que también ha propiciado el que esta tesis se haya hecho realidad.

Y, finalmente, a Marino, que, a pesar de haber sufrido esta tesis en sus diferentes fases, me ha animado siempre a llegar al final del camino; y a mi familia madrileña, su amor y respaldo absoluto.

Grazas Pais, Xosé e Maite polo apoio incondicional e agarimo eterno.

Adico este traballo á miña familia, especialmente a Mariño (porque ámbolos dous somos un mesmo río) e ó meu Granirmán Luisiño (porque aínda que agora é mar, antes foi río).

RESUMEN

La regulación de los ríos se ha intensificado especialmente en las últimas décadas, alterando severamente el régimen natural de caudales y ocasionando, así, graves problemas sobre los ecosistemas fluviales y sus ecosistemas asociados. La adopción de un régimen de caudales ecológicos puede ayudar a conciliar los diferentes requerimientos de agua, a reducir la degradación de estos ecosistemas y a la reparación de su integridad ecológica.

El objetivo de esta investigación es el de proporcionar reglas para el establecimiento de un régimen de caudales ecológicos efectivas para sostener diferentes componentes del ecosistema fluvial: vida piscícola y vegetación de ribera. Para la primera de las componentes se han estudiado una serie de factores considerados como importantes en los estudios hidrobiológicos de hábitat; pero para la segunda, ha sido necesaria una investigación en mayor profundidad.

Los estudios de caudales ecológicos basados en la simulación del hábitat de las especies ictiológicas ocupan el segundo lugar en frecuencia de aplicación a escala global. La base de esta metodología son los criterios de idoneidad de hábitat (HSC), pero en su desarrollo pueden existir numerosas fuentes potenciales de error. Se han evaluado los HSC utilizados en España, buscando factores que puedan apoyar la construcción de curvas robustas para su correcta aplicación.

Por otro lado, la metodología de propuesta de régimen de caudales ecológicos para la vegetación de ribera tiene mucho menos recorrido, por lo que ha sido necesario realizar estudios previos de vegetación leñosa de ribera en dos tramos del río Jarama. Estos tramos cuentan con un amplio desarrollo de las comunidades vegetales de ribera al estar ubicados en la zona media del río Jarama. Los objetivos del estudio de vegetación fueron los siguientes:

- Analizar relaciones entre la distribución espacial de la vegetación ribereña leñosa y la variación en el gradiente topográfico de la ribera,
- Evaluar relaciones entre especies de ribera y el régimen de flujo y conocer así las necesidades hídricas para el mantenimiento de esta vegetación,
- Concretar variables hidrológicas que se relacionan más directamente con la distribución de las especies a lo largo de la zona ribereña,
- Confirmar si las variaciones de distribución de las especies o de las necesidades hídricas son significativas entre especies y / o categorías de crecimiento.

Los análisis realizados en este trabajo han confirmado que la distribución de especies muestreadas en los tramos de estudio no es aleatoria, sino que se encuentra vinculada a la topografía del relieve y a las variables hidrológicas reflejadas en la bibliografía como las más importantes a la hora de modelar los rasgos de las especies de ribera. Estas son: magnitud, número de inundaciones, duración de las inundaciones, duración acumulada, momento en el que ocurre la inundación y profundidad del pie cuando este está inundado. Además, estos vínculos difieren según especies y categoría de crecimiento, siendo posible la asociación en *gremios ribereños de respuesta al flujo*.

Finalmente, se ha determinado un régimen de caudales ecológicos en el tramo medio del Jarama que puede contribuir a la conservación o recuperación del medio natural, considerando la variabilidad del flujo anual e interanual.

ABSTRACT

River regulation has been intensified in recent decades, severely altering the natural flows, and thus causing big problems in freshwater ecosystems. The environmental (e-flow) regime can help to coordinate several water requirements, reduce the degradation of these ecosystems, and repair their ecological integrity.

Research aims to provide rules for the establishment of an effective e-flow to sustain several components of the river ecosystems: fish and riparian vegetation. A series of important factors in hydrobiological habitat studies have been analyzed for the former, whereas the latter needs to be studied in greater depth.

Fish habitat simulation-based environmental flows assessment are the second most widely applied worldwide. The key component of this methodology is the habitat suitability criteria (HSC), but there are different potential sources of bias related with their parameterization. This study reviews the HSCs applied in e-flow studies conducted in Spain, looking for factors to develop accurate HSCs for a correct application.

On the other hand, the methodology for riparian vegetation e-flow is less developed than fish habitat simulation methodology, so it was necessary to carry out studies of riparian woody vegetation in two reaches of the Jarama River. These reaches have a well-developed vertical and horizontal riparian vegetation structure because they are in middle stretch of the Jarama river. This study of vegetation aims to:

- Analyze the relationship between the spatial distribution of riparian vegetation species and the topography of the riparian area,
- Evaluate the relationship between the riparian vegetation species and the flow regime and determine the water requirements of this vegetation,
- Specify hydrological variables that are more related to the distribution of species along the riparian zone,
- Confirm whether the variations in the spatial distribution of riparian species or needs about hydrological variables are different between species and / or growth categories.

This study has confirmed that the location of species along reaches is not random and they are linked to the topography and to the main hydrological variables indicated in the bibliography as shapers of the riparian species traits (magnitude, number of floods, duration, cumulative duration, timing, and height of water at tree base). In addition, this link differs depending on the species and growth categories, thus making it to associate in riparian vegetation-flow response guilds.

Finally, this e-flow assessment has determined a hydrological regime for the middle stretch of the Jarama river, considering the variability of the annual and interannual flow that contributes to the preservation of the environment.

I. INTRODUCCIÓN GENERAL



Según la Real Academia de la Lengua Española (RAE) un río es una “corriente de agua continua y más o menos caudalosa que va a desembocar en otra, en un lago o en el mar”, pero esta definición se queda corta para reflejar la totalidad de dicho sustantivo. La palabra deriva del latín “rivus”, arroyo, y desde siempre las grandes civilizaciones se asentaron a las orillas de ríos caudalosos, ya que, entre otras cosas, estos les proveían de agua para poder beber, lavar o regar; de peces para alimentarse; de tierras fértiles para poder cosechar; y de árboles y arbustos que a su vez aportaban sombra, leña o frutos. Por lo tanto, el río no es únicamente una corriente de agua, y son necesarias, al menos, dos palabras, para poder acercarnos a su verdadero contenido: *ecosistema fluvial*. El ecosistema fluvial se compone de cauce, zona de ribera, llanura de inundación y zona hiporreica (Elosegi y Sabater, 2009). Un sistema fluvial saludable abarca diversos hábitats a lo largo de sus llanuras aluviales; nutriendo, a su vez, diversos conjuntos de especies a lo largo de sus zonas de transición acuático-terrestre (Hayes et al., 2018). Pero esa “corriente de agua” de la que trata la RAE, es la componente esencial; y el régimen de flujo es la “variable maestra” que moldea la estructura y composición del resto de elementos, influyendo sobre los factores bióticos y abióticos del ecosistema fluvial (Boltz et al., 2019; Hayes et al., 2018; Kiernan et al., 2012; Naiman et al., 1999; Poff et al., 1997; Sofi et al., 2020; Torrez, 2014).

Los elementos que conforman el régimen hidrológico (magnitud, frecuencia, duración, tiempo y tasa de cambio) crean las condiciones necesarias para promover altos niveles de biodiversidad e integridad del ecosistema fluvial. El régimen de flujo natural influye en los ciclos de nutrientes, oxígeno, temperatura y calidad del agua; da forma a la geomorfología del cauce, zona de ribera y llanura de inundación; y proporciona hábitats adecuados para la biota de los ríos (macroinvertebrados, peces, vegetación del cauce y de la ribera, etc.). A su vez, la biota ha evolucionado según las presiones selectivas de la corriente (pulsos, sequías e inundaciones, anoxia, arrastre, entierro, etc.), adaptando su ciclo de vida, morfología y fenología a estas presiones. Por lo tanto, todo el ecosistema fluvial depende de la variabilidad del flujo (Hayes et al., 2018; Lytle y Poff, 2004; Merritt et al., 2010; Naiman y Décamps, 1997; Naiman et al., 2005; Poff et al., 1997; Thorp et al., 2006). La modificación de alguna de las componentes del régimen debido a la alteración generada por la gestión hídrica revertirá en una tendencia generalizada a la baja en la biodiversidad del ecosistema en general (Arthington et al., 2018).

Evaluaciones recientes realizadas a nivel mundial apuntan a que solo el 37% de los ríos de más de 1000 km siguen fluyendo libremente en toda su longitud y solo el 23% lo hacen de manera ininterrumpida hacia los océanos. Centrándonos en Europa, las cifras empeoran: el 13,6% y el 12,7% respectivamente; siendo las presas y los embalses la principal causa de que el agua no discurra de forma libre (Grill et al., 2019); si bien, las proyecciones a futuro de los efectos del cambio climático y del crecimiento de la población mundial pueden implicar, todavía, un mayor aumento en la regulación de los caudales de los ríos (Arthington et al., 2018; Jackson et al., 2001; McCoy-Sulentic et al., 2017). Gran parte de España se encuentra influenciada por el clima mediterráneo, y desde la perspectiva del volumen de agua necesario para hacer frente a las crecientes demandas, se considera el recurso como escaso; si bien estas presiones pueden acrecentarse con el cambio climático, debido a los pronósticos de aumento de la temperatura y disminución de las precipitaciones de la mayoría de los modelos

climáticos para finales del siglo XXI (Benito et al., 2003; Ceballos-Barbancho et al., 2008; Garcia-Ruiz et al., 2011; Montoya et al., 2016). Pero en la actualidad es ya uno de los territorios con mayor presión sobre sus recursos hídricos y ecosistemas asociados, y los números apoyan estas afirmaciones: En España existen 1225 presas construidas, de las cuales 1064 son grandes presas (aquellas cuya altura del muro es superior a 15 m según la definición de la Comisión Internacional de Grandes Presas, ICOLD); posicionándose como el país europeo con más infraestructuras de este tipo, y como el décimo estado a nivel mundial con el mayor número de grandes presas (SNCZI, s.f.; ICOLD, s.f.).

Estudios en todo el mundo han demostrado que los embalses y su regulación ocasionan una serie de consecuencias negativas en el medio fluvial (Batalla et al., 2004; Brandt, 2000; Bunn y Arthington, 2002; Dos Santos et al., 2018; Garcia et al., 2011; Kumar y Jayakumar, 2020; Magdaleno et al., 2018; Nilsson y Berggren, 2000; Nilsson y Svedmark, 2002; Poff y Hart, 2002; Renöfält et al., 2010; Rosenberg et al., 2000; Tonkin et al., 2018; Wang et al., 2019; Zhang y Wei, 2014). Estos efectos se pueden clasificar como cambios físicos y sus consecuencias biológicas; los primeros involucran a la hidrología de ríos y llanuras de inundación, movimiento de sedimentos y estructura de canales, mientras que las consecuencias biológicas incluyen a la mayoría de la biota del cauce, ribera y llanura de inundación (Rood et al., 2005).

Muchos de estos efectos son inmediatos y fácilmente perceptibles, como la obstrucción de las vías de migración de los peces, o la retención de sedimentos (Nilsson y Svedmark, 2002); este segundo caso provoca problemas aguas abajo, como la modificación morfológica del cauce (Roccati et al., 2019), pérdida de hábitats, disminución de la fertilidad en las llanuras de inundación o retroceso de las llanuras de los deltas; aumentando significativamente en este último caso la gravedad de los problemas de erosión costera (Bergillos y Ortega-Sánchez, 2017; Del Río et al., 2013). Otro de los grandes problemas que ocasionan es el cambio en las condiciones físicas y químicas del río aguas arriba de la construcción del embalse, modificando las condiciones de régimen de lótico a léntico y modificando el hábitat de todas las especies dependientes del río (Garcia et al., 2011). Este cambio de régimen provoca sedimentación de partículas, disminución de la transparencia del agua, valores más bajos de oxígeno disuelto y, en consecuencia, un menor número de especies acuáticas; disminuyendo, por ejemplo, la abundancia de peces nativos en el propio embalse, o modificándose la estructura de la comunidad y la riqueza de taxones de macroinvertebrados al aumentar los taxones más tolerantes a la contaminación y disminuir aquellos más sensibles a las perturbaciones y a la contaminación (Belmar et al., 2019; Cortes et al., 2002; Jonsson et al., 2013; Wu et al., 2019).

En cuanto a los efectos que provoca la regulación del régimen hídrico, estos dependen, en gran parte, del volumen embalsado y del uso que tenga la infraestructura (que influirá en cómo se opere con ella), con efectos ecológicos de diferente magnitud (Poff y Hart, 2002). Muchos efectos no son fácilmente perceptibles o no tan inmediatos; pero incluso pequeñas modificaciones en el régimen de flujo natural histórico tienen consecuencias significativas sobre algún componente del ecosistema fluvial, afectando a cualquier etapa de la historia de la vida de la biota y en todas las escalas espaciales (Bunn y Arthington, 2002). Ejemplos de esto son la modificación de la estructura de la comunidad de peces y de la vegetación ribereña.

En el primero, la distribución y abundancia de peces están fuertemente influenciadas por la velocidad del flujo, la disponibilidad de recursos y el régimen térmico, todos ellos bajo influencia hidrológica (Fornaroli et al., 2020). Además, la hidrología es clave en aspectos tales como la activación de la migración o el desove; y la reducción de las inundaciones, o un pulso de inundación disminuido, contribuye a un bajo reclutamiento de peces en los sistemas fluviales. Pero a su vez, picos elevados de flujo mantenidos frecuentemente, como los producidos aguas abajo de las hidroeléctricas, también desencadenan condiciones desfavorables para el desove y el reclutamiento de peces. En general, los peces más fácilmente adaptables a las nuevas condiciones del régimen reemplazan el nicho de las especies en desaparición, provocando el cambio en la estructura de la población de la fauna ictiológica (Bunn y Arthington, 2002; Sakaris, 2013; Wu et al., 2019).

En cuanto a la vegetación de ribera, la reducción tanto de la magnitud como de los eventos de las inundaciones, junto con la sequía y la homogeneización del flujo tienen consecuencias simplificadoras para toda la comunidad (Tonkin et al., 2018). Esto afecta directamente a la vegetación a través de una menor disponibilidad de agua y eliminación de las inundaciones necesarias para el reclutamiento de plántulas, resultando en la disminución de las especies autóctonas de ribera, el aumento en la cantidad de especies méxicas, ruderales, e incluso de especies de plantas leñosas invasoras, al poseer un conjunto de características y estrategias reproductivas más adaptadas a estas nuevas condiciones reguladas que las especies típicas de ribera (por ejemplo, *Populus* y *Salix* spp.), con ventanas estrechas de germinación y con mayores necesidades hídricas (Lytle, et al., 2017; Merritt et al., 2010; Merritt y Wohl, 2006; Ringold et al., 2008; Stromberg et al., 2007). A su vez, cambios en la comunidad de ribera podrían disminuir la biodiversidad a diversas escalas, como por ejemplo los resultados obtenidos por Bateman y Merritt (2020) que sugieren que los bosques ribereños autóctonos proporcionan un hábitat de mayor calidad para reptiles y anfibios en comparación con la vegetación no autóctona.

En resumen, los efectos que los embalses ocasionan se centran en la pérdida de la complejidad del hábitat para la flora y fauna nativa (Magdaleno et al., 2018) y en la alteración de servicios del ecosistema: la regulación de la red trófica, la biodiversidad (Mérona et al., 2005), la polinización y biomasa, junto con la invasión de vegetación exótica (Rolls y Bond, 2017). Si bien, los efectos y la magnitud exacta de los cambios en la regulación sobre el caudal y los sedimentos siguen siendo difícilmente predecibles debido a la singularidad de cada sistema fluvial (Nilsson y Svedmark, 2002).

Este siglo se ha caracterizado por grandes esfuerzos para revertir y/o mitigar los impactos de la regulación del flujo, consolidándose el concepto de caudales ecológicos como una componente central de la planificación de los recursos hídricos en la mayor parte del mundo (Acreman y Ferguson, 2010; Arthington et al., 2006; Bond et al., 2018; Kennard et al., 2010; Merritt et al., 2010; Poff, 2017; Poff et al., 2010; Richter, 2010; Tharme y King, 1998). Hoy en día, una de las definiciones de caudales ecológicos (*e-flow*) más aceptadas y conocidas es la Declaración de Brisbane (2007), al ser el primer documento donde se consensuó a nivel internacional la definición de caudales ecológicos. Esta declaración, avalada por más de 50 países, se realizó durante el 10º Simposio Internacional de Ríos, en la Conferencia Internacional de Caudales Ecológicos,

celebrados en Australia en septiembre de 2007. A lo largo del Simposio se compararon las diversas experiencias entre regiones y disciplinas, y se estableció una visión y dirección comunes para los caudales ecológicos a nivel internacional, instando a los gobiernos y a todos los agentes implicados a estimar los caudales ecológicos requeridos por cada masa de agua, desarrollados sobre metodologías científicamente robustas. Si bien, durante el 20º simposio internacional de ríos y la conferencia sobre caudales ecológicos celebrados en Brisbane en 2017, se volvió a examinar la Declaración de Brisbane sobre caudales ambientales, mediante un proceso de consulta de seis meses antes, durante y después del Simposio de Ríos de 2017, generándose una declaración y una agenda de acción renovadas.

En la declaración se hace explícito el enlace de los caudales ecológicos con la salud humana, funciones ecológicas específicas y valores sociales, acordando la definición de *e-flow* como “la cantidad, el momento y la calidad de los flujos de agua necesarios para mantener los ecosistemas de agua dulce y estuarinos y los medios de vida y el bienestar humanos que dependen de estos ecosistemas” (Hayes et al., 2018). Sin embargo, más de una década después de la primera declaración, y a pesar del progreso significativo en cuanto a la ciencia de los caudales ecológicos se refiere, los requisitos del régimen de caudales ecológicos aún no se han implementado y no se han evaluado adecuadamente en la gran mayoría de los ecosistemas acuáticos (Arthington et al., 2018; Declaración de Brisbane, 2007).

Si bien, el gran reto en la actualidad se encuentra en proporcionar reglas para el establecimiento de un régimen de caudales ecológicos efectivas para sostener las diferentes componentes de los ecosistemas fluviales, de manera que no se ignore la complejidad del sistema natural. Todavía hay una creciente tentación de seguir metodologías más simplistas y estáticas de caudales ecológicos para resolver los problemas de gestión de los ríos, a pesar del progreso considerable en la comprensión de cómo la variabilidad del flujo sustenta los ecosistemas de los ríos, lo que, a su vez, contribuye a una mayor degradación de las componentes del río (Arthington et al., 2006; Arthington et al., 2018; Hayes et al., 2018). Por ejemplo, muchos de los enfoques desarrollados se han centrado en los caudales mínimos, ignorando otras componentes bióticas y abióticas del ecosistema ribereño, y sin tener en cuenta la variabilidad del flujo interanual que rige los ciclos de vida más largos del ecosistema fluvial, tales como los árboles ribereños (Hayes et al., 2018; Rivaes et al., 2015).

El interés y la necesidad de estudios de caudales ecológicos ha sido regulado legalmente en algunos países. La Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE) y la Directiva Hábitats (92/43/CEE) establecen objetivos vinculantes en materia de protección y conservación de los ecosistemas que dependen del agua. Estos objetivos sólo pueden alcanzarse si se garantizan los regímenes de caudales ecológicos, y en la legislación española queda reflejado en varias normas que ponen de manifiesto la necesidad y el desarrollo de estudios concretos y cuantitativos sobre las necesidades hidrológicas de la fauna ictiológica y de la vegetación de ribera. Desde 1985 la Ley española ha tenido en cuenta la necesidad de asignar o reservar recursos cuyo destino era la conservación o la recuperación del medio natural; si bien hasta la Ley 10/2001 de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional no se definen los caudales ecológicos como tal, y es donde empiezan a considerar como una limitación previa a los flujos de los sistemas de

explotación, que deberán de fijarse en los Planes de Cuenca, mediante estudios específicos para cada tramo de río. La Ley 11/2005, de 22 de junio de modificación de la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional introduce la obligación de considerar a la fauna ictiológica y a la vegetación de ribera para fijar el régimen de caudales ecológicos, además de que se recojan los estudios y los valores correspondientes en los Planes Hidrológicos de la Demarcación Hidrográfica. Con relación a este último apartado se desarrolló en el apartado 3.4 de la Instrucción de Planificación Hidrológica aprobada por Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre (IPH) el procedimiento detallado para llegar a su establecimiento mediante diferentes metodologías. Tras varias modificaciones en las leyes, en la actualidad se establece que los caudales ecológicos deberán de *contribuir a la conservación o recuperación del medio natural y mantener como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera y a alcanzar el buen estado o buen potencial ecológicos en las masas de agua, así como a evitar su deterioro. Así mismo, el caudal ecológico deberá ser suficiente para evitar que por razones cuantitativas se ponga en riesgo la supervivencia de la fauna piscícola y la vegetación de ribera*. Esta definición está recogida en el Real Decreto 638/2016, de 9 de diciembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, el Reglamento de Planificación Hidrológica, aprobado por el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, y otros reglamentos en materia de gestión de riesgos de inundación, caudales ecológicos, reservas hidrológicas y vertidos de aguas residuales.

Por otro lado, la ley española también recoge los vínculos entre los ecosistemas dependientes de las masas de agua y el régimen de caudales ecológicos en dichas masas de agua: la IPH afirma que *en la medida en que las zonas protegidas de la Red Natura 2000 y de la Lista de Humedales de Importancia Internacional del Convenio de Ramsar puedan verse afectadas de forma apreciable por los regímenes de caudales ecológicos, éstos serán los apropiados para mantener o restablecer un estado de conservación favorable de los hábitat o especies, respondiendo a sus exigencias ecológicas y manteniendo a largo plazo las funciones ecológicas de las que dependen*.

La investigación realizada durante el desarrollo de esta tesis doctoral se centra en dos factores bióticos del ecosistema fluvial: peces y vegetación de ribera. Los requerimientos de ambos, tal y como se ha avanzado con anterioridad, son consideraciones fundamentales en la legislación española como objetivo para definir regímenes de caudales ecológicos. Según se revisará en el siguiente capítulo, la metodología de simulación de hábitat está muy desarrollada, pero hay aspectos en los que se puede avanzar y mejorar. Además, se ha querido explorar la base de esta metodología hidrobiológica para ver si, de alguna manera, era aplicable en la vegetación de ribera en aspectos en los que esta última está menos desarrollada. Por lo tanto, se ha revisado de la metodología hidrobiológica utilizada en España en los últimos años para la propuesta de caudales mínimos ecológicos, y más concretamente, la base de esta metodología: las curvas de idoneidad de la fauna ictiológica. Por otro lado, se ha analizado las necesidades de flujo de otras componentes del ecosistema ribereño, sobre las que influyen caudales más elevados y regidos por periodos interanuales, como es el caso de la vegetación de ribera. Aquí se pretende, por un lado, ampliar el conocimiento sobre el funcionamiento de la vegetación leñosa de ribera y por el otro, concretar

variables hidrológicas y valores de estas variables para una propuesta de caudales ecológicos. Finalmente, con toda la información recopilada en los regímenes de caudales bajos y altos, se pretende proponer un régimen de caudales ecológicos en el tramo medio del río Jarama. Esta tesis se ha desarrollado en seis capítulos, los cuatro capítulos se resumen a continuación.

Estado del arte de las curvas de idoneidad para peces utilizadas en la determinación de caudales ecológicos en España

Las curvas de idoneidad de hábitat (HSC), necesarias y fundamentales para el desarrollo de estudios de simulación de hábitat, son una de las limitaciones más estrictas a la utilización válida de esta metodología en la determinación de los caudales ecológicos. En este capítulo se hace una revisión de las metodologías utilizadas para el desarrollo de las HSC utilizadas para el estudio del régimen de caudales ecológicos en los planes hidrológicos de cuenca españoles, con el fin de conocer factores que se consideran determinantes para su correcta aplicación: revisión de las variables que la bibliografía considera más importantes, cuantificación del número de especies de peces autóctonas con HSC y para qué tipos de ríos se han estudiado, y, finalmente, posibles mejoras a introducir para que la base de los estudios de caudales ecológicos sea sólida.

Los avances más significativos de capítulo se presentaron mediante comunicación oral el 9 de junio del 2015 en el II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial (RestauraRíos) con el título *Estado del arte de las curvas de idoneidad para peces utilizadas en España en la determinación de caudales ecológicos* durante la sesión 2: *Obstáculos y continuidad longitudinal*. Por otro lado, está finalizado para enviar a la revista *Water Science and Technology*.

Distribución de la vegetación de ribera leñosa a través del gradiente topográfico de la ribera en dos tramos del río Jarama. Curvas de posicionamiento de especies por categorías de crecimiento

La restauración de los ecosistemas ribereños, y más concretamente, los estudios de caudales ecológicos enfocados a la vegetación de ribera requieren de un conocimiento detallado de la estructura y composición de las especies y de cómo se relacionan con la hidrología. La integración de la información de los patrones de distribución de las especies a varias escalas, entre la que se encuentra la transversal, puede ayudar a simplificar de alguna manera esta compleja interacción. En este capítulo se pretende comprobar si la distribución espacial de las comunidades de ribera está vinculada directamente a la variación ambiental en la zonación lateral del río, analizando la distribución espacial de la vegetación leñosa de ribera en dos tramos del río Jarama. Además, se quiere confirmar si, en caso de existir, esta variación es significativa entre especies y/o categorías de crecimiento. Para ello, se evaluarán las variables de posicionamiento de cada individuo (altura y distancia al thalweg), según categorías de crecimiento (tres para arbustos, y cuatro para árboles), mediante análisis estadísticos. También se analizarán los rangos de posicionamiento mediante curvas de frecuencia relativa para obtener rangos óptimos de distribución de estas especies y categorías de crecimiento.

Los contenidos más relevantes de este capítulo se han publicado en un artículo de la revista *River Research and Applications* (Fernández-Santamarina et al., 2016).

Además, el 10 de junio del 2015, se expuso mediante una comunicación oral en el II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial (RestauraRios) con el título *¿Cómo se distribuyen las especies vegetales de ribera a lo largo del gradiente topográfico? Aplicación al río Jarama (Madrid)* durante la sesión 7: La vegetación de ribera y su papel en la ecología fluvial. La comunicación está incluida dentro del libro de actas del Congreso.

Influencia de las variables del régimen hídrico en la distribución de las especies de ribera leñosa en dos tramos del río Jarama. Curvas de respuesta de los gremios de ribera o individuales por categoría de crecimiento

En este capítulo se explora el denominado *enfoque de gremio ribereño*, al considerarse una línea de investigación interesante al permitir generalizaciones entre diversas especies dentro del mismo gremio y proporcionar información sobre las tendencias generales de las poblaciones de plantas y sobre las estructuras de ensamblaje de las especies en una comunidad. El objetivo de este estudio es conocer la relación entre las especies leñosas de ribera en el tramo medio del Jarama y variables del régimen hidrológico (caudal, número de eventos y duración de la inundación, momento y profundidad de la lámina de agua) mediante curvas de respuesta de las especies a dichas variables, verificando si las relaciones difieren entre especies y / o categorías de crecimiento, y comprobando si estas relaciones son estadísticamente significativas para su agrupación en gremios de respuesta al flujo.

Se transmitió parte de esta investigación bajo el título *Respuestas de especies leñosas de ribera frente a las variables hidrológicas* mediante una comunicación oral impartida el 13 de junio del 2019 en el III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial (RestauraRios). durante la sesión 4B: *Los ríos y sus habitantes: recuperando biota acuática. Seminario internacional sobre el bosque de ribera mediterráneo (hábitat 92 A 0)*. La conferencia está incluida dentro del libro de actas del Congreso.

Por otro lado, a partir de este capítulo se está preparando un artículo para enviar a la revista *Science of the Total Environment*.

Estimación del régimen de caudales ecológicos según las necesidades de las especies piscícolas y la vegetación de ribera presentes en el tramo medio del Jarama

La finalidad de este capítulo es la propuesta de un régimen de caudales ecológicos en la zona de estudio del tramo medio del río Jarama, con los objetivos principales del mantenimiento de la vida piscícola y de su vegetación de ribera y que ayude a alcanzar el buen potencial estado en la masa de agua o a evitar su deterioro. Para ello, se ha utilizado gran parte de la investigación de los capítulos anteriores, teniendo en cuenta todos los factores determinantes considerados con anterioridad, para proponer un régimen respaldado por metodologías contrastadas científicamente.

Se está preparando un artículo de este capítulo para enviar a la revista *Water*.

Esta tesis doctoral se ha desarrollado dentro del programa de formación de personal investigador en el Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CETA) del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), en la Consejería Técnica. El CEDEX es un Organismo Autónomo, adscrito al Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana orgánicamente y con dependencia funcional de éste y del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. La beca se publicó en el BOE del 11 de septiembre del 2011 (Resolución de 25 de mayo de 2011, del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, por la que se convocan becas de formación de personal investigador en actividades y materias de la competencia de dicho organismo), bajo la línea temática de “Estudio sobre métodos de cálculo de caudales ecológicos”.

BIBLIOGRAFÍA

- Acreman, M. C., & Ferguson, A. J. D. (2010). Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology*, *55*(1), 32-48.
- Arthington, A., Bunn, S., Poff, N. L., & Naiman, R. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, *16*, 1311-1318.
- Arthington, A. H., Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D., . . . Capon, S. (2018). The Brisbane declaration and global action agenda on environmental flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, *6*.
- Arthington, A. H., Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management-Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*, *63*(8), 1022-1034.
- Batalla, R. J., Gomez, C. M., & Kondolf, G. M. (2004). Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, *290*(1-2), 117-136.
- Bateman, H. L., & Merritt, D. M. (2020). Complex riparian habitats predict reptile and amphibian diversity. *Global Ecology and Conservation*, *22*, 10.
- Belmar, O., Bruno, D., Guareschi, S., Mellado-Díaz, A., Millan, A., & Velasco, J. (2019). Functional responses of aquatic macroinvertebrates to flow regulation are shaped by natural flow intermittence in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, *64*(5), 14.
- Benito, G., Díez-Herrero, A., & Fernández de Villalta, M. (2003). Magnitude and Frequency of Flooding in the Tagus Basin (Central Spain) over the Last Millennium. *Climatic Change*, *58*(1), 171-192.
- Bergillos, R. J., & Ortega-Sánchez, M. (2017). Assessing and mitigating the landscape effects of river damming on the Guadalfeo River delta, southern Spain. *Landscape and Urban Planning*, *165*, 117-129.
- Boltz, F., LeRoy Poff, N., Folke, C., Kete, N., Brown, C. M., St. George Freeman, S., . . . Rockström, J. (2019). Water is a master variable: Solving for resilience in the modern era. *Water Security*, *8*, 100048.
- Bond, N., Grigg, N., Roberts, J., McGinness, H., Nielsen, D., O'Brien, M., . . . Stratford, D. (2018). *Assessment of environmental flow scenarios using state-and-transition models* (Vol. 63).
- Brandt, S. A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, *40*, 375-401.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, *30*(4), 492-507.
- Ceballos-Barbancho, A., Morán-Tejeda, E., Luengo-Ugidos, M. Á., & Llorente-Pinto, J. M. (2008). Water resources and environmental change in a Mediterranean environment: The south-west sector of the Duero river basin (Spain). *Journal of Hydrology*, *351*(1), 126-138.
- Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., & Oliveira, D. (2002). Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, *18*(4), 367-382.

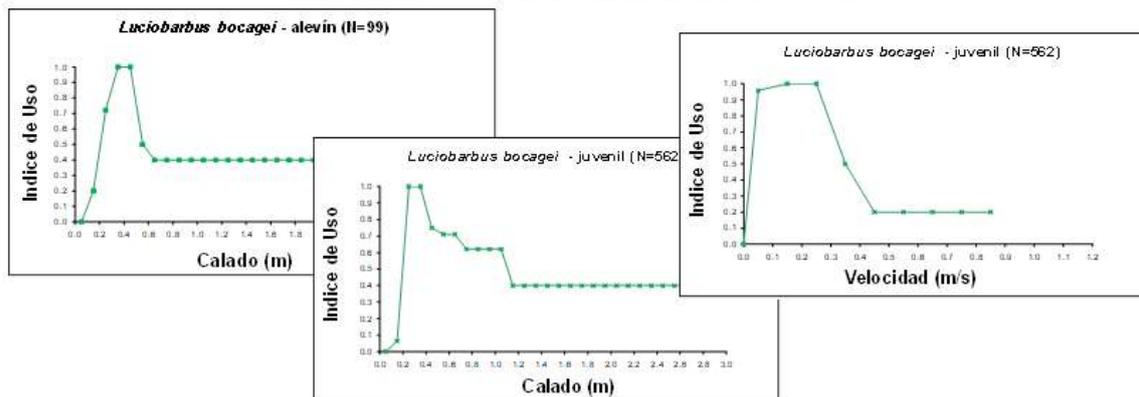
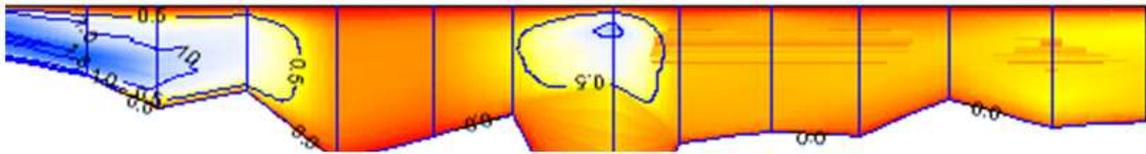
- The Brisbane Declaration (2007). "Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being," in 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference (Brisbane, Australia). Recuperado de:
<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/ELOHA/Pages/Brisbane-Declaration.aspx>
- Del Río, L., Gracia, F. J., & Benavente, J. (2013). Shoreline change patterns in sandy coasts. A case study in SW Spain. *Geomorphology*, 196, 252-266.
- Dos Santos, N. C. L., Garcia-Berthou, E., Dias, J. D., Lopes, T. M., Affonso, I. D., Severi, W., . . . Agostinho, A. A. (2018). Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia*, 819(1), 77-91.
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Bilbao: Fundación BBVA.
- Fernández-Santamarina, A., Magdaleno, F., & Udias, A. (2016). Spatial Variation of Woody Riparian Vegetation across the Riverbank Topographic Gradient in Mediterranean Rivers: Species and Growth Categories. *River Research and Applications*, 32(6), 1289-1301.
- Fornaroli R., Muñoz-Mas R., Martínez-Capel F (2020). Fish community responses to antecedent hydrological conditions based on long-term data in Mediterranean river basins (Iberian Peninsula). *Science of The Total Environment*, 728, 138052.
- García-Ruiz, J. M., López-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S. M., Lasanta-Martínez, T., & Beguería, S. (2011). Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 121-139.
- García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., & Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27(3), 312-327.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., . . . Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers (vol 569, pg 215, 2019). *Nature*, 572(7768), E9-E9.
- Hayes, D. S., Brandle, J. M., Seliger, C., Zeiringer, B., Ferreira, T., & Schmutz, S. (2018). Advancing towards functional environmental flows for temperate floodplain rivers. *Science of the Total Environment*, 633, 1089-1104.
- International Commission On Large Dams (ICOLD) (Sin fecha). Recuperado de:
https://www.icold-cigb.org/GB/world_register/general_synthesis.asp.
- Jackson, R. B., Carpenter, S. R., Dahm, C. N., McKnight, D. M., Naiman, R. J., Postel, S. L., & Running, S. W. (2001). Water in a changing world. *Ecological Applications*, 11(4), 1027-1045.
- Jonsson, M., Deleu, P., & Malmqvist, B. (2013). Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River Research and Applications*, 29(5), 537-547.
- Kennard, M., Pusey, B., Olden, J., Mackay, S., Stein, J., & Marsh, N. (2010). Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater Biology*, 55, 171-193.
- Kiernan, J. D., Moyle, P. B., & Crain, P. K. (2012). Restoring native fish assemblages to a regulated California stream using the natural flow regime concept. *Ecological Applications*, 22(5), 1472-1482.

- Kumar, A. U., & Jayakumar, K. V. (2020). Hydrological alterations due to anthropogenic activities in Krishna River Basin, India. *Ecological Indicators*, 108, 8.
- Lytle, D., & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(No 2), 94-100.
- Lytle, D. A., Merritt, D. M., Tonkin, J. D., Olden, J. D., & Reynolds, L. V. (2017). Linking river flow regimes to riparian plant guilds: a community-wide modeling approach. *Ecological Applications*, 27(4), 1338-1350.
- Magdaleno, F., Donadio, C., & Kondolf, G. M. (2018). 30-year response to damming of a Mediterranean river in California, USA. *Physical Geography*, 39(3), 197-215.
- McCoy-Sulentic, M. E., Kolb, T. E., Merritt, D. M., Palmquist, E., Ralston, B. E., Sarr, D. A., & Shafroth, P. B. (2017). Changes in Community-Level Riparian Plant Traits over Inundation Gradients, Colorado River, Grand Canyon. *Wetlands*, 37(4), 635-646.
- Merona, B., Vigouroux, R., & Tejerina-Garro, F. L. (2005). Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551(1), 33-47.
- Merritt, D., Scott, M., Poff, L., Auble, G., & Lytle, D. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology*, 55, 206-225.
- Merritt, D., & Wohl, E. (2006). Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Research and Applications*, 22(1), 1-26.
- Montoya, F. G., Baños, R., Meroño, J. E., & Manzano-Agugliaro, F. (2016). The research of water use in Spain. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4719-4732.
- Naiman, R., & D'écamps, H. (1997). THE ECOLOGY OF INTERFACES: Riparian Zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28, 209-212.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities* (1 ed.). San Diego: Academic Press.
- Naiman, R. J., Elliott, S. R., Helfield, J. M., & O'Keefe, T. C. (1999). Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia*, 410, 79-86.
- Nilsson, C., & Berggren, K. (2000). Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience*, 50(9), 783-792.
- Nilsson, C., & Svedmark, M. (2002). Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes: Riparian Plant Communities. *Environmental Management*, 30(4), 468-480.
- Poff, N. (2017). *Beyond the natural flow regime? Broadening the hydro-ecological foundation to meet environmental flows challenges in a non-stationary world.*
- Poff, N., & Hart, D. (2002). How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. *BioScience*, 52, 659-668.
- Poff, N. L., Allan, D., Bain, M., Karr, J., Prestegard, K., Richter, B., . . . Stromberg, J. (1997). The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(No. 11).
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., . . . Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55(1), 147-170.

- Renöfält, B. M., Jansson, R., & Nilsson, C. (2010). Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 49-67.
- Richter, B. D. (2010). Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries. *River Research and Applications*, 26, 1052-1063.
- Ringold, P. L., Magee, T. K., & Peck, D. V. (2008). Twelve invasive plant taxa in US western riparian ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), 949-966.
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G., & Ferreira, M. T. (2015). Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecological Engineering*, 81(0), 428-438.
- Roccati, A., Faccini, F., Luino, F., De Graff, J. V., & Turconi, L. (2019). Morphological changes and human impact in the Entella River floodplain (Northern Italy) from the 17th century. *Catena*, 182.
- Rolls, R. J., & Bond, N. R. (2017). Environmental and ecological effects of flow alteration in surface water ecosystems. In *Water for the Environment* (pp. 65-82). Academic Press.
- Rood, S. B., Samuelson, G. M., Braatne, J. H., Gourley, C. R., Hughes, F. M., & Mahoney, J. M. (2005). Managing river flows to restore floodplain forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(4), 193-201.
- Rosenberg, D. M., McCully, P., & Pringle, C. M. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience*, 50(9), 746-751.
- Sakaris, P. (2013). A Review of the Effects of Hydrologic Alteration on Fisheries and Biodiversity and the Management and Conservation of Natural Resources in Regulated River Systems. *Current perspectives in contaminant hydrology and water resources sustainability. InTech, Rijeka, Croatia*, 273-297.
- Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables (SNCZI) (Sin fecha). *Inventario de Presas y Embalses*. Recuperado de <https://sig.mapama.gob.es/snczi/index.html?herramienta=DPHZI>.
- Sofi, M. S., Bhat, S. U., Rashid, I., & Kuniyal, J. C. (2020). The natural flow regime: A master variable for maintaining river ecosystem health. *Ecohydrology*, 12.
- Stromberg, J., Lite, S., Marler, R., Paradzick, C., Shafroth, P., Shorrock, D., . . . White, M. (2007). Altered stream-flow regimes and invasive plant species: the Tamarix case. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 381-393.
- Tharme, R. E., & King, J. M. (1998). *Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems* (No. 576/1/98). Water Research Commission.
- Thorp, J. H., Thoms, M. C., & DeLong, M. D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, 22(2), 123-147.
- Tonkin, J. D., Merritt, D. M., Olden, J. D., Reynolds, L. V., & Lytle, D. A. (2018). Flow regime alteration degrades ecological networks in riparian ecosystems. *Nature ecology & evolution*, 2(1), 86-93.
- Torrez, N J. (2014). *Environmental Flow Regime Recommendations for the Promotion of Salicaceae Seedling Recruitment in California's Central Valley*. Master's Projects and Capstones. 26. University of San Francisco, California.

- Wang, J., Ding, L. Y., Tao, J., Ding, C. Z., & He, D. M. (2019). The effects of dams on macroinvertebrates: Global trends and insights. *River Research and Applications*, 35(6), 702-713.
- Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., . . . Ye, S. (2019). Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of Cleaner Production*, 221, 480-489.
- Zhang, M. F., & Wei, X. H. (2014). Alteration of flow regimes caused by large- scale forest disturbance: a case study from a large watershed in the interior of British Columbia, Canada. *Ecohydrology*, 7(2), 544-556.

II. ESTADO DEL ARTE DE LAS CURVAS DE IDONEIDAD PARA PECES UTILIZADAS EN LA DETERMINACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS EN ESPAÑA



ÍNDICE DE CONTENIDOS DEL CAPÍTULO

1. INTRODUCCIÓN.....	21
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
2.1. Caracterización del área de estudio.....	25
2.2. Recopilación de datos.....	27
2.3. Caracterización de los HSC.....	27
2.4. Robustez de las curvas de idoneidad	33
2.5. Análisis de la aplicabilidad de los HSC y necesidades de estudios.....	34
3. RESULTADOS.....	34
3.1. Robustez de las curvas de idoneidad	35
3.2. Análisis de la aplicabilidad de los HSC y necesidades de estudios.....	38
4. DISCUSIÓN	42
5. BIBLIOGRAFÍA.....	46

1. INTRODUCCIÓN

El concepto de “caudal ecológico” nace en respuesta a la degradación de los ecosistemas fluviales, generada por la intensificación del desarrollo de las infraestructuras y la consiguiente explotación de los recursos hídricos, siendo el medio para la armonización del uso del agua con el mantenimiento de la funcionalidad del ecosistema acuático. En este contexto, los estudios de regímenes de caudales ecológicos y su implementación son herramientas fundamentales para la protección y restauración tanto del propio ecosistema como de los humedales y estuarios asociados, y de los servicios ecosistémicos que proveen; así como para aumentar la resiliencia de todos ellos, protegiéndolos contra los potenciales efectos adversos del cambio climático (Arthington et al., 2018; Arthington et al., 2010; Boltz et al., 2019; Olden y Naiman, 2010).

Las evaluaciones de caudales ambientales comenzaron a finales de la década de 1940 en los ríos y arroyos de la zona oeste de los Estados Unidos, donde su principal objetivo era proteger las pesquerías. Han evolucionado progresivamente, teniendo su principal impulso debido a exigencias legales, en EE. UU. en la década de 1970 y en Inglaterra, Australia, Sudáfrica y Nueva Zelanda en la década de 1980 (Poff, et al., 2017). Este avance se extiende actualmente a más de 200 metodologías con diferentes perspectivas en 44 países de todo el mundo (European-Comission, 2015; Tharme, 2003). Las cuatro categorías principales de métodos que fueron evidentes desde el principio siguen siendo relevantes en la actualidad: métodos hidrológicos, de clasificación hidráulica, simulación de hábitat y holísticos (Poff et al., 2017). Si bien en la actualidad hay un gran avance de las metodologías holísticas, los métodos de simulación de hábitat (Bovee, 1982; Bovee et al., 1998; Stalnaker et al., 1995) ocupan el segundo lugar, el 28% sobre el total global en frecuencia de aplicación a escala global (Tharme, 2003).

El Instream Flow Incremental Metodología (IFIM) creado por *Fish and Wildlife Service* (Bovee y Milhous 1978; Bovee et al., 1998) fue el primer marco metodológico para la evaluación del impacto ambiental y la negociación en los esquemas de asignación de agua (Paredes-Arquiola et al., 2013). Además, es una de las metodologías más científica y jurídicamente defendible disponible aplicado en más de 20 países (Tharme, 2003). Uno de los componentes clave de la IFIM es el desarrollo de una relación funcional entre los parámetros físicos de microhábitats y flujo de la corriente; este procedimiento permite la comparación directa de los efectos potenciales de los regímenes de flujo mediante la hidrología en el tiempo (Payne y Allen, 2009).

Los criterios de idoneidad de hábitat (HSC) son funciones matemáticas que intentan describir cómo una especie y talla (o estado de desarrollo) selecciona distintos tipos de hábitats, su probabilidad de presencia o su densidad en distintos hábitats. Estos pueden realizarse de distintos modos, siendo el más sencillo las curvas univariantes, que indican valores de idoneidad entre cero (inaceptable) y uno (excelente) para cada variable, comúnmente velocidad media, profundidad, sustrato y refugio.

El uso de HSC precisos es, para algunos autores (Gore y Nestler, 1988; King y Tharme, 1994) la restricción más importante para el uso válido de la metodología IFIM, ya que existen diversas fuentes potenciales de errores asociados con la construcción de HSC y su aplicación. Los elementos de discusión son variados, tocando diversos aspectos de la



metodología. Uno de ellos se centra en que las curvas de uso del microhábitat no se pueden mezclar con preferencias de comportamiento reales, al basarse en el recuento de los peces sobre un máximo en un momento concreto (Hudson et al., 2003; Mathur et al., 1985). Además, diversos factores no contemplados en las curvas afectan a la selección del hábitat por los peces. Ejemplos de ello son factores que influyen en la distribución y abundancia: factores físicos (temperatura, estación, momento del día, etc.) y factores biológicos centrados en las interacciones inter e intraespecíficas (como por ejemplo depredación y competencia) (Gore y Nestler, 1988; Irvine et al., 1987; Nestler, 1993; Peñas-Silva, 2008; Thomas y Bovee, 1993). Por esta razón, los factores no contemplados en las curvas deberían mantenerse en valores relativamente controlados (como parámetros) durante cada estudio concreto; en otras palabras, la estratificación de datos según los factores que afectan la selección del hábitat, antes de desarrollar los HSC, es un paso fundamental para obtener exhaustivos y precisos HSC (Bovee, 1986).

El segundo de los focos de discusión son las variables consideradas en la descripción del hábitat utilizable, más o menos significativas según la especie y estados de desarrollo. Es el caso de la velocidad: la más comúnmente utilizada es la velocidad media (Milhous et al., 1989) por ser la manejada en los modelos hidráulicos. Pero en algunas situaciones, la toma de datos sería más adecuada en las ubicaciones exactas de los peces, (ej. velocidad focal o de fondo) (Milhous, 1999), por ser más significativa biológicamente. Ejemplos de ello son diversas especies del género *Barbus*, que se alimentan y nadan muy cerca del fondo del cauce fluvial (Martinez-Capel y García de Jalón, 2004).

La tercera causa de disenso se centra en la forma de considerar las variables. Algunos autores mantienen que curvas univariadas pueden inducir a un sesgo al no considerar interacciones entre las variables (Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Vismara, Azzellino, Bosi, Crosa, y Gentili, 2001), pero según Conallin, Boegh, y Jensen (2010) en la actualidad siguen siendo más utilizadas las univariantes (Papadaki et al., 2020; Papadaki et al., 2017). Guay et al. (2000) demostraron los beneficios de aplicar enfoques multivariantes. En un estudio de comparación entre curvas univariantes y multivariantes (*Generalized Additive Models*, GAMs) de trucha común en el río Clutha (Nueva Zelanda) se demostró la interacción entre variables, si bien en este caso los GAMs proporcionaron sólo una pequeña mejora en el ajuste a los datos que los univariantes (Jowett y Davey, 2007). Debido a diversas ventajas de los modelos estadísticos actuales, los HSC multivariantes se han desarrollado mucho en los últimos 15 años (De Pauw et al., 2006; Muñoz-Mas et al., 2014; Muñoz-Mas et al., 2012; Muñoz-Mas et al., 2016; Rezaei y Sengul, 2019).

El cuarto punto de controversia son las metodologías utilizadas en el muestreo de peces: métodos de captura, observación directa mediante buceo o radio seguimiento (Beecher, et al., 2002; Groves y Chandler, 1999; Harris y Hightower, 2011). El tipo de muestreo a realizar normalmente se selecciona en función de la especie, talla, características del hábitat y condiciones de visibilidad en el tramo. El utilizar uno u otro tiene sus pros y sus contras, siendo fundamental la no perturbación del organismo que se está estudiando, por lo tanto, es preferible la observación directa subacuática por producir menor sesgo (McManamay et al., 2014).



El quinto y último grupo considerado gira en torno a las categorías de las curvas, en cuanto a la procedencia de los datos y del tratamiento de estos. Estas pueden ser: i) categoría I que son aquellas curvas basadas en la opinión de expertos; ii) categoría II o curvas de utilización del hábitat, basadas en el análisis de la frecuencia de datos de uso del microhábitat; iii) categoría III o curvas de preferencia, que combinan el análisis de frecuencia con información de disponibilidad de hábitat (Bovee, 1986). En este caso, a la ventaja de considerar la disponibilidad de hábitat se enfrenta la desventaja de introducir efectos matemáticos que pueden alterar los resultados, produciéndose en general una sobre corrección al dividir el uso por la disponibilidad (Manly et al., 1993). El método de igual esfuerzo (Johnson, 1980), muestreando igual área de los distintos tipos de hábitats mediante una previa y adecuada estratificación (curvas de Categoría II½) ha sido considerado óptimo por distintos autores, ya que considera la disponibilidad de hábitat en un tramo, corrigiendo el error producido por la distinta disponibilidad de distintos hábitats sin crear una sobre corrección artificial (Bovee et al., 1998; Martínez-Capel, 2011; Payne y Allen, 2009). Por último, los métodos estadísticos multivariantes, u otros como modelos realizados mediante técnicas de *machine learning*, etc., se suelen agrupar como categoría IV.

Conocer la metodología utilizada para la formación de las curvas es fundamental para la consistencia de los resultados hidrobiológicos sin ser cuestionados. Sin curvas o índices precisos, sin importar el nivel de la sofisticación y el poder predictivo de las simulaciones hidráulicas, no es posible evaluar los cambios en la idoneidad de hábitat para especies objetivo (Arthington y Zalucki, 1998).

En España, una serie de autores aplicaron la simulación del hábitat físico en la década pasada (Mayo, 2000; Martínez-Capel 2000 y 2001; García de Jalón, 2003). Parte de las predicciones realizadas por los modelos ecohidráulicos, combinados con criterios de idoneidad del hábitat para los organismos objetivo (Díez-Hernández 2006), con el fin de crear relaciones cuantitativas de caudal vs. Hábitat Potencial Útil de el /los organismo/s indicador/es. Para este propósito, desde dicha época en España se han elaborado estudios de uso de microhábitat para algunas especies de macroinvertebrados y de peces (salmónidos y ciprínidos) (Belmar et al., 2019, Martínez-Capel, 2000, Muñoz-Mas et al., 2016).

El concepto de caudal ecológico en España ha ido evolucionando a lo largo del tiempo, y adaptándose en la legislación española a tenor de las exigencias medioambientales y avances en la investigación científica. La normativa actualmente vigente (Orden ARM/2656/2008, Instrucción de Planificación Hidrológica, IPH) establece la metodología a seguir, precisando de estudios hidrológicos e hidrobiológicos para la propuesta del régimen de caudales ecológicos en masas de agua superficiales.

Se impulsó entre 2008-2011 desde la Dirección General del Agua (MMA) del entonces *Ministerio Medio Ambiente y Medio Rural y Marino* la elaboración de curvas de idoneidad adecuadas para las especies autóctonas con objeto de acometer los estudios que definieran los requerimientos hídricos. Para ello, dentro de las encomiendas para diferentes Demarcaciones Hidrográficas, se presupuestaron partidas para que se revisasen las curvas existentes para la ictiofauna autoctóna, y para aquellas especies que no tenían estudios de idoneidad de hábitat, se propuso su desarrollo.



Uniendo estas a las curvas realizadas con anterioridad para algunos salmónidos y ciprínidos endémicos de España; y a las desarrolladas en otros países tales como Portugal, Francia o EE. UU., pero consideradas por los expertos válidas para utilizar en los estudios de caudales ecológicos, resulta una batería de curvas de diversos autores y metodologías.

En este trabajo se pretenden explorar las curvas de idoneidad aplicadas en los estudios de simulación del hábitat en ríos españoles, usadas para la gran mayoría de estudios de caudales ecológicos en los Planes Hidrológicos de Cuenca de las Demarcaciones Españolas (PHC). Es preciso conocer su grado de robustez para investigar posibles mejoras a efectuar; y que los estudios de simulación de hábitat tengan una base sólida para realizar predicciones verificables. Más concretamente, con este trabajo se pretende responder a las siguientes cuestiones:

- i) ¿Qué curvas se han utilizado para los estudios de caudales ecológicos de las cuencas peninsulares, y cuál su grado de robustez?
- ii) ¿Qué especies de peces del territorio español y en qué tipo de ríos carecen de curva de idoneidad?
- iii) ¿Qué curvas de idoneidad de peces es preciso modificar y / o generar?

2. MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación, y resumido en la figura 1, se expone el esquema que se ha seguido para responder a las cuestiones planteadas en el apartado anterior.

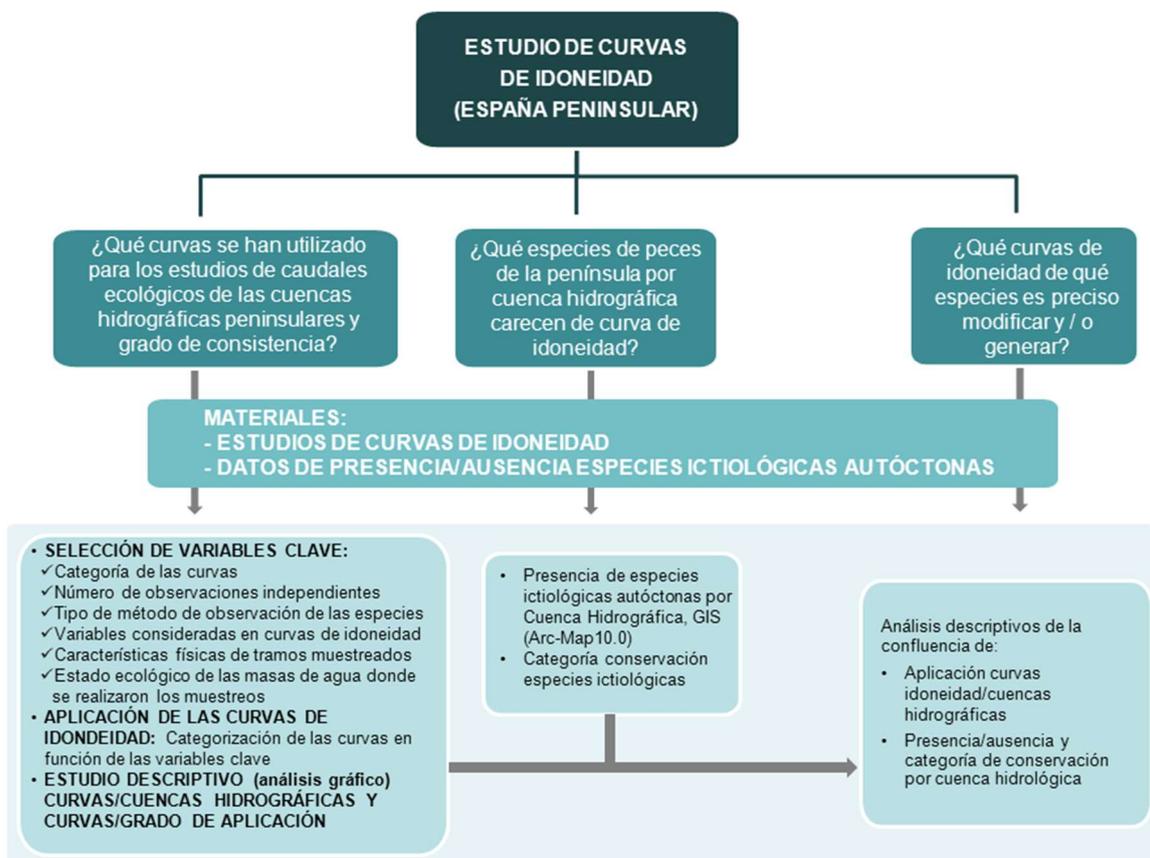


Figura 1 Esquema de materiales y métodos para cumplir con los objetivos del estudio

2.1. Caracterización del área de estudio

El ámbito de estudio corresponde a las Demarcaciones Hidrográficas españolas peninsulares (representadas en la figura 2), donde se han utilizado las curvas de idoneidad estudiadas. En la tabla 1 se muestra un resumen de las características físicas de las Demarcaciones Hidrográficas. Existen grandes variaciones en temperatura, precipitación y evapotranspiración, sobre todo de Norte a Sur del país. Debido a estas grandes diferencias climáticas existe un acusado gradiente entre ríos de las diferentes vertientes (atlántica, cantábrica y mediterránea). Estas marcadas variaciones no solo se aprecian entre Demarcaciones, sino que dentro de una misma Demarcación pueden encontrarse grandes diferencias hidrológicas.

En la figura 2 se ubican los tramos donde se realizaron muestreos para las curvas de idoneidad. Los muestreos se encuentran desigualmente repartidos por el ámbito de estudio. Debido a la exigencia en la metodología de generación de curvas de que no exista alteración que limite la selección del hábitat por las especies piscícolas, normalmente se ubican en tramos altos o medios de los ríos (exceptuando los tramos donde se estudia la freza de especies anádromas como la saboga (*Alosa fallax*), que se realiza en tramos bajos de los ríos). Otros criterios necesarios para realizar el muestreo

es el requerimiento de cierta abundancia de especies objeto de estudio, con suficiente visibilidad, y tramos con heterogeneidad de microhábitats, y heterogeneidad de variables estudiadas por separado. Si es posible, se buscan tramos en los que todo el conjunto de variables tenga un rango lo más amplio posible (Mayo et al., 2009).



Figura 2 Ubicación de las cuencas donde se han utilizado las curvas del presente estudio

Tabla 1 Datos físicos referentes a las Demarcaciones Hidrográficas de España peninsular. P med= precipitaciones medias (mm/año), T mín y T máx=temperaturas (°C) mínimas y máximas (año), ETP =Evapotranspiración potencial y ETR = evapotranspiración real en mm/años; todos los parámetros están referidos a la serie de años desde 1940-41 al 2009-10 (MAPAMA, 2014). Los datos referentes a las cuencas internas del País Vasco se incluirán en esta y en el resto de las tablas del documento, en el Cantábrico Oriental

Demarcaciones Hidrográficas	Código	Superficie (km ²)	Longitud ríos (km)	N embalses	P (med)	T (min)	T (máx)	ETP	ETR
Cantábrico Occidental	1	17,436	3,839	36	1253	0	20.6	701	515
Cantábrico Oriental	2	5,807	1,282	34	1400	-0.7	22.7	713	580
Galicia-Costa	3	13,217	2,875	24	1534	5	21.5	703	599
Miño-Sil	4	17,592	4,473	58	1234	1.5	21.5	627	490
Duero	5	78,860	13,539	87	614	-0.9	22.6	794	457
Tago	6	55,764	10,130	298	636	-0.1	26.1	962	464
Guadiana	7	55,389	8,046	175	525	2.6	28.1	983	434
Tinto, Odiel y Piedras	8	4,751	871	57	641	6.3	28.3	1113	488
Guadalquivir	9	57,228	9,701	118	583	4.2	27.8	1043	443
Guadalete y Barbate	10	5,928	1,195	22	779	6.8	28.7	1377	539
Cuencas Mediterráneas Andaluzas	11	17,948	2,145	45	541	5.8	26.7	1070	374
Segura	12	18,897	1,469	37	382	3.8	27.4	983	335

Demarcaciones Hidrográficas	Código	Superficie (km ²)	Longitud ríos (km)	N embalses	P (med)	T (min)	T (máx)	ETP	ETR
Júcar	13	42,958	5,386	51	515	1.6	25.6	908	441
Ebro	14	85,567	12,495	212	646	-0.9	24.2	790	460
Cuencas internas de Cataluña	15	16,494	2,786	14	714	1.2	25.3	808	532
TOTAL		493,836	80,232	1,268	799.8	2.4	25.1	905	476.7

2.2. Recopilación de datos

Por un lado, se han recopilado estudios de curvas de idoneidad previa consulta en los diferentes Planes Hidrológicos aprobados en el 1^{er} ciclo de planificación hidrológica (2009-2015), extrayendo información sobre metodologías utilizadas para muestreos y generación de curvas. Así, se trabajó con 84 curvas correspondientes a diferentes especies, estados de desarrollo y autores (tabla 2Tabla 2).

Por otro lado, se han recopilado datos de presencia/ausencia de las especies ictiológicas existentes en la España, así como su estado de conservación. Se tuvieron en cuenta también aquellas especies que, aunque no estuviesen presentes en las pescas, fuesen autóctonas en alguna de las cuencas (Doadrio, 2002; Doadrio et al., 2011). Los estudios considerados fueron:

- Datos procedentes de la base de datos europea EFI+ (*Improvement and Spatial extension of the European Fish Index*). 2009. Topología puntual.
- Base de datos Ictiofauna continental española: bases para su seguimiento. (Doadrio et al., 2011). Topología puntual.
- Base de datos de la Dirección General del Agua (DGA) del MITERD. Topología puntual.

En España existen 61 especies piscícolas autóctonas (Doadrio et al., 2011), pero para este estudio se han considerado 50 debido a la existencia/no existencia de datos de presencia/ausencia de especies.

2.3. Caracterización de los HSC

Para dar respuesta a las dos preguntas iniciales se exponen a continuación variables que caracterizan las curvas de idoneidad. Se han seleccionado aquellas que se consideran más relevantes dentro de la bibliografía en cuanto al grado de robustez y aplicabilidad, y de las cuales se tuviese disponibilidad de datos.

Número de observaciones independientes tomadas en los muestreos (N)*: Puntos de datos que representan los lugares donde uno o más peces de la especie objetivo y clase de tamaño en estudio fue/fueron capturados u observados (Bovee, 1986). Se considera la variable más importante que influye sobre la robustez de la curva. En general, y según Bovee (1986), el valor de N* necesario para construir un histograma de frecuencias razonablemente suave se encuentra entre 150 y 200.

Categoría de las curvas: La categoría influye directamente sobre la aplicabilidad de la curva en función del río al que se quiera destinar, pero la metodología de las curvas, implícita en la categoría, influye directamente sobre su robustez. Curvas elaboradas en tramos fluviales han demostrado ser más exactas frente a las genéricas (Bovee et al.,

1998; Greenberg et al., 1996; Vismara et al., 2001). Además, la idoneidad del hábitat debe de ser determinado a partir de observaciones de uso en una amplia variedad de hábitats (Bovee, 1986); si no, la aplicabilidad de los criterios de idoneidad se limitará a la gama de condiciones de las que se desarrollaron (Jowett y Davey, 2007). Dentro de las curvas elaboradas en sitios concretos, las más precisas son aquellas cuyo enfoque está basado en el equal –effort (Johnson, 1980), como se ha explicado anteriormente (categoría II½.).

Tipo de método utilizado para la observación de las especies objetivo: La selección del muestreo se realiza en función de diversas variables (condiciones de visibilidad del tramo, tipo de especie y estadio...), existiendo tipos de muestreos mejor valorados que otros, debido, fundamentalmente, a que la escala de precisión es diferente en cada método. Para la elaboración de las curvas se utilizaron diversas metodologías:

- **Captura:** Mediante la pesca eléctrica o capturando a los peces con redes en tramos vadeables. Indicada en aquellos casos en los que no existe gran visibilidad. La pesca eléctrica puede originar errores en la descripción de los hábitats ocupados, al producirse una atracción de los peces desde otros microhábitats debido a la galvanotaxia (Brosse et al., 2001; Mayo et al., 2009).
- **Observación directa:**
 - Desde la superficie: muy sensible a la turbulencia superficial, y a las condiciones de luz, peces de gran tamaño pueden pasar desapercibidos. Puede ser útil para observar si el comportamiento de los peces en el tramo es adecuado y si merece la pena su estudio en detalle.
 - Bajo el agua: mediante la técnica de buceo con “snorkel” es uno de los métodos más confiables, al basarse en la posición exacta de los peces en la columna de agua (Milhous 1999), siendo posible tomar datos de *nose velocity* y *nose heigh* (Martinez-Capel y García de Jalón, 2004). Además de conocer el comportamiento y actividad que está realizando el pez (Bovee, 1986).
- **Observación indirecta por radio seguimiento:** requiere de la captura previa de los individuos a seguir, pero tiene la ventaja de no perturbar a los peces durante la toma de datos. Estas técnicas presentan limitaciones en cuanto a la escala de trabajo, ya que dentro de la zona donde se localiza el pez (aproximadamente 1-5 m²) puede haber una considerable variabilidad en el microhábitat (Larimore y Garrels, 1985; Lucas y Batley, 1996). Una de las grandes desventajas es el coste.

Tabla 2 Curvas de idoneidad por especie, talla (etapa: Al=alevín, Ju=juvenil, Ad =adulto, Única=talla única y Fr= Freza), Cuencas donde se realizaron los muestreos (en el caso de ser río no español se indica el río y el país) y categoría de la curva. Se muestra el número de curvas por especie en función de los estados de desarrollo indicados, y las referencias a los estudios. También se muestra el código (código curva) que se utilizará para hacer referencia a las curvas

Especie	Código	Familia	Nombre común	Etapa	Cuenca (C. H.)	Cat. Curva	Código curva	Referencia
<i>Achondrostoma arcasii</i> (Steindachner, 1866)	Aar	Cyprinidae	Bermejuela	Única	Tajo, Júcar	II½	AarOs2.5	(Martínez-Capel et al., 2009)
<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	Aal, Af	Clupeidae	Sábalos y sabogas	Fr	Galicia Costa	III	AfAlSp3	(Mayo et al., 2009)
<i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803)	Af	Clupeidae	Saboga	Fr	Ebro	III	AfSp3	(Sánchez, 2008)
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Aan	Anguillidae	Anguila	Ad	Varias (Francia)	III	AanLa3	(Lamouroux et al., 1999)
<i>Barbus haasi</i> Mertens, 1924	Bh	Cyprinidae	Barbo colirrojo	Ad	Ebro	III	BhLa3	(De Sostoa et al., 2005)
<i>Cobitis paludica</i> (De Buen, 1930)	Cp	Cobitidae	Colmilleja	Ad	Guadiana	III	CpLa3a	(García de Jalón y Doncel, 2009a)
<i>Cobitis paludica</i> (De Buen, 1930)	Cp	Cobitidae	Colmilleja	Ad	Guadiana	III	CpLa3b	(García de Jalón y Doncel, 2009b)
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio y Madeira, 2004	Gl	Cyprinidae	Gobio	Ad, Ju, Al	Ebro	II	GlLa2, GlMe2, GlSm2	(Ecohidráulica, 2010b)
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio y Madeira, 2004	Gl	Cyprinidae	Gobio	Ad	Ebro	III	GlLa3	(De Sostoa et al., 2005)
<i>Luciobarbus bocagei</i> (Steindachner, 1865)	Lb	Cyprinidae	Barbo común	Ad, Ju, Al	Tajo	III	LbLa3, LbMe3, LbSm3	(Martínez-Capel, 2000)
<i>Luciobarbus comizo</i> (Steindachner, 1865)	Lc	Cyprinidae	Barbo comizo	Al	Guadiana	III	LcSm3	(García de Jalón y Doncel, 2009a)
<i>Luciobarbus comizo</i> (Steindachner, 1865)	Lc	Cyprinidae	Barbo comizo	Ju	Guadiana	III	LcMe3	(García de Jalón y Doncel, 2009b)
<i>Luciobarbus graellsii</i> (Steindachner, 1866)	Lgr	Cyprinidae	Barbo de Graells	Ad	Ebro	III	LgrLa3	(De Sostoa et al., 2005)
<i>Luciobarbus guiraonis</i> (Steindachner, 1866)	Lgu	Cyprinidae	Barbo mediterráneo	Ad, Ju, Al	Júcar	II½	LguLa2.5, LguMe2.5, LguSm2.5	(Martínez-Capel et al., 2007)
<i>Luciobarbus microcephalus</i> (Almaça, 1967)	Lm	Cyprinidae	Barbo cabecicorto	Al, Ju	Guadiana	III	LmSm3, LmMe3	(García de Jalón y Doncel, 2009b)
<i>Luciobarbus sclateri</i> (Günther, 1868)	Ls	Cyprinidae	Barbo gitano	Fr, Al, Ju	Guadalquivir	III	LsMe3, LsSm3, LsSp3	(García de Jalón y Doncel, 2009b)



Especie	Código	Familia	Nombre común	Etapas	Cuenca (C. H.)	Cat. Curva	Código curva	Referencia
<i>Luciobarbus sclateri</i> (Günther, 1868)	Ls	Cyprinidae	Barbo gitano	Ad, Ju	Segura	II	LsLa2, LsMe2	(Ecohidráulica, 2010a)
<i>Parachondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)	Pa	Cyprinidae	Loina	Ad-Ju, Al	Júcar	II½	PaLa-Me2.5aSpyLa-Me2.5, SpySm2.5PaLa-Me2.5b, PaSm2.5	(Martínez-Capel, 2008)
<i>Parachondrostoma miegii</i> (Steindachner, 1866)	Pmi	Cyprinidae	Madrilla	Ad	Ebro	III	PmiLa3	(De Sostoa et al., 2005)
<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	Pma	Petromyzontidae	Lamprea	Fr, Al	Cantábrico Occidental	III	PmaSp3, PmaSp3a, PmaSp3b, PmaSm3, PmaSm3a, PmaSm3b, PmaSm3c, PmaSm3d	(Mayo et al., 2009)
<i>Pseudochondrostoma duriense</i> (Coelho, 1985)	Pp	Cyprinidae	Boga del Duero	Ad, Al	Limia (Portugal)	III	PpLa3a, PpLa3b, PpSm3a, PpSm3b	(Santos et al., 2004)
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> (Steindachner, 1865)	Pp	Cyprinidae	Boga de río	Ad, Ju, Al	Tajo	III	PpLa3, PpMe3, PpSm3	(Martínez-Capel, 2000)
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i> (Steindachner, 1866)	Pw	Cyprinidae	Boga del Guadina	Al	Guadiana	III	PwSm3	(García de Jalón y Doncel, 2009a)
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i> (Steindachner, 1866)	Pw	Cyprinidae	Boga del Guadina	Ju	Guadalquivir	III	PwMe3	(García de Jalón y Doncel, 2009b)
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	Sf	Blenniidae	Pez fraile	Única	Júcar	II½	SfOs2.5	(Martínez-Capel et al., 2007)
<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Ss	Salmonidae	Salmón	Al, Ju	Varias	III	SsMe3a, SsSm3a	(Heggenes, 1990)
<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Ss	Salmonidae	Salmón	Ad, Ju, Al	Cantábrico Oriental	III	SsLa2, SsMe3, SsSm3	(Ecohidráulica, 2011)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	St	Salmonidae	Trucha	Ad	Tajo, Júcar	II½	StLa2.5	(Martínez-Capel et al., 2009)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	St	Salmonidae	Trucha	Ju	Guadalquivir	III	StMe3a	(Diego García de Jalón y Doncel, 2009a)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus 1758	St	Salmonidae	Trucha	Ju, Al	Júcar	II½	StMe2.5a, StSm2.5a	(Martínez-Capel et al., 2007)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	St	Salmonidae	Trucha	Ad, Ju, Al	Varias (USA)	II	StLa1, StMe1, StSm1	(Raleigh et al., 1986)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	St	Salmonidae	Trucha	Ad, Ju, Al	Tajo	II	StLa, StMe, StSm	(García de Jalón, 1998)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	St	Salmonidae	Trucha	Fr	-	I	StSp1	(Bovee, 1978)
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	St	Salmonidae	Trucha	Ad, Ju, Al	Cantábrico Oriental	III	StLa3, StMe3b, StSm3	(Ecohidráulica, 2011)



Especie	Código	Familia	Nombre común	Etapa	Cuenca (C. H.)	Cat. Curva	Código curva	Referencia
<i>Squalius alburnoides</i> (Steindachner, 1866)	Sal	Cyprinidae	Calandino	Ad, Ju, Al	Guadiana	III	SalLa3, SalMe3, SalSm3	(García de Jalón y Doncel, 2009b)
<i>Squalius carolitertii</i> (Doadrio, 1987)	Scar	Cyprinidae	Bordallo, escalo	Ad, Al	Limia (Portugal)	III	ScarLa3a, ScarLa3b, ScarSm3a, ScarSm3b	(Santos et al., 2004)
<i>Squalius laietanus</i> (Doadrio, Kottelat y Sostoa, 2007)	Sl	Cyprinidae	Bagre	Ad	Ebro	III	SlLa3	(De Sostoa et al., 2005)
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868)	Spy	Cyprinidae	Cacho	Ad, Ju, Al	Guadiana	III	SpyLa3b, SpyMe3b, SpySm3b	(García de Jalón y Doncel, 2009b)
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868)	Spy	Cyprinidae	Cacho	Ad-Ju, Al	Júcar	II½	SpyLa-Me2.5, SpySm2.5	(Martínez-Capel et al., 2007)
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868)	Spy	Cyprinidae	Cacho	Ad, Ju, Al	Tajo	III	SpyLa3a, SpyMe3a, SpySm3a	(Martínez-Capel, 2000)

Variables consideradas para evaluar el uso de hábitat:

En la selección del hábitat por las especies ictiológicas influyen, entre otras variables, características químicas (por ejemplo, PH, oxígeno disuelto) (Irvine et al., 1987) y físicas tales como profundidad del agua, velocidad del flujo, temperatura del agua, penetración de la luz y composición de sustrato (Ahmadi-Nedushan et al., 2006). Los estudios revisados no contenían toda esa información, por lo tanto, se seleccionaron las siguientes:

- **Variables utilizadas para la descripción del hábitat físico:**

- **Profundidad:** Calado en el punto en que se observa la especie objetivo. En caso de realizar el muestreo mediante observación directa por buceo es además posible anotar la altura focal.
- **Velocidad:** Puede ser velocidad media de la columna de agua, o también velocidad de fondo y velocidad a la altura del pez (nose velocity).
- **Sustrato:** En forma de porcentajes de tipos de sustrato, sustrato dominante, D₅₀, etc. El tipo de caracterización del sustrato no suele ser muy diferente entre los autores, pero pueden cambiar el número de categorías, por lo que es fundamental conocer dicha caracterización para la correcta aplicación de la curva.
- **Refugio:** El refugio varía mucho con la especie, río, estudio, etc.; y su vez puede ser muy importante en la selección del hábitat según el río y la especie. Muchos autores han registrado los elementos de refugio disponibles a una distancia concreta desde el punto de medición (Walters, 1996), por lo que se ha considerado como una mejora en las curvas. La tipificación utilizada para los elementos de refugio es diferente según los autores, y al igual que en el caso anterior, fundamental conocerla para su correcta utilización.

- **Otras características físicas:** En este apartado se seleccionaron variables que sintetizasen características de requerimiento del hábitat según los tramos muestreados.

- **Momento del muestreo:** El uso del microhábitat depende también de diversos factores como la temperatura, luz y época del año. Dado que la estratificación de los datos es fundamental para la precisión de los HSC, cada época o estación del año debe analizarse por separado. Resulta recomendable generar curvas con datos de varios muestreos en diferentes momentos (Vilizzi et al., 2004), si se pretende realizar simulaciones del hábitat para distintas épocas. Para este estudio se ha considerado la estación en la que se han hecho los muestreos, pues se disponía de dicha información.
- **Categorías *Tipologías de masas vs Orden de Strahler* (tipos-OS):** se consideró, por un lado, la tipología de masas de agua definidas según requerimiento de la DMA, porque en España la definición de estas tipologías (MARM, 2008) se hizo en función de varias variables relacionadas directa o indirectamente con características y selección del hábitat. Al ser tipologías simplificadas, existen rangos amplios de algunas variables, como de Orden de Strahler (Strahler, 1952). En este caso, el SO también se consideró debido a la existencia de

estudios que relacionan el SO con la ecología de la comunidad de peces. El orden de los arroyos es un factor importante que influye en la abundancia de especies de peces (Smith y Kraft 2005) y la riqueza de especies, por lo general aumenta con el tamaño del arroyo (Ibañez et al., 2009).

2.4. Robustez de las curvas de idoneidad

Para dar respuesta a la primera de las preguntas (curvas utilizadas y grado de robustez) se realizó un análisis multivariable. El objetivo de dicho análisis era tener una clasificación de las curvas según su robustez, basado en cinco variables de las anteriormente descritas. Para ello, cada variable fue categorizada en clases de menor a mayor valor, tal y como se describe a continuación. Posteriormente, la categorización fue renormalizada y se obtuvo un valor final de la robustez (suma de la categorización normalizada de las variables), que va desde 0 (nada robustas) a 100 (muy robustas).

Número de observaciones independientes tomadas en los muestreos. En esta categorización se utilizaron las evaluaciones de Bovee y Cochnauer (1977) y de Martínez-Capel (2011); modificándolas y adaptándolas al presente estudio en función de la disponibilidad de datos: 0) $N^* \leq 20$: curvas no aptas para su utilización, tamaño muestral bajo; 1) $20 < N^* \leq 100$: curvas razonables; 2) $100 < N^* \leq 200$: curvas buenas; 3) $N^* > 200$ observaciones: curvas excelentes. En los casos que el valor fuese 0, se mantuvo este valor para la robustez, al considerarse no aptas.

Categoría de las curvas. Se categorizaron de la siguiente manera, de menor a mayor valor: 1) Curvas de tipo I, 2) de tipo II y tipo III y 3) de tipo II½. En el caso de las curvas de cat. III se valoran de la misma manera que las de tipo II, aunque sea una ventaja el que consideren la disponibilidad de hábitat, pero se consideran diversas desventajas indicadas en la bibliografía relativa a la metodología.

Método de adquisición de datos. Se han categorizado de menor a mayor valor en, 1) Captura mediante pesca eléctrica 2) Captura mediante *pre-positioned electrogrids* y observación directa desde la superficie y por radio seguimiento y 3) observación directa bajo el agua.

Variables consideradas para el requerimiento de hábitat: En este apartado se ha valorado aquellas curvas que fuesen lo más completas posibles, y que considerasen la mayoría de las variables para la descripción y la selección del hábitat, categorizándolas de menor a mayor valor: 1) curvas que consideran velocidad y profundidad 2) además de las anteriores también consideran sustrato, y 3) consideran, además, refugio.

Momento en el que se realizó el muestreo: Se consideró la estación del año en la que debería estar presente el estadio (tabla 3), vinculando talla (variable cuantitativa) y estadio (variable funcional) de la siguiente manera: pequeño-alevín, mediano-juvenil; grande-adulto. Se han categorizado de la siguiente manera: 1) Recogida de datos en muestreos realizados en $\leq 25\%$ de las estaciones en las cuales debería estar presente el estadio; 2) Recogida de datos en muestreos realizados entre $> 25\%$ y $\leq 50\%$ de las estaciones en las cuales debería estar presente el estadio; 3) Recogida de datos en muestreos realizados entre $> 50\%$ y $\leq 75\%$ de las estaciones en las cuales debería estar

presente el estadio y 4) Recogida de datos en muestreos realizados en > 75% de las estaciones en las cuales debería estar presente el estadio.

Tabla 3 Estaciones en las que se consideraron que estaban presentes los estadios de los HSC

		Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Ciprínidos	Alevines	X		X	X
Ciprínidos	Juveniles	X	X	X	
Ciprínidos	Adultos	X	X	X	X
Salmónidos	Alevines		X	X	
Salmónidos	Juveniles			X	X
Salmónidos	Adultos	X	X	X	X
Salmónidos	Freza	X	X		
Alosa/saboga	Freza			X	X
Lamprea	Freza			X	X
Lamprea	Larva	X			X

2.5. Análisis de la aplicabilidad de los HSC y necesidades de estudios

Por un lado, para conocer la aplicabilidad de los HSC en estudio y mediante el programa *Arc-Map10.0*, se cruzó la información de los muestreos realizados para general los HSC con tipología y OS, obteniendo así uno o varios Tipos-OS en función de los muestreos realizados. Además, para determinar, qué HSC deberían de ser modificadas, se consideró su robustez. El resultado final de este apartado será una lista de curvas de idoneidad según tamaño, relacionado con uno o varios Tipos-OS y un valor de robustez.

Por otro lado, para conocer qué especies ictiológicas disponen/no disponen de HSC, y para qué Tipos-OS es necesario realizar nuevos estudios, se cruzó la información de presencia/ausencia de las 50 especies ictiológicas autóctonas por cuenca Hidrográfica con tipo de masa de agua y Orden de Strahler.

Finalmente, cruzando la información obtenida de las dos cuestiones anteriores, y mediante la información referida a las especies autóctonas en función de su estado de conservación, se obtendrá una relación de las curvas de peces que es preciso modificar y/o generar. En este apartado, se ha calculado una “frecuencia de ocurrencia de la especie” para conocer, además de la distribución de las especies, su grado de presencia en las cuencas. Al no disponer de datos de abundancia, se han clasificado las especies, según las cuencas, con un número entre 1 y 5 que clasificaba y cuantificaba los momentos en que la especie fue capturada (sin tener en cuenta el número de individuos que se pescaba en cada muestreo).

3. RESULTADOS

La totalidad de las curvas de idoneidad analizadas cubren 25 especies de las 50 autóctonas de España. En los siguientes apartados se desarrollan los resultados de robustez y aplicabilidad de las curvas analizadas, así como el resultado de las especies que carecen de curvas de idoneidad.

3.1. Robustez de las curvas de idoneidad

De la totalidad de los HSC existían 75 con datos suficientes para valorar su robustez. De estas, un 25% tenían valor 0 de robustez, al presentar un tamaño muestral menor que 20 observaciones.

Considerando, primero, variable por variable (figura 3), más de la mayoría de las curvas (51%) se encuentran dentro de los rangos razonables en cuanto al número de muestra. Según la categoría de las curvas, tan solo el 17% de las curvas son de tipo II½ que, como se ha comentado, se consideran como las más precisas. Según el tipo de muestreo, el 33% de las curvas se realizaron mediante el método más confiable de todos: por buceo. La mayoría de las curvas (68%) consideran las tres variables más importantes para definir el microhábitat de las especies: velocidad, profundidad y sustrato. Y, finalmente, la mayoría de las curvas (51%) se han elaborado con muestreos realizados durante un número de estaciones menores o iguales a la mitad de las estaciones donde el estadio se podía encontrar.

Ninguna de las curvas evaluadas se ha generado con las categorías de las variables mejor valoradas. El máximo valor de robustez (resumida en la figura 4) fue de 82 para una curva de *Salmo trutta* (StMe2.5). El 41% de las curvas tienen un valor de robustez superior a 50, y todas (a excepción de 1) tienen valoraciones por encima de 1 para todas las variables menos para las de Categoría (Cat. III). Por lo tanto, las mejor valoradas son de categorías III y II½, el 39% tienen un número de muestra igual o superior a 100 observaciones (todas con N* aceptable), el 67% tienen curvas para las cuatro variables diferentes, el 74% de las curvas se hicieron mediante la técnica de muestreo por buceo y el 42% se muestrearon durante la totalidad de las estaciones en las que se encuentran presentes los estadios. A partir de un valor de robustez de 30 (15% de las curvas) hay entre 2 y 3 variables con las valoraciones más bajas, de las 5 consideradas.

De la totalidad de los HSC existían 75 con datos suficientes para valorar su robustez. De estas, un 25% tenían valor 0 de robustez, al presentar un tamaño muestral menor que 20 observaciones.

Considerando, primero, variable por variable (Figura 3), más de la mayoría de las curvas (51%) se encuentran dentro de los rangos razonables en cuanto al número de muestra. Según la categoría de las curvas, tan solo el 17% de las curvas son de tipo II½ que, como se ha comentado, se consideran como las más precisas. Según el tipo de muestreo, el 33% de las curvas se realizaron mediante el método más confiable de todos: por buceo. La mayoría de las curvas (68%) consideran las tres variables más importantes para definir el microhábitat de las especies: velocidad, profundidad y sustrato. Y, finalmente, la mayoría de las curvas (51%) se han elaborado con muestreos realizados durante un número de estaciones menores o iguales a la mitad de las estaciones donde el estadio se podía encontrar.

Ninguna de las curvas evaluadas se ha generado con las categorías de las variables mejor valoradas. El máximo valor de robustez (resumida en la Figura 4) fue de 82 para una curva de *Salmo trutta* (StMe2.5). El 41% de las curvas tienen un valor de robustez superior a 50, y todas (a excepción de 1) tienen valoraciones por encima de 1 para todas

las variables menos para las de Categoría (Cat. III). Por lo tanto, las mejor valoradas son de categorías III y II½, el 39% tienen un número de muestra igual o superior a 100 observaciones (todas con N* aceptable), el 67% tienen curvas para las cuatro variables diferentes, el 74% de las curvas se hicieron mediante la técnica de muestreo por buceo y el 42% se muestrearon durante la totalidad de las estaciones en las que se encuentran presentes los estadios. A partir de un valor de robustez de 30 (15% de las curvas) hay entre 2 y 3 variables con las valoraciones más bajas, de las 5 consideradas.

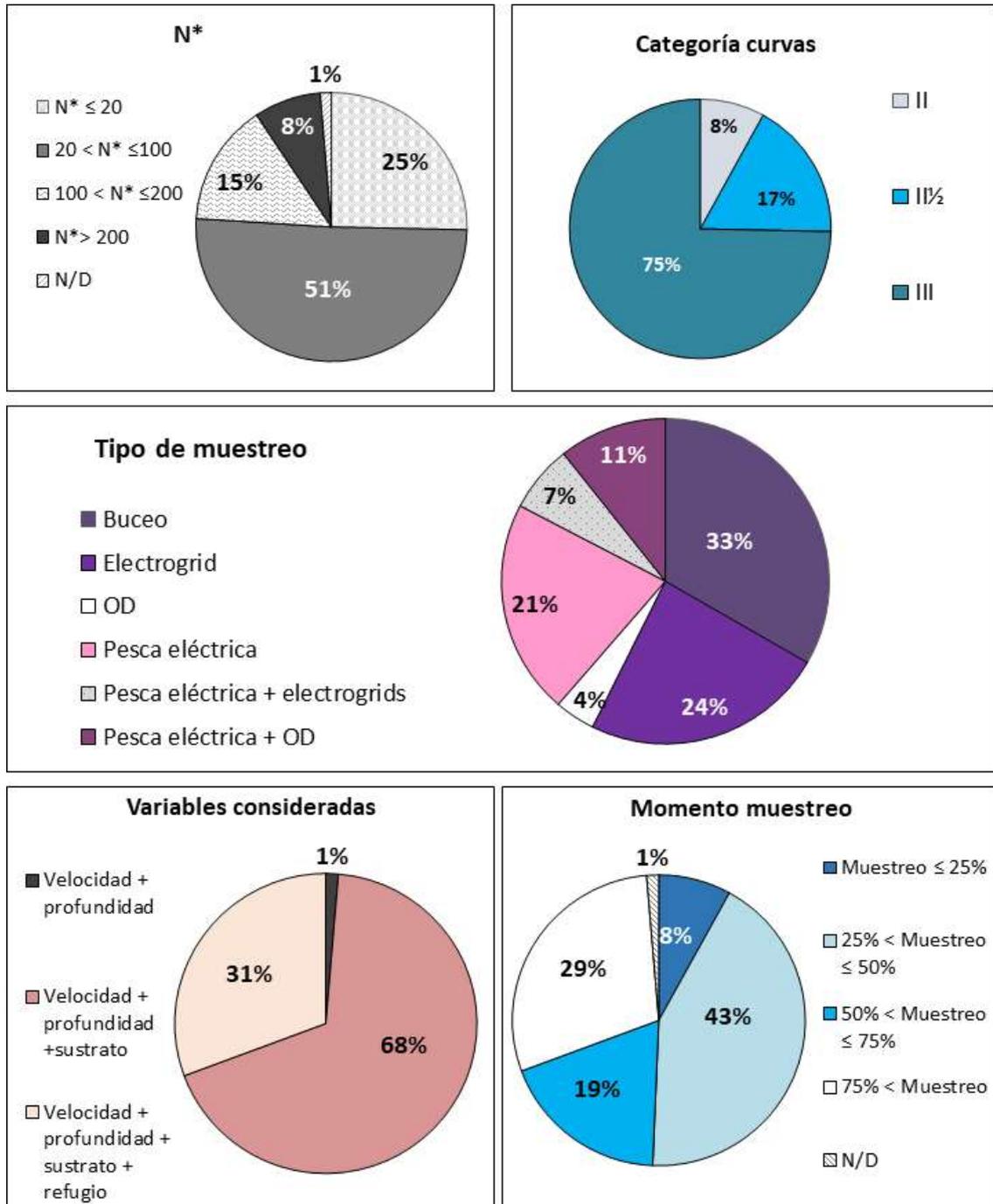


Figura 3. % curvas en función de las categorías de las variables utilizadas para la robustez

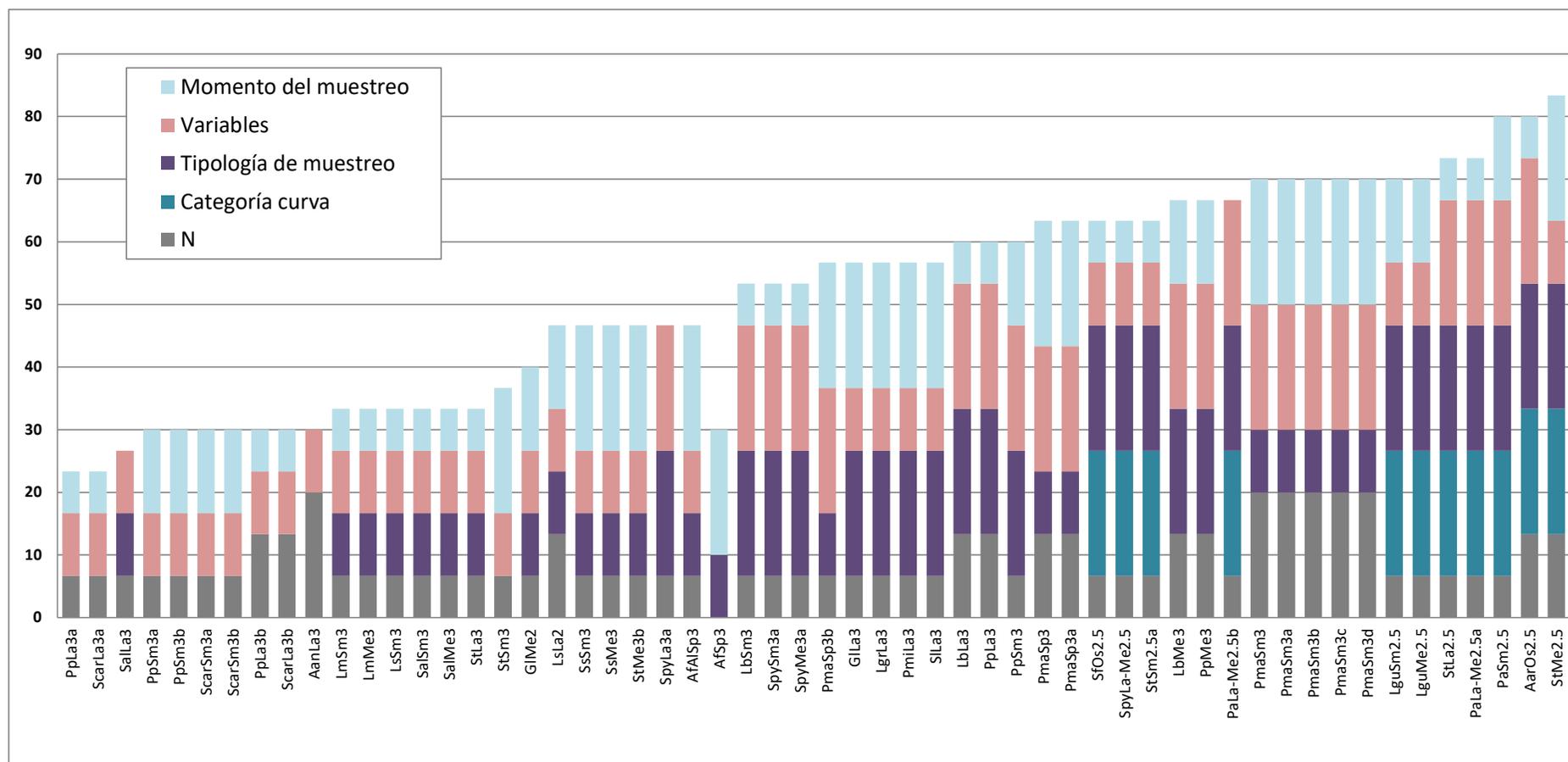


Figura 4. Valor de las curvas de idoneidad en función de las cinco variables consideradas. No se han representado aquellas cuyo valor es =0; aquellas cuyo N no era suficiente, por lo tanto, ya no se ha valorado su robustez. En el caso de las variables que no están representadas no implica que no se tuviese esos datos, si no que tomaban el valor más bajo (1)

3.2. Análisis de la aplicabilidad de los HSC y necesidades de estudios

La aplicabilidad de las curvas existentes se resume en la tabla 4. Como se ha comentado anteriormente, 19 curvas tienen robustez 0. También existen carencias de datos, como los de tipología de ríos en aquellos HSC realizados en otros países, o el desconocimiento de algunas de las variables.

Tabla 4 Aplicabilidad de las curvas. Se indica el tipo de río, orden de Strahler OS) y el valor total de la robustez

Código de curva	Tipología de río	OS	Robustez	Código de curva	Tipología de río	OS	Robustez
AanLa3	-	5, 9	30 (con una variable N/D)	PmiLa3	109, 112	3, 4	56.7
AarOs2.5	109, 112	3	80.0	PpLa3	111, 132	2, 3	60.0
AfAlSp3	128	4	46.7	PpLa3a	-	3	23.3
AfSp3	117	6	30 (con una variable N/D)	PpLa3b	-	3	30.0
BhLa3	112	3	0.0	PpMe3	132	2, 3	66.7
CpLa3a	108, 116	2, 4, 5	0.0	PpSm3	111, 124, 132	2, 3	60.0
CpLa3b	106, 108	3	0.0	PpSm3a	-	3	30.0
GIa2	112	2	0.0	PpSm3b	-	3	30.0
GIa3	109	4	56.7	PwMe3	102, 106, 108	2, 3	0.0
GIMe2	112	2	40.0	PwSm3	108, 116	2, 5	0.0
GISm2	112	2	0.0	SalLa3	106, 108	3	26.7
LbLa3	111, 112, 122	2, 3	60.0	SalMe3	106, 108	3	33.3
LbMe3	111, 112, 124, 122	2, 3	66.7	SalSm3	106, 108	3	33.3
LbSm3	124	2	53.3	ScarLa3a	-	3	23.3
LcMe3	106, 108	3	0.0	ScarLa3b	-	3	30.0
LcSm3	108, 116	2, 5	0.0	ScarSm3a	-	3	30.0
LgrLa3	109, 112	3, 4	56.7	ScarSm3b	-	3	30.0
LguLa2.5	109	3, 4	0.0	SfOs2.5	112	4	63.3
LguMe2.5	109	3, 4	70.0	SILa3	109	4	56.7
LguSm2.5	109	3, 4	70.0	SpyLa3a	112, 122	2, 3	46.7
LmMe3	106, 108	3	33.3	SpyLa3b	106, 108	3	0.0
LmSm3	106, 108	3	33.3	SpyLa-Me2.5	109, 116	3, 5	63.3
LsLa2	116	4, 5	46.7	SpyMe3a	124, 122	2, 3	53.3
LsMe2	116	4, 5	0.0	SpyMe3b	106, 108	3	0.0
LsMe3	102, 106, 108	2, 3	0.0	SpySm2.5	109, 116	3, 5	0.0
LsSm3	102, 106, 108	2, 3	33.3	SpySm3a	124, 122	2, 3	53.3
LsSp3	102, 106, 108	2, 3	0.0	SpySm3b	106, 108	3	0.0
PaLa-Me2.5a	112	3	73.3	SsLa2	132	3	0.0
PaLa-Me2.5b	116	5	66.7	SsMe3	132	1,3	46.7
PaSm2.5	112	3	80.0	SsSm3	132	3	46.7
PmaSm3	128, 131	3	70.0	StLa2.5	109, 112	2, 3	73.3
PmaSm3a	128, 131	3	70.0	StLa3	132	1,3	33.3
PmaSm3b	128, 131	3	70.0	StMe2.5a	109, 112	3, 4	83.3
PmaSm3c	128, 131	3	70.0	StMe3a	108, 109, 112	1, 2, 4	0.0
PmaSm3d	128, 131	3	70.0	StMe3b	132	1,3	46.7
PmaSp3	121, 128, 131	3	63.3	StSm2.5a	112	5	63.3
PmaSp3a	128	3	63.3	StSm3	132	1,3	36.7

Código de curva	Tipología de río	OS	Robustez	Código de curva	Tipología de río	OS	Robustez
PmaSp3b	128, 131	3	56.7				

La totalidad de las curvas de idoneidad analizadas cubren 25 especies de las 50 autóctonas de España consideradas. En la tabla 5 se resumen las 50 especies que se han estudiado, indicando la distribución por cuencas, su categoría de “frecuencia de ocurrencia de la especie”, estado de conservación, e indicando las especies con/sin HSC. Tal y como se puede observar, hay especies muy frecuentes en ciertas cuencas, que no presentan estudios, como es el caso del *Phoxinus phoxinus* o *Barbatula quignardi*; o que sí que tienen curvas, pero han sido desarrolladas en otros países, como es el caso de la *Pseudochondrostoma duriense* (Portugal), o la *Anguilla anguilla* (Francia).

Tabla 5 Especies españolas endémicas, según Demarcaciones Hidrográficas (el código de las Demarcaciones están en la tabla 1). En gris se indica si la especie es endémica de la cuenca, y un número entre 1 y 5 que indica la frecuencia de ocurrencia de la especie: 0) no se ha capturado en ningún momento (pero se tiene constancia de su existencia); 1) $1 \geq$ frecuencia captura < 50, 2) $50 \geq$ frecuencia captura < 100, 3) $100 \geq$ frecuencia captura < 150, 4) $150 \geq$ frecuencia captura < 200 y 5) más de 200 ocasiones. En IUCN se indica la categoría de vulnerabilidad según la Lista Roja de la IUCN. De mayor a menor: CR= Critical and Endangered; EN= Endangered; VU= Vulnerable; NT= Near Threatened; - =Not Endangered. También se indica si la especie tiene estudio de idoneidad de hábitat en la columna HSC: N= no tiene curva de idoneidad; S= sí que tiene curva de idoneidad

Especie	Código	Nombre común	IUCN	HSC	Códigos de Demarcaciones Hidrográficas														
					1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Achondrostoma arcasii</i>	Aar	Bermejuela	VU	S			2	2	4	2							1	3	
<i>Achondrostoma salmantinum</i>	As	Sarda	EN	N					1										
<i>Alosa alosa</i>	Aal	Alosa	VU	S	1	1	0	1			1	0	0	0	1			0	
<i>Alosa fallax</i>	Af	Saboga	VU	S			1	0			0		0					1	0
<i>Anaocypris hispanica</i>	Ah	Jarabugo	EN	N							1		1						
<i>Anguilla anguilla</i>	Aan	Anguila	VU	S	5	5	5	3	1	1	1	0	1	1	1	1	2	1	3
<i>Aphanius baeticus</i>	Aba	Salinete	EN	N									1						
<i>Aphanius iberus</i>	Ai	Fartet	EN	N										0	1	1	0	0	1
<i>Atherina boyeri</i>	Ab o	Pejerrey mediterráneo	VU	N				1		0			1	1	1		1	0	0
<i>Barbatula quignardi</i>	Bq	Lobo de río	VU	N	5														5
<i>Barbus haasi</i>	Bh	Barbo colirrojo	VU	S													2	4	3
<i>Barbus meridionalis</i>	Bm	Barbo de montaña	VU	N															4
<i>Cobitis calderoni</i>	Cc	Lamprehuela	VU	N				1	2	1									1
<i>Cobitis paludica</i>	Cp	Colmilleja	VU	S				1	2	5	1	2	1	1			1	1	
<i>Cobitis vettonica</i>	Cv	Colmilleja del Alagón	EN	N				0	1										
<i>Cottus aturi</i>	Ca	Burtaina	CR	N	1														
<i>Cottus hispaniolensis</i>	Ch	Cavilat	CR	N															1
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ga	Espinoso	EN	N	1	0	1	2		0	0						1	0	1
<i>Gobio lozanoi</i>	Gl	Gobio	-	S	2				4										5
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	Il	Pardilla	VU	N						1	4	1	1	0					
<i>Iberochondrostoma oretanum</i>	Io	Pardilla oretana	CR	N									0						
<i>Lampetra planeri</i>	Lp	Lamprea de arroyo	CR	N		1													
<i>Luciobarbus bocagei</i>	Lb	Barbo común	NT	S				0	3	4									
<i>Luciobarbus comizo</i>	Lc	Barbo comizo	VU	S						1	3								
<i>Luciobarbus graellsii</i>	Lgr	Barbo de Graells	NT	S	3												0	5	2
<i>Luciobarbus guiraonis</i>	Lgu	Barbo mediterráneo	VU	S							1					0	3	0	0
<i>Luciobarbus microcephalus</i>	Lm	Barbo cabecicorto	VU	S							2								
<i>Luciobarbus sclateri</i>	Ls	Barbo gitano	NT	S							2	1	4	1	2	1			
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>	Pa	Loína	CR	S															1

II. Estado de arte de las curvas de idoneidad de peces en España 

Especie	Código	Nombre común	IUCN	HSC	Códigos de Demarcaciones Hidrográficas														
					1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Parachondrostoma miegii</i>	Pmi	Madrilla	NT	S	4					0						1	5	1	
<i>Parachondrostoma turiense</i>	Pt	Madrifa	EN	N												1			
<i>Petromyzon marinus</i>	Pma	Lamprea	VU	S	1	1	2	1		0		0	0	1				0	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Pg	Piscardo	VU	N	5	4			1								5	2	
<i>Platichthys flesus</i>	Pf	Platija europea	-	N	1	1	1	1				0	1					1	
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	Pd	Boga del Duero	VU	S			4	5	2										
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	Pp	Boga de río	NT	S						3									
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	Pw	Boga del Guadiana	VU	S							2	1	2	1	1				
<i>Salapia fluviatilis</i>	Sf	Pez fraile	VU	S						1				1		1	1	1	
<i>Salmo salar</i>	Ss	Salmón	EN	S	1	3	2	1									0	0	
<i>Salmo trutta</i>	St	Trucha	VU	S	5	5	5	5	4	4	1		1		1	1	3	5	2
<i>Squalius alburnoides</i>	Sal	Calandino	LC	S					1	2	3	1	2			0			
<i>Squalius carolitertii</i>	Sca_r	Bordallo	VU	S			1	3	3	1									
<i>Squalius castellanus</i>	Sca_s	Bordallo castellano	CR	N						1									
<i>Squalius laietanus</i>	Sl	Bagre	VU	S													1	4	
<i>Squalius malacitanus</i>	Sm	Cacho malagueño	CR	N									1	1					
<i>Squalius palaciosi</i>	Spa	Bogardilla	CR	N									0						
<i>Squalius pyrenaicus</i>	Spy	Cacho	VU	S						4	3	1	1		1	1	2	1	
<i>Squalius valentinus</i>	Sv	Bagra levantina o cachuelo valenciano	EN	N													1		
<i>Syngnathus abaster</i>	Sab	Pez pipa de rayas negras	-	N													1		
<i>Valencia hispanica</i>	Vh	Samarugo	CR	N													1	0	

En cuanto a la aplicabilidad de las curvas (considerando Tipos-OS), que se resume en la tabla 6, en general, es muy baja.

Tabla 6 Categorías (en valor total y %) de Tipos-OS por especie cubierta por HSC. *Indica las dos curvas no realizadas en España de las que solo se tiene datos de OS, por lo tanto, los valores son referidos por OS, sin considerar el tipo de masa.

Especies	Total categorías Tipologías-OS	Total curvas/ Tipologías-OS	% curvas/ Tipologías-OS
Aan	7*	5*	71%*
Aal	6	1	17%
Aar	53	2	4%
Af	3	1	33%
Bh	24	1	4%
Cp	46	5	11%
Gl	45	2	4%
Lb	43	6	14%
Lc	20	4	20%
Lgr	34	2	6%
Lgu	19	2	11%
Lm	15	2	13%
Ls	40	5	13%
Pa	6	2	33%
Pma	13	3	23%
Pmi	31	2	6%
Pp	21	6	29%
Pw	35	5	14%
Sal	52	2	4%
Scar	5*	1*	20%*
Sl	31	1	3%
Ss	11	2	18%
Spy	65	7	11%
St	63	7	11%

Tal y como se muestra, ninguna de las curvas existentes cubre ni la mitad de los Tipos-OS existentes en los ríos de España peninsular. De las 25 especies existentes con curvas, solo para dos especies (Lc y Pp) existen curvas que cubren un poco más del 25% de Tipos-OS en los que se encuentran presentes. Además, en este apartado también hay que considerar la robustez de la curva. Especies ampliamente distribuidas como la St, dispone de un número relativo de curvas bajo (11%), y entre ellas se encuentran curvas con un elevado valor de robustez y otras con un valor nulo de robustez. Se presenta material adicional (Anexo I), donde se indica, por especie y Tipos-OS las curvas que hay generadas, y en código de colores la robustez que tienen.

4. DISCUSIÓN

En este estudio se ha comprobado que existe un amplio abanico de HSC, que cubren el 50% de las especies autóctonas repartidas por las Demarcaciones Hidrográficas españolas, entre las que se encuentran ciprínidos, salmónidos y otras especies tales como lamprea, sábalo y saboga. El estudio pone de manifiesto la amplia variedad de metodologías utilizadas en la generación de los HSC: desde el número de observaciones independientes necesarias para la generación de las curvas representativas, pasando por la categoría de curva, y siguiendo por las diversas metodologías utilizada para las observaciones.

El índice de robustez calculado en este estudio proporciona una evaluación general de la calidad del HSC. Jowett y Davey (2007) destacaron la calidad de los HSC como un problema importante y afirmaron que los HSC solo serán tan válidos como la calidad de los datos sobre los que se desarrollen. Los errores más generalizados en el modelado del hábitat de las especies, que hacen crecer la incertidumbre en los resultados, se producen durante la selección de las variables predictoras en relación con las interacciones y perturbaciones que afectan a la ocurrencia de una especie y durante el muestreo (tamaño de la muestra pequeño, sesgo de la muestra, etc.) (Barry y Elith, 2006). A continuación, se describe de qué manera influyen todos estos factores sobre la robustez de las HSC estudiados.

Como se observa en los resultados, los autores de las HSC utilizaron un N diferente para desarrollar los HSC (de 3 a 283), elaborando el 25% de las HSC sobre la base de menos de 20 observaciones. Aunque en la bibliografía no se especifica claramente el N óptimo para la fabricación de una HSC “correcta”, se ha reconocido como necesaria una cantidad mínima (Barry y Elith 2006; Jowett y Davey 2007). En este sentido, los autores aceptan un número aproximado de 20 a 50 como justo (Bovee y Milhous 1978; Martínez-Capel et al., 2011), pero en este rango, los resultados dependen fuertemente de la distribución de los datos; Al igual que el resto de las características consideradas en el índice de robustez, N debe considerarse con cautela solo como un índice aproximado para calificar la calidad del HSC.

La metodología de muestreo generalmente influye en el sesgo de la muestra. Por ejemplo, el uso de muestreo por pesca eléctrica (Brosse et al., 2001; Heggenes et al., 1990) puede ocasionar errores sistemáticos en la descripción de los hábitats ocupados, debido a la separación de los individuos de su posición natural durante la captura y a la atracción de los peces desde otros microhábitats debido a la galvanotaxia inducida por la electricidad (Mayo et al., 2009). Pero en muchos casos es la única metodología válida en tramos que no existe visibilidad. A la hora de seleccionar la técnica a utilizar, se tiene en cuenta las distintas limitaciones, y factores como el tipo de río, la profundidad y la turbidez. Pero también influyen otros aspectos tales como la especie y estadio de pez para el que se elabora el HSC. Por ejemplo, en el desarrollo de HSC de la freza de la alosa por Mayo et al. (2009) realizaron el muestreo mediante observación directa desde la superficie debido a la buena visibilidad de los tramos de estudio y a que los adultos en freza se ubican en zonas concretas del cauce para la construcción de los nidos. Por lo tanto, generalizar si un método es mejor que otro se complica al no conocer los diferentes factores que han influido en su selección. Sin embargo, es fundamental

conocer las metodologías utilizadas en cada HSC, así como los pros y contras de cada una a la hora de seleccionar los HSC. Por ejemplo, en el caso de existir dos curvas desarrolladas en las mismas condiciones de hábitat para la misma especie y tamaño, como es el caso de *P. polylepis* adulta, que existen curvas diferentes para el mismo OS, de igual categoría, con metodologías diferentes de muestreo: PpLa3 mediante snorkeling y PpLa3 (PpLa3a y PpLa3b) mediante pesca eléctrica. La primera de ellas tiene una robustez mayor que las segundas (60 frente a 30) debido, entre otros aspectos, a la metodología de muestreo.

Por otra parte, los resultados obtenidos por Vilizzi et al. (2004) apoyan que la forma de los HSC es altamente dependiente del momento de la recogida de datos, y que las curvas derivadas de una única campaña de muestreo pueden representar tan solo esas condiciones. Existen un 8% de HSC estudiados que derivan de una única campaña de muestreo, frente al resto que han recogido observaciones durante periodos diferentes de tiempo para considerar cambios temporales en el uso del hábitat propiciados por las condiciones ambientales.

Otros factores que hacen crecer la incertidumbre en los resultados son aquellos no contemplados en los HSC que afectan a la selección del hábitat por los peces. Por ejemplo, factores que influyen en la distribución y abundancia: factores físicos (temperatura, estación, momento del día, etc.) y factores biológicos centrados en las interacciones inter e intraespecíficas (por ejemplo: depredación y competencia) (Gore y Nestler, 1988; Irvine et al., 1987; Nestler, 1993; Peñas-Silva, 2008; Thomas y Bovee, 1993). En la revisión de los estudios de HSC estos factores no se han podido determinar con exactitud, al no ser considerados por algunos autores, o bien la descripción de la variabilidad de dichos factores no era detallada. Sin embargo, los estudios en general si detallan la estación, temperatura del agua y la comunidad piscícola presente en los tramos de estudio, lo que permite una estratificación básica. Por tanto, debe remarcarse que la estratificación de datos para generar distintos HSC independientes es fundamental para evitar la confusión entre distintos patrones de selección del hábitat de una especie. La estratificación puede ser en distintos intervalos de talla, actividad, estación del año, etc., y este es un paso fundamental para obtener HSC exhaustivos y precisos.

Una deficiencia inherente a los HSC es que no consideran las interacciones entre las variables de entrada (Vismara et al., 2001). Varios estudios sobre la clasificación de las variables hidráulicas para los salmónidos concluyen que todas estas variables interactúan de diferentes formas y ninguna puede considerarse particularmente importante en general (Heggenes, 1996). Jowett y Davey (2007) demostraron la importancia de la interacción entre variables en un estudio comparativo entre HSC univariantes y un enfoque basado en HSC multivariantes (GAM) y Guay et al. (2000) demostraron la mayor capacidad predictiva de regresión logística sobre el HSC. De acuerdo con los autores y las observaciones metodológicas antes mencionados, los modelos de idoneidad del hábitat deben desarrollarse sobre una base espacial in situ, dependiendo del tamaño y la estructura del arroyo (gradiente), pero lo que es más importante, sobre una base temporal dependiendo de la temperatura del agua, las condiciones de luz y los flujos de agua (Heggenes, 1996). Por tanto, es necesario impulsar la elaboración de modelos multivariados de adecuación del hábitat por parte

de la administración del agua y las agencias medioambientales, ya en iniciadas en España y en otros países (Muñoz-Mas et al. 2012, 2015, Rezaei y Sengul) pero que requiere una aplicación más amplia para diferentes especies y regiones.

En cuanto a la aplicabilidad de las curvas, la cuantificación total de la robustez no debe utilizarse para estimar la aplicabilidad de las curvas, sin considerar cada una de las variables por separado. La robustez es un valor que ofrece una idea de la calidad total de los HSC o del conocimiento que se tiene de la metodología aplicada, lo que ayuda también al conocimiento de su aplicabilidad. La aplicabilidad está íntimamente relacionada con la categoría de las curvas, aunque también influye el número de observaciones, las características físicas de los tramos de muestreo, y las modificaciones/correcciones realizadas en algunos HSC. A la hora de seleccionar una curva para modelizar una especie en un tramo en concreto, es fundamental considerar todas las variables por separado, pero sobre todo tener presente la categoría de la curva. En general, se recomienda el uso de los HSC de categoría II½ (Lambert y Hanson 1989; Payne y Allen 2009), pero tan solo el 17% de los HSC estudiados pertenecen a esta categoría. Las curvas de categoría III fueron creadas para considerar el efecto de la disponibilidad de hábitats sobre la selección del hábitat, de modo que fuesen ecológicamente más significativas que las de uso (cat. II), sin embargo los problemas estadísticos inherentes al uso del *forage ratio*, como la sobre corrección producida (Bovee et al., 1998) hizo que se desaconsejase en general para nuevos estudios, habiéndose observado que en algunos casos los HSC de cat. III no tenían validez ecológica (Payne y Allen, 2009).

Son diversos los autores (Arthington y Zalucki, 1998; Bovee et al., 1998; Thomas y Bovee, 1993) que defienden el desarrollo de curvas para cada tramo específico de río, lo que supone un elevado coste de esfuerzo, y, en muchos casos la imposibilidad de elaborar estudios debido a los criterios de selección de tramos y abundancia de individuos de las especies. Arthington y Zalucki (1998) señalaron la problemática del uso indiscriminado de los HSC en situaciones distintas de aquellas para las que no fueron desarrollados. De ahí la importancia de aplicar una estratificación objetiva inicial como la presentada en este estudio mediante tipos-OS, que puedan relacionar de una forma sencilla las curvas con la procedencia de los datos y que sirva de marco para estudios con un mayor control de la variabilidad de las condiciones de estudio.

Para mejorar la predicción de los métodos basados en hábitat, es fundamental considerar el hábitat disponible, y la clasificación de tramos de río realizada en este trabajo es un ejemplo que se viene aplicando en varias metodologías. Es decir, a partir de la estratificación de datos (es decir, por ríos, tramos, etc.) especificada en IFIM, la aplicación de nuevas técnicas y metodologías han ampliado su aplicación a escala de cuencas. Diversos estudios (Kennard et al., 2010; Zorn et al., 2008) partieron de una clasificación de tramos de ríos con el fin de avanzar en la comprensión de la interacción entre la hidrología y la ecología de los ríos, y para la aplicación regional de EFA. Zorn et al. (2008) siguieron las recomendaciones de Arthington et al. (2006) de identificar clases de ríos basados en atributos clave de la variabilidad del flujo, y posteriormente calibrar las relaciones entre la biota y cada atributo clave. Así aplicaron estudios de HSC para las especies autóctonas, caracterizando, previamente, el hábitat en ríos en base a tipologías concretas a nivel regional. HSC sólidos pueden ser aplicables en una escala espacial

amplia, pero es esencial asegurarse de que los HSC utilizadas representen con exactitud las relaciones entre la biología de las especies y el hábitat físico de la zona (Conallin et al., 2010). La metodología ELOHA es un ejemplo de metodología en la cual la clasificación de ríos está plenamente integrada con el estudio de caudales ambientales. Aplicaciones prácticas de dicha metodología para la clasificación de ríos han sido aplicadas ya en la Península Ibérica (Belmar et al, 2011 y 2012, Peredo-Parada, y Snelder, 2012). En este estudio se ha planteado una clasificación de ríos en cuanto a la cuantificación, de alguna manera, de las condiciones de hábitats existentes a nivel continental español. Según Conallin et al. (2010), lo ideal sería que, antes de utilizar los HSC en tramos donde no fueron desarrolladas, se utilizaran en tipos-OS similares, llevar a cabo una evaluación adecuada de la transferibilidad.

Este análisis de las curvas existentes por tipos-OS proporciona el punto de partida para seguir avanzando en la propuesta de directrices de gestión del caudal con base científica sólida, tanto mediante metodologías basadas en hábitat únicamente, como mediante metodologías basadas en las respuestas ecológicas o con metodologías holísticas. Tal y como refleja el documento de caudales ecológicos de la Comisión Europea (European-Comission, 2015), tanto la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) como la Directiva Hábitats (2009/147/CE) establecen objetivos vinculantes en materia de protección y conservación de los ecosistemas que dependen del agua. Así, consideran el establecimiento y mantenimiento de caudales ecológicos como un elemento esencial en el cumplimiento de los objetivos propuestos, esperando que los Estados miembros incluyan medios para garantizar la aplicación efectiva del régimen de caudales ecológicos, incluyéndolos en los planes hidrológicos de cuenca en etapas de planificación posteriores.

Hasta la fecha, el amplio espectro de metodologías aplicadas en caudales ecológicos se ha revisado de forma recurrente en la literatura internacional (Acreman y Dunbar, 2004; Arthington y Zalucki 1998; Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Katopodis, 2020). Ya en España, Mezger et al. (2019) presentaron un estudio que aborda el proceso de diseño, aplicación y monitoreo de caudales ecológicos en la actualidad. Sin embargo, es la primera vez que se analiza tan exhaustivamente el estado actual de realización de los HCS utilizados en un país concreto. En las últimas décadas, el uso de HCS ha superado el entorno meramente académico, ya que su uso ha sido legalmente regulado en varios países. Por ejemplo, al igual que en España, en Francia se han elaborado muchos estudios de HSC con el fin de desarrollar modelos predictivos a mayor escala (Benítez y Schmidt 2012; Lamouroux et al., 1999; Souchon y Capra 2004) debido a la exigencia en la norma de un caudal mínimo ecológico aguas abajo de las presas desde 1984 (UE, 2015). Por lo tanto, es probable que el grado de implementación afecte la política y pueda orientar nuevas inversiones, destacando la importancia de esta revisión. Si bien, los HSC se perfilan como herramientas fundamentales para la protección de los peces en toda Europa, siempre y cuando su metodología de generación sea óptima, en base a las consideraciones aquí realizadas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Berube, M., Robichaud, É., Thiémonge, N., & Bobée, B. (2006). A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications*, 22, 503-523.
- Arthington, A. H., Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D., . . . Capon, S. (2018). The Brisbane declaration and global action agenda on environmental flows. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 45.
- Arthington, A. H., Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management-Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*, 63(8), 1022-1034.
- Arthington, A., Bunn, S., Poff, N. L., & Naiman, R. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16, 1311-1318.
- Arthington, A. H., Naiman, R. J., McClain, M. E., & Nilsson, C. (2010). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55(1), 1-16.
- Arthington, A. H., & Zalucki, J. M. (1998). *Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: review of methods*: Occasional Paper No. 27/98. Land and Water Resources Research and Development Corporation: Canberra, Australia.
- Acreman, M. C., & Dunbar, M. J. (2004). Methods for defining environmental river flow requirements - a review. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8, 121–133.
- Arthington, A. H., Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management-Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*, 63(8), 1022-1034.
- Arthington, A. H., Naiman, R. J., McClain, M. E., & Nilsson, C. (2010). *Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities*. *Freshwater Biology*, 55(1), 1-16.
- Barry, S., & Elith, J. (2006). Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 413-423.
- Beecher, H. A., Caldwell, B. A., & DeMond, S. B. (2002). Evaluation of Depth and Velocity Preferences of Juvenile Coho Salmon in Washington Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 22(3), 785-795.
- Belmar, O., Bruno, D., Guareschi, S., Mellado-Diaz, A., Millan, A., & Velasco, J. (2019). Functional responses of aquatic macroinvertebrates to flow regulation are shaped by natural flow intermittence in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 64(5), 14.
- Belmar, O., Velasco, J., y Martínez-Capel, F. (2011). Hydrological Classification of Natural Flow Regimes to Support Environmental Flow Assessments in Intensively Regulated Mediterranean Rivers, Segura River Basin (Spain). *Environmental Management*, 47(5), 992-1004.
- Belmar, O., Velasco, J., Martínez-Capel, F., Peredo-Parada, M., & Snelder, T. (2012). Do Environmental Stream Classifications Support Flow Assessments in Mediterranean Basins? *Water Resources Management*, 26(13), 3803-3817.

- Boltz, F., LeRoy Poff, N., Folke, C., Kete, N., Brown, C. M., St. George Freeman, S., . . . Rockström, J. (2019). Water is a master variable: Solving for resilience in the modern era. *Water Security*, 8, 100048.
- Bond, N. R., Lake, P. S., & Arthington, A. H. (2008). The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia*, 600, 3-16.
- Bovee, K. D. (1978). *Probability of use criteria for the family Salmonidae. Instream Flow Information Paper No4*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Bovee, K. D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper No. 12*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Bovee, K. D. (1986). *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the Instream Flow. Instream Flow Information Paper No.21*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Bovee, K. D., y Cochnauer, T. (1977). *Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: Fisheries. Instream Flow Information Paper No.3*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Bovee, K. D., Lamb, B. L., Bartholow, J. M., Stalnaker, C. B., Taylor, J., & Henriksen, J. (1998). *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. Information and Technology U.S. Geological Survey: Fort Collins, CO.
- Bovee, K. D., y Milhous, R. T. (1978). *Hydraulic simulation in instream flow studies. Instream Flow Information Paper No. 5*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Brosse, S., Laffaille, P., Gabas, S., & Lek, S. (2001). Is scuba sampling a relevant method to study fish microhabitat in lakes? Examples and comparisons for three European species. *Ecology of Freshwater Fish*, 10(3), 138-146.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492-507.
- Conallin, J., Boegh, E., & Jensen, J. K. (2010). Instream physical habitat modelling types: an analysis as stream hydromorphological modelling tools for EU water resource managers. *International Journal of River Basin Management*, 8(1), 93-107.
- De Pauw, N., Gabriels, W., & Goethals, P. L. M. (2006). River Monitoring and Assessment Methods Based on Macroinvertebrates. In *Biological Monitoring of Rivers* (pp. 111-134): John Wiley & Sons, Ltd.
- De Sostoa, A., Vinyoles, D., Caiola, N. M., Sánchez, R., y Franch, C. (2005). *Relaciones entre los indicadores hidromorfológicos y los biológicos en el río Matarraña. Régimen hidrológico y fauna ictiológica*. Informe técnico de la Universidad de Barcelona al Gobierno de Aragón.
- Doadrio, I. (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Madrid: CSIC y Ministerio del Medio Ambiente.
- Doadrio, I., Perea, S., Paloma, G.-H., y González, J. L. (2011). *Ictiofauna continental española: bases para su seguimiento*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Centro de Publicaciones. DG Medio Natural y Política Forestal. MARM.

- Ecohidráulica. (2010a). *Elaboración de curvas de preferencia para el Barbo gitano (Luciobarbus sclateri) en la cuenca del Segura. Technical Report of Ecohidráulica for INTECSA-INARSA.*
- Ecohidráulica. (2010b). *Elaboración de curvas de preferencia para el gobio (Gobio lozanoi) en la cuenca del Ebro. Informe técnico de Ecohidráulica para INTECSA-INARSA.*
- Ecohidráulica. (2011). *Estudios técnicos para la transferibilidad de curvas de preferencia de la fauna en la cuenca del río Urumea. Informe técnico de Ecohidráulica para la Agencia Vasca del Agua (URA).*
- European-Comission. (2015). *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive (086).*
- García de Jalón, D. (1998). *Estudios e inventarios de variables ambientales en tramos fluviales de la cuenca hidrográfica del Tajo. Cálculo de caudales ambientales. Informe final. Madrid.*
- García de Jalón, D. (2003). The Spanish experience in determining minimum flow regimes in regulated streams. *Canadian Water Resources Journal*, 28(2), 185-198.
- García de Jalón, D., y Doncel, C. (2009a). *Curvas de preferencia para especies piscícolas de las cuencas del Guadiana y Guadalquivir. Informe de invierno. Informe final del Laboratorio de Hidrología, Departamento de Ingeniería Forestal (UPM) para Inypsa.*
- García de Jalón, D., y Doncel, C. (2009b). *Curvas de preferencia para especies piscícolas de las cuencas del Guadiana y Guadalquivir. Informe de primavera. Informe final del Laboratorio de Hidrología, Departamento de Ingeniería Forestal (UPM) para Inypsa.*
- Gore, J. A., y Nestler, J. M. (1988). Instream flow studies in perspective. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(2), 93-101.
- Greenberg, L., Svendsen, P., & Harby, A. (1996). Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojman, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12, 287-303.
- Groves, P. A., & Chandler, J. A. (1999). Spawning habitat used by fall chinook salmon in the Snake River. *North American Journal of Fisheries Management*, 19(4), 912-922.
- Guay, J. C., Boisclair, D., Rioux, D., Leclerc, M., Lapointe, M., & Legendre, P. (2000). Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 57(10),
- Harris, J. E., & Hightower, J. E. (2011). Identification of American Shad Spawning Sites and Habitat Use in the Pee Dee River, North Carolina and South Carolina. *North American Journal of Fisheries Management*, 31(6), 1019-1033.
- Heggenes, J. (1990). Habitat utilization and preferences in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5(4), 341-354.
- Heggenes, J., Brabrand, Å., & Saltveit, S. (1990). Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Brown Trout and Atlantic Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119(1), 101-111.

- Heggenes, J. A. N. (1996). Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young atlantic salmon (*S. salar*) in streams: static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(2-3), 155-169.
- Hudson, H. R., Byrom, A. E., & Chadderton, W. L. (2003). *A Critique of IFIM: Instream Habitat Simulation in the New Zealand Context*: Department of Conservation.
- Irvine, J. R., Jowett, I. G., & Scott, D. (1987). A test of the instream flow incremental methodology for underyearling rainbow trout, *Salmo gairdnerii*, in experimental New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(1), 35-40.
- Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1), 65-71.
- Jowett, I. G., & Davey, A. J. (2007). A comparison of composite habitat suitability indices and generalized additive models of invertebrate abundance and fish presence–habitat availability. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(2), 428-444.
- Jowett, I. G., & Davey, A. J. H. (2007). A comparison of composite habitat suitability indices and generalized additive models of invertebrate abundance and fish presence – Habitat availability. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(2), 428-444.
- Junk, W., Bayley, P., & Sparks, R. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 106, 110-127.
- Kennard, M., Pusey, B., Olden, J., Mackay, S., Stein, J., & Marsh, N. (2010). Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater Biology*, 55, 171–193.
- King, J. M., & Tharme, R. E. (1994). *Assessment of the instream flow incremental methodology, and initial development of alternative instream flow methodologies for South Africa*: Water Research Commission.
- Lamouroux, N., Capra, H., Pouilly, M., & Souchon, Y. (1999). Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology*, 42(4), 673-687.
- Lytle, D., & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(No 2), 94-100.
- MAAMA. (2014). *Libro digital del Agua*. Recuperado de: http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/lda/administrativo/gestion_demarcaciones.jsp. Accessed: January 16, 2015.
- Manly, B. F., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L., & Erickson, W. P. (1993). *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*. London: Springer Science & Business Media.
- Instrucción de Planificación Hidrológica. Orden Ministerial. ORDEN ARM/2656/2008, (2008).
- Martínez-Capel, F. (2000). *Preferencias de Microhábitat de Barbus bocagei, Chondrostoma polylepis y Leuciscus pyrenaicus en la cuenca del río Tajo*. (Tesis doctoral). Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Martínez-Capel, F. (2008). *Factores de degradación de las poblaciones de Loina (Chondrostoma arrigonis) y el estado de su hábitat actual en la Cuenca del río Júcar*. Informe técnico de la Universidad Politécnica de Valencia para el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

- Martínez-Capel, F. (2011). *Estudio comparativo y de transferibilidad de las curvas de preferencia para el establecimiento de caudales ecológicos*. Madrid: CEDEX.
- Martínez-Capel, F., Bargay Juan, M., Hernández-Mascarell, A. B., Alcaraz Hernández, J. D., y Garófano-Gómez, V. (2007). *Estimación de las curvas de preferencia de microhábitat para determinadas especies piscícolas representativas como paso intermedio en el establecimiento del régimen de caudales medioambientales en los ríos de la Demarcación Hidrográfica del Júcar*. Informe Técnico de la Universidad Politécnica de Valencia para la Confederación Hidrográfica del Júcar.
- Martínez-Capel, F., & García de Jalón, D. (2004). On the estimation of nose velocities and their influence on the physical habitat simulation for *Barbus bocagei*. *Hydroécologie Appliquée*, 14, 139-159.
- Martínez-Capel, F., Soares Costa, R. M., Muñoz Mas, R., y Argibay Aranda, D. (2009). *Curvas de idoneidad de microhábitat en las cuencas del Tajo y Duero y estudios específico de curvas para la Bermejuela y Trucha común*. Informe técnico de IGIC – Universidad politécnica de Valencia para INFRAECO.
- Mathur, D., Bason, W. H., Purdy Jr, E. J., & Silver, C. A. (1985). A Critique of the In stream Flow Incremental Methodology. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 42(4), 825-831.
- Mayo, M. (2000). *Determinación de regímenes de caudales ecológicos mínimos. Adaptación del método IFIM-PHABSIM y aplicación a los ríos españoles*. (Tesis Doctoral). Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Mayo, M., Sáez de Retana, J., Jaspe, I., Rodríguez-Álvarez, E., y Mayo, A. (2009). *Determinación de curvas de preferencia para la lamprea de mar (Petromyzon marinus) y para las alosas (Alosa sp.)*. Informe técnico de EAFOR para INFRAECO.
- McManamay, R. A., Orth, D. J., & Jager, H. I. (2014). Accounting for variation in species detection in fish community monitoring. *Fisheries Management and Ecology*, 21(2).
- Mezger, G., De Stefano, L., & González del Tanago, M. (2019). Assessing the Establishment and Implementation of Environmental Flows in Spain. *Environmental Management*, 64(6), 721-735.
- Milhous, R. T. (1999). *Nose velocities in physical habitat simulation*. Paper presented at the Hydraulic Engineering for Sustainable Water Resources Management at the turn of the Millenium. Proceedings of the XXVIII IAHR Congress. Technical University Graz, Institute for Hydraulics and Hydrology. Graz, Austria.
- Milhous, R. T., Updike, M. A., & Schneider, D. M. (1989). *Physical habitat simulation system reference manual: version II*. Fort Collins, Colorado.
- Muñoz-Mas, R., Martínez-Capel, F., Garófano-Gómez, V., & Mouton, A. M. (2014). Application of Probabilistic Neural Networks to microhabitat suitability modelling for adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in Iberian rivers. *Environmental Modelling & Software*, 59(0), 30-43.
- Muñoz-Mas, R., Martínez-Capel, F., Schneider, M., & Mouton, A. M. (2012). Assessment of brown trout habitat suitability in the Jucar River Basin (SPAIN): Comparison of data-driven approaches with fuzzy-logic models and univariate suitability curves. *Science of the Total Environment*, 440(0), 123-131.
- Muñoz-Mas, R., Papadaki, C., Martínez-Capel, F., Zogaris, S., Ntoanidis, L., & Dimitriou, E. (2016). Generalized additive and fuzzy models in environmental flow

- assessment: A comparison employing the West Balkan trout (*Salmo farioides*; Karaman, 1938). *Ecological Engineering*, 91, 365-377.
- Nestler, J. M. (1993). *Instream Flow Incremental Methodology: A Synopsis with Recommendations for Use and Suggestions for Future Research* (Final Report). Vicksburg.
- Olden, J. D., & Naiman, R. J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55(1), 86-107.
- Papadaki, C., Soulis, K., Bellos, V., Ntoanidis, L., & Dimitriou, E. (2020). Estimation of a Suitable Range of Discharges for the Development of Instream Flow Recommendations. *Environmental Processes-an International Journal*, 7(3), 703-721.
- Papadaki, C., Soulis, K., Ntoanidis, L., Zogaris, S., Dercas, N., & Dimitriou, E. (2017). Comparative Assessment of Environmental Flow Estimation Methods in a Mediterranean Mountain River. *Environmental Management*, 60(2), 280-292.
- Paredes-Arquiola, J., Martínez-Capel, F., Solera, A., & Aguilera, V. (2013). Implementing environmental flows in complex water resources systems case study: the Duero river basin, Spain. *River Research And Applications*, 29(4), 451-468.
- Payne R., T., & Allen A., M. (2009). *Application of the use-to-availability electivity ratio for developing habitat suitability criteria in PHABSIM instream flow studies*. Paper presented at the 7th International Symposium on Ecohydraulics & 8th International Conference on Hydroinformatics, Chile.
- Payne, T. R., & Allen, M. A. (2009). *Application of the use-to-availability electivity ratio for developing habitat suitability criteria in PHABSIM instream flow studies*. Paper presented at the Proceedings of the 7th International Symposium on Ecohydraulics, Concepción (Chile).
- Peñas-Silva, F. J. (2008). *Evaluación de aspectos determinantes en el cálculo de regímenes de caudales ecológicos*. (Trabajo final de Postgrado). Universidad de Cantabria, Santander.
- Poff, N. L., Allan, D., Bain, M., Karr, J., Prestegard, K., Richter, B., . . . Stromberg, J. (1997). The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 470(No. 11).
- Poff, N. L., Tharme, R. E., & Arthington, A. H. (2017). Evolution of environmental flows assessment science, principles, and methodologies. In *Water for the Environment* (pp. 203-236). Academic Press.
- Raleigh, R. F., Zuckerman, L. D., & Nelson, P. C. (1986). *Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown trout. Biological report (USA). no. 82 (10.124)*.
- Rezaei R., & Sengul, H. (2019). Development of Generalized Additive Models (GAMs) for *Salmo trutta* endemic to North-Eastern Streams of Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(1), 29-39.
- Sánchez, A. (2008). *Modelización del hábitat físico de la saboga (Alosa fallax) en el curso inferior del río Ebro: aplicación para la validación de propuestas de caudales ambientales*. Informe técnico de IRTA para la Agencia Catalana del Agua.
- Santos, J. M., Godinho, F. N., & Ferreira, M. T. (2004). Microhabitat use by Iberian nase *Chondrostoma toxostoma* and Iberian chub *Squalius laietanus* in three small streams, north-west Portugal. *Ecology of Freshwater Fish*, 13, 223-230.

- Shafroth, P. B., Wilcox, A. C., Lytle, D. A., Hickey, J. T., Andersen, D. C., Beauchamp, V. B., . . . Warner, A. (2010). Ecosystem effects of environmental flows: modelling and experimental floods in a dryland river. *Freshwater Biology*, 55(1), 68-85.
- Stalnaker, C. B., Lamb, B. L., Henriksen, J., Bovee, K., & Bartholow, J. (1995). *The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM*. Washington, DC.
- Strahler, A. N. (1952). Dynamic basis of Geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63(9), 923.
- Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19, 397- 441.
- Thomas, J. A., & Bovee, K. D. (1993). Application and testing of a procedure to evaluate transferability of habitat suitability criteria. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(3), 285-294.
- Vilizzi, L., Copp, G. H., & Roussel, J.-M. (2004). Assessing variation in suitability curves and electivity profiles in temporal studies of fish habitat use. *River Research and Applications*, 20(5), 605-618.
- Vismara, R., Azzellino, A., Bosi, R., Crosa, G., & Gentili, G. (2001). Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* l.) in the river Adda, Northern Italy: comparing univariate and multivariate approaches. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 37-50.
- Zorn, T. G., Seelbach, P. W., Rutherford, E. S., Wills, T. C., Cheng, S.-T., & Wiley, M. J. (2008). A regional-scale habitat suitability model to assess the effects of flow reduction on fish assemblages in Michigan streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 48(5), 871-895.

III. DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN DE RIBERA LEÑOSA A TRAVÉS DEL GRADIENTE TOPOGRÁFICO DE LA RIBERA EN DOS TRAMOS DEL RÍO JARAMA. CURVAS DE POSICIONAMIENTO DE ESPECIES POR CATEGORÍAS DE CRECIMIENTO



ÍNDICE DE CONTENIDOS DEL CAPÍTULO

1.	INTRODUCCIÓN	57
2.	METODOLOGÍA	60
2.1	Zona de estudio	60
2.2	Selección de tramos y diseño de muestreo.....	63
2.3	Caracterización hidrogeomorfológica	65
2.4	Recopilación de datos	66
2.5	Análisis de datos.....	68
3.	RESULTADOS	71
3.1	Resultados de la evaluación hidrogeomorfológica	71
3.2	Resultados del análisis descriptivo.....	74
3.3.	Resultados de los análisis de correspondencia por especies	80
	<i>A. Resultados intergrupos.....</i>	80
	<i>B. Resultados intragrupos.....</i>	81
4.	DISCUSIÓN	83
5.	BIBLIOGRAFÍA.....	88

1. INTRODUCCIÓN

Las zonas ribereñas están entre los ecosistemas más complejos de la biosfera, debido a los amplios rangos de variabilidad física que presentan los biotopos que la forman y las diversas adaptaciones que inducen en las comunidades que integran el ecosistema (Naiman et al., 2005). Sin embargo, estas zonas están muy modificadas y la vegetación de ribera se encuentra en un estado general de degradación, debido a las presiones de diversas actividades humanas (Richardson et al., 2007; Suárez et al., 2002), que llegan a amenazar en algunos casos la persistencia y sostenibilidad de los ecosistemas ribereños y de sus servicios (Tockner et al., 2010).

Las formaciones leñosas de ribera son entidades funcionales muy dinámicas, que ofrecen diversos servicios ambientales (Ferreira y Aguiar, 2006). Influyen sobre la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos y terrestres asociados. De esta forma intervienen en varios ámbitos: en la calidad de las aguas mediante su depuración, en la calidad del aire en su papel como sumidero de carbono y en la regulación del microclima (Nagler et al., 2004; Pusey y Arthington, 2003). Ofrecen refugio y alimento a numerosas especies de fauna. Funcionan como corredores de paso para la migración y la dispersión de la fauna y conectan organismos y hábitats en el territorio (Aguiar et al., 2002; Fisher y Fischenich, 2000; Smith y Finch, 2013; Sogge et al., 2008; Wenger, 1999). Desempeñan un papel esencial en la atenuación de los efectos de las avenidas, al desacelerar el flujo e interrumpir su trayectoria. Además, realizan labores geomorfológicas tales como la estabilización de sedimentos y la limitación de la erosión de las márgenes (Bennett y Simon, 2004; Decamps, 1996; Stone et al., 2013; Wu et al., 2006).

Todas estas funciones de los bosques ribereños amplían la importancia y la necesidad de que la vegetación se mantenga en un estado que permita el buen funcionamiento tanto del ecosistema ribereño, como de los ecosistemas contiguos.

Estas funciones y servicios se encuentran determinadas por varios aspectos relacionados con las comunidades vegetales de ribera y de su interacción con el medio. Por un lado, los biotopos que las sustentan y las características de su disposición en las comunidades ribereñas (estructura). En segundo lugar, las transformaciones que pueden apreciarse con el tiempo en un tramo de ribera (dinámica). En tercer lugar, la organización espacial con relación al cauce (zonación) (Blanco et al., 1997). Diversos aspectos físicos y ambientales determinan la estructura y composición, dinámica y zonación de la vegetación de ribera, entre los que destacan los factores hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos.

La composición y estructura de la vegetación de ribera está fuertemente ligada a la variabilidad hidrológica natural (Blom, 1999; Blom y Voesenek, 1996). El cauce y la llanura de inundación pueden ser ambientes hostiles para la colonización y establecimiento de las plantas (Naiman et al., 2005). Para poder sobrevivir a las perturbaciones (inundaciones y sequías) y a la variabilidad del flujo del régimen natural, los organismos ribereños tienen numerosas adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de su ciclo de vida (Vannote et al., 1980). De esta manera, la tolerancia de las plantas a la inundación, a los procesos fluviales (erosión y enterramiento), a la anoxia y a la sequía



varía en función de la especie y de la etapa de desarrollo de la planta (Merritt, et al., 2010).

Muchos de los conceptos descriptivos de las comunidades se relacionan con los atributos del flujo hídrico (riqueza, diversidad, cobertura...). En estudios realizados en cuencas mediterráneas se comprobó que la riqueza de leñosas se ve influenciada, principalmente, por las condiciones de flujo (Bruno et al., 2014). Esta, al igual que la diversidad (Ali et al., 2000), aumenta cuando existen niveles intermedios de perturbaciones hidrológicas naturales (Connell, 1978; Merritt et al., 2010; Mc-Coy et al., 2017), reflejándose el aumento en zonas de menor regulación natural (Bendix y Hupp, 2000). La permanencia de flujo influye directamente en el tipo de cobertura de vegetación: leñosa frente a herbácea. Ciertos tipos de coberturas dominantes muestran afinidades por atributos tales como duración de las inundaciones y profundidad de aguas subterráneas (Merritt et al., 2010).

Las variaciones en las condiciones geomorfológicas que influyen en un tramo de ribera pueden deberse a actuaciones antrópicas o a la propia evolución geomorfológica de la ribera. Las diferentes formas de relieve próximo al cauce se encuentran sometidas a la acción de procesos de subida y bajada del caudal provocando efectos erosivos y sedimentarios debido al flujo de agua y sedimentos (Camporeale y Ridolfi, 2006; Corenblit et al., 2007). Estos procesos pueden eliminar o crear nuevas áreas (barras e islas de deposición), influir en la textura de los depósitos de sedimento (Camporeale y Ridolfi, 2006) y diversas acciones que provoquen el establecimiento o eliminación de la vegetación de ribera.

La distribución espacial de las comunidades de ribera se encuentra igualmente asociadas a la variación de parámetros ambientales que pueden ser considerados en distintas escalas espaciales (Blanco et al., 1997). Dos de los principales factores que influyen en esta variación ambiental, y por lo tanto influyen en los patrones espaciales de la vegetación ribereña, son la zonación longitudinal y lateral (Malanson, 1993). El primer tipo de zonación se establece a lo largo del perfil longitudinal del cauce, modificando la composición y estructura de la vegetación a medida que se avanza por el eje del río. Esto se debe al efecto de factores tales como la geomorfología del valle, el tipo y profundidad del suelo o variables climáticas e hidrológicas que varían a lo largo del río (Friedman et al., 2006; Malanson, 1993).

El segundo tipo de zonación se establece en un eje transversal del cauce, siendo el principal factor responsable la distancia al “eje de humedad” (Blanco et al., 1997). De esta manera se reflejan las tolerancias relativas de las especies a las perturbaciones de inundación, anoxia, aumento del estrés por sequía y la capacidad de las especies para adquirir o interceptar recursos como humedad, luz y nutrientes en diferentes posiciones a lo largo de la pendiente lateral del perfil transversal (Friedman et al., 2006; James y Barnes, 2012; Nucci et al., 2012; Garófano-Gómez, 2013; McCoy-Sulentic et al., 2017). En algunos casos y según las condiciones bióticas y abióticas de cada ribera (Lara et al., 2007), es posible agrupar en tipologías las diferencias entre las comunidades en función a esta zonación. De esta manera se concretan bandas de vegetación según la lejanía al cauce, definidas por el dominio de diferentes especies vegetales (Blanco et al., 1997; Lara et al., 2004).

La forma en que todos estos factores influyen en la vegetación presenta especificidades en función de las condiciones del territorio. En concreto, en el contexto de las regiones mediterráneas, la vegetación leñosa de ribera constituye un elemento central en el paisaje, emergiendo y contrastando con el paisaje de alrededor y con particulares características estructurales y de composición (Ferreira y Aguiar, 2006; González del Tánago y García de Jalón, 1998). En los ríos mediterráneos los patrones de la vegetación de ribera están muy influenciados por factores tales como el régimen del flujo, la humedad del suelo y la disponibilidad de agua en el suelo (Garófano-Gómez 2013).

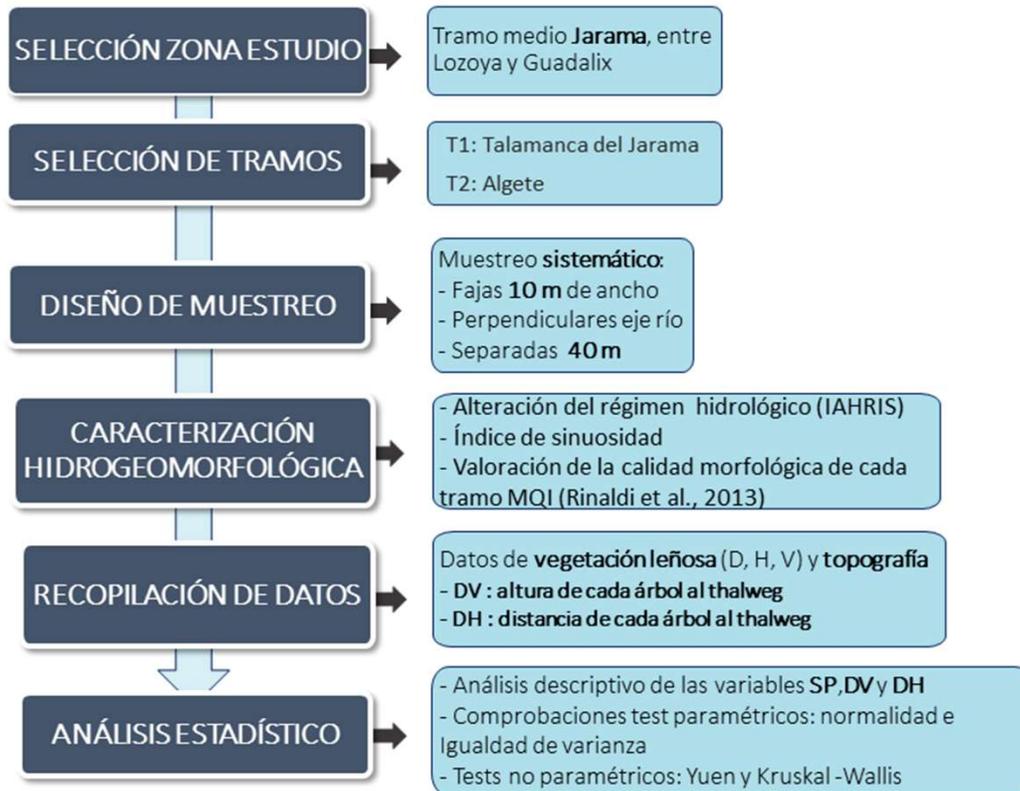
A pesar de la singularidad y diversidad de estos paisajes mediterráneos, los estudios sobre ecología de la vegetación ribereña en corrientes mediterráneas son todavía exigüos (Ferreira y Aguiar, 2006). En los últimos años han aumentado estos estudios, basados en las relaciones de las especies de ribera y la topografía en varias cuencas mediterráneas: en Italia (Nucci et al., 2012), Portugal (Rivaes et al., 2012), y España (Bejarano et al., 2012, 2013, 2018; CEDEX, 2011; Garófano-Gómez, 2013; Magdaleno et al., 2014; Magdaleno y Fernández-Yuste, 2013), varios de ellos en ríos alterados. Pero siguen siendo insuficientes para caracterizar la gran riqueza de vegetación de las riberas mediterráneas.

La motivación de este estudio nace de la necesidad de ampliar el conocimiento sobre el funcionamiento de las formaciones de vegetación leñosa de ribera del ámbito mediterráneo. El objetivo general es analizar si la distribución espacial de las especies de ribera está asociada a la variación de la topografía de la zona ribereña, y en qué grado, estudiando la vegetación de ribera en dos tramos alterados de un río mediterráneo en España para responder a las siguientes cuestiones:

- i) ¿Existe una relación entre la distribución de las especies vegetales de ribera de ríos mediterráneos y la topografía de la zona ribereña?
- ii) Si esta relación existe, ¿afecta a todos los individuos de la especie por igual, o existen diferencias en función del estado de desarrollo de los individuos?
- iii) De encontrarse dicha relación ¿es posible utilizarla para el desarrollo de herramientas de gestión y mejora de la vegetación de ribera y de las zonas ribereñas en general?

2. METODOLOGÍA

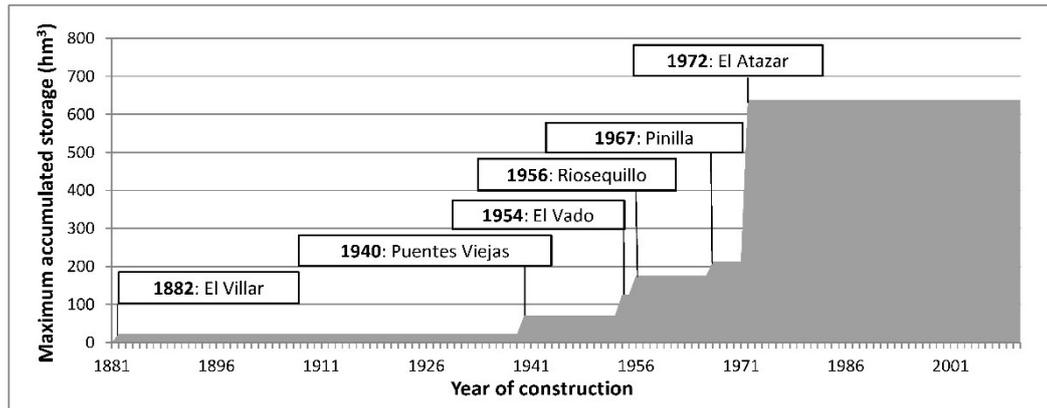
En este apartado se describe la metodología utilizada, que ha seguido el siguiente esquema:



2.1 Zona de estudio

El río Jarama es uno de los afluentes principales del río Tajo por su margen derecha. Nace en el Sistema Central, en el centro de la Península Ibérica. Tiene una longitud de 204.9 km y una superficie acumulada de cuenca (desde el nacimiento a su desembocadura en el Tajo) de 11,597 km² (CEDEX, 2014a; CHT, 2008), que supone el 21% sobre la cuenca del Tajo. Su aportación en régimen natural es de 1.9 hm³/año (1940-41 a 2010-11) (CEDEX, 2014b) que corresponde al 18 % sobre el total de la aportación española de la cuenca del Tajo para la serie del modelo SIMPA (Estrela y Quintas, 1996; Ruiz-García, 1999)

La zona de estudio pertenece al tramo medio del río Jarama, tras la confluencia con el río Lozoya y antes de la del río Guadalix. Está regulado por varios embalses, uno de ellos, El Vado, en el río Jarama y el resto en su afluente principal, el río Lozoya, siendo los más importantes en cuanto a la capacidad de regulación El Vado y El Atazar (capacidad de almacenamiento de 56 hm³ y 426 hm³, respectivamente) (CEDEX 2014a). En la figura 1 se indica el volumen máximo acumulado de almacenamiento de los embalses que regulan el tramo, indicando el nombre del embalse y el año de finalización de las obras de construcción (MAAMA, 2013).



	El Villar	Puentes Viejas	El Vado	Riosequillo	Pinilla	El Atazar
V (hm ³)	22.4	71.6	127.2	175.8	213.3	638.3
IR (%)	7.4	16.9	32.9	25.8	29.4	130.6
L (km)	40.2	46.9	45.5	56	69	28.9

Figura 1 Capacidad de regulación de los embalses que alteran hidrológicamente el área de estudio. En la figura se indica: i) el volumen máximo acumulado por embalse; ii) el índice de captación por el método de Batalla et al. (2004), IR (*Impounded runoff index*) = Capacidad embalse/Aportación media anual, para su cálculo se han obtenido las aportaciones en régimen natural al final de la masa de agua del embalse mediante el modelo SIMPA, desde el año de puesta en funcionamiento hasta 2005; iii) la distancia en km que existe desde la presa del embalse al inicio del tramo de muestreo

La zona de estudio presenta un clima mediterráneo continental. La precipitación total anual del período 1940-41/2005-06 oscila entre 400 y 600 mm/año (CHT, 2016). En el aspecto geológico, el área de estudio se asienta sobre materiales detríticos del Cuaternario formados por gravas, arenas y arcillas (IGME 1990a, 2000). Se ubica sobre el Acuífero “Terciario Detrítico de Madrid-Toledo-Cáceres” (IGME 2000), y más cercano a la superficie, se encuentra el “Aluvial del Jarama: Madrid-Guadalajara” (CHT, 2016). El aluvial del Jarama está asociado y conectado hidráulicamente a la red de drenaje principal. El río Jarama posee depósitos cuaternarios muy desarrollados (IGME 2000), sobre los que se ubican un gran número de extracciones por lo que la masa de agua subterránea está en peligro de no poder alcanzar los objetivos ambientales requeridos por la Directiva Marco del Agua (CHT, 2016).

Alonso y Garzón (1997) estudiaron el eje medio del río Jarama desde su entrada en la cuenca terciaria del Tajo hasta su confluencia con el Henares y cuantificaron la sinuosidad (índice de sinuosidad, IS) del tramo. El resultado fue una reducción en la longitud del eje del río, desde un valor del IS=1.51 (ortofoto de referencia del año 1956), a un valor de IS=1.31 (ortofoto de referencia del año 1988). Considerando la caracterización de Díaz-Bea y Ollero (2006) (1.3 marca el umbral para diferenciar ríos sinuosos de meandriformes), el tramo medio del río Jarama se encontraba en el límite de meandriforme a sinuoso, por lo que el cauce se había enderezado. Entre las causas que habrían influido en este enderezamiento del río destacarían los cambios provocados por el hombre, sobre todo la pérdida de carga sólida originada por la extracción de gravas (Alonso y Garzón, 1997).

La zona de estudio pertenece a la masa de agua *Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix* (CHT, 2016), correspondiente al tipo “Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados” Está dentro del Lugar de Interés comunitario (LIC 2000/60/CE) “Cuencas de



los ríos Jarama y Henares”, formando parte del registro de Zonas Protegidas elaborado por la Confederación Hidrográfica del Tajo dentro de la categoría de Zona de protección de hábitats o especies (Directiva 92/43/CE). En la zona se localizan los hábitats protegidos 92AO y 92DO, correspondientes a *Bosques de galería de Salix alba* y *Populus alba* y *Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos*, respectivamente (CAM, 2010).

Las comunidades vegetales de ribera características en el tramo medio del Jarama son las alisedas continentales mesótrofas, alamedas hidrófilas, fresnedas mediterráneas hidrófilas, variantes oligótrofa y mesótrofa, saucedas mixtas, tarayales basófilos y saucedas blancas (Lara et al., 2004). La amplitud del fondo del valle (extensa llanura de más de 1000 m entre laderas) permite un buen desarrollo de la estructura horizontal y el desarrollo de los diversos estratos vegetales (arbóreo, arborescente, arbustivo y herbáceo). En una primera banda se reconoce una aliseda mesótrofa (en algunos tramos escasa), que lleva asociada saucedas de sauce blanco (*Salix alba*), sauce salvifolia (*Salix salviifolia*) y sauce frágil (*Salix fragilis*). En algunas zonas aparece el taray (*Tamarix gallica*), que llega a formar tarayales arbustivos o arborescentes en zonas alejadas del cauce principal, y que pueden llevar un dosel superior de álamo blanco (*Populus alba*) con fresno común (*Fraxinus angustifolia*). En una segunda banda quedan restos de alameda-fresneda, a veces con olmo (*Ulmus minor*) mezclado o en tercera banda (CEDEX, 2013).

La zona ha sido muy modificada durante años por la actividad humana. La construcción de grandes embalses en cabecera ha disminuido la frecuencia de avenidas ordinarias (Alonso y Garzón, 1997). Unido esto a la construcción de estructuras de protección longitudinales al cauce (motas y escolleras) y a la invasión del Dominio Público Hidráulico por cultivos y graveras, se ha producido la modificación de la morfología del río y la vegetación de ribera (CHT 2008).

Las demandas más importantes del sistema de explotación de recursos en el que está incluido el río Jarama (CHT, 2016) se resumen en: demandas urbanas (suponen el 74% de las demandas), agrarias e industriales. El río Jarama y sus afluentes recogen las aguas de Madrid capital y de parte de la Región de Madrid. En algunos casos éstas suponen un volumen mayor respecto a su aportación natural, lo que compromete la consecución de objetivos medioambientales fijados en el Plan hidrológico de cuenca de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo (CHT, 2016). Es por ello por lo que la gestión realizada en uno de los afluentes más significativos del Tajo sea determinante en la cantidad y calidad del recurso hídrico en el río Tajo.

Se ha seleccionado esta zona por los siguientes motivos:

- i) Es una zona estratégica en cuanto a la gestión hidrológica, ya que el río Jarama es el afluente principal del Tajo (su aportación supone un 18% de la aportación media anual sobre el total de la cuenca), y esta gestión repercute directamente sobre el estado ecológico y sobre asignaciones y reservas aguas abajo, donde existen zonas con categorías de protección debido a la relevancia de su valor natural y singularidad.
- ii) Pertenece al tramo medio del río Jarama, donde el sistema fluvial cuenta con un amplio desarrollo de las comunidades vegetales de ribera; y aun presentando pautas de degradación, cuentan con tramos con vegetación de ribera en buen

estado (CHT, 2016), con una variada composición florística y representación de estratos.

- iii) Es una zona con una buena disponibilidad de datos foronómicos y topográficos (existencia de datos de vuelo LIDAR del 2009, y diversas estaciones de aforos).

2.2 Selección de tramos y diseño de muestreo

La identificación de tramos se basó en la selección de tramos representativos con un desarrollo amplio de la estructura vertical y horizontal de la vegetación de ribera (Lara et al., 2004) y que permitiese el desarrollo de la metodología. Se han seleccionado dos tramos a partir de ortofotos del vuelo LIDAR y del PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea) del 2009 (IGN, s.f.) y de visitas de campo para confirmar su estado (febrero y junio de 2012).

El estudio se centró en las especies señaladas en la tabla 1, correspondiente a la vegetación leñosa de ribera. La vegetación de ribera es de tipo edafohigrófilo y azonal (menos dependiente del clima general del territorio que la climatófila), y con características específicas (Blanco et al., 1997). Las especies leñosas aportan una mayor información de la evolución y de la dinámica de la comunidad de ribera a largo plazo que las herbáceas (pueden resistir a los procesos de arrastre y erosión), y la existencia o no de diferentes estratos está relacionada con la permanencia y variabilidad de flujo, y con la profundidad del agua subterránea (Merritt et al., 2010).

Según Naiman et al. (1993), el corredor ribereño abarca el canal de la corriente y la parte del paisaje terrestre desde la marca de agua alta hacia las tierras altas donde la vegetación puede verse influenciada por niveles elevados de agua, inundaciones o la capacidad de los suelos para retener el agua. En esta zona, la vegetación de ribera está deslindada administrativamente por el Organismo de Cuenca, siendo zona de Dominio Público Hidráulico (DPH). Las tierras de cultivo avanzaron hasta donde fue posible por la titularidad del suelo, respetando la vegetación de ribera que quedaba dentro del DPH.

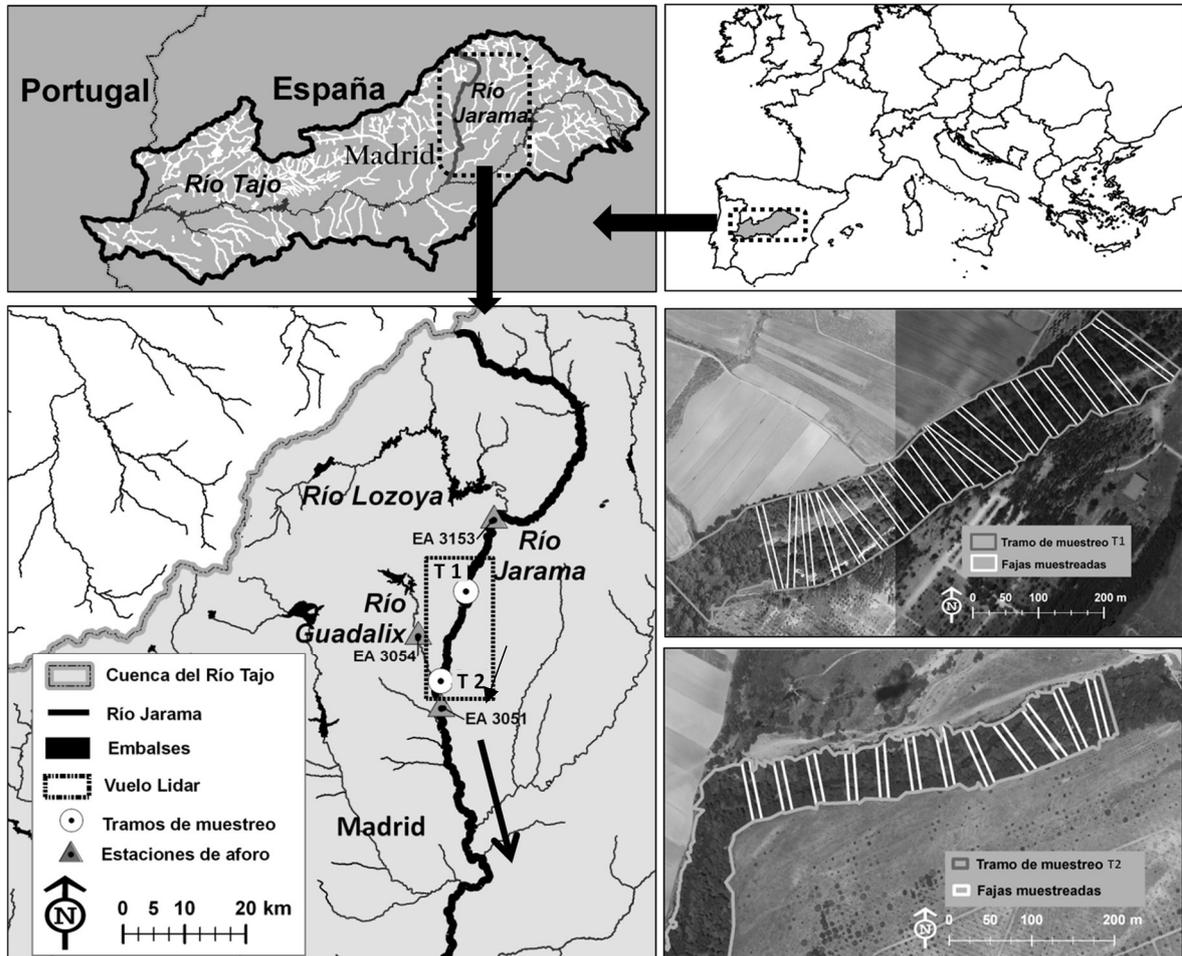
Las especies ribereñas presentan reproducción asexual y pueden crecer como un conjunto de brotes (ramets) conectados. Las conexiones pueden estar enterradas y los ramets de las diversas plantas pueden entremezclarse, por lo que es imposible distinguir el genet completo (Bullock, 2006) lo que en parte presenta un problema a la hora del muestreo. De acuerdo con el mismo autor es razonable muestrear ramets en lugar de genets, adoptándose en el procedimiento.

Se diseñó un muestreo sistemático para la toma de datos. Es uno de los más usados en inventario forestal por la facilidad en su ejecución en campo y reparto de los elementos muestrales por toda la extensión (Ayuga et al., 1999). Se llevó a cabo mediante transectos perpendiculares al eje del río (Auble et al., 2005; Bejarano, González del Tánago, et al., 2011; Bejarano, Nilsson et al., 2011; Merritt y Wohl, 2006; Samuelson y Rood, 2004; Stromberg et al., 2010; Stromberg et al., 1996) dispuestos a una equidistancia fija a través de la superficie de la ribera (Merritt y Cooper, 2000).

Se plantearon fajas de 10 m de ancho, considerando que la unidad muestral debe tener el tamaño suficiente para recoger la heterogeneidad de la comunidad (las especies pueden diferir mucho de tamaño entre ellas) (Bullock, 2006). Unidades muestrales de pequeña o



gran superficie pueden condicionar la variabilidad de la muestra, el error y el esfuerzo de replanteo (Ayuga et al., 1999). Previamente a la selección, se realizaron pruebas en campo, con anchuras de 5, 10 y 15 m, seleccionando aquella en la que entraba un mayor número de especies y de pies por metro lineal, que correspondió a la de 10 m.



	T 1	T 2
Municipio	Talamanca del Jarama	Algete
Coordenadas (m)	X = 456,262	X = 452,175
UTM - H30	Y = 4,511,847	Y = 4,496,976
Longitud (m)	850	730
Superficie (m ²)	96,700	49,900
Anchura media del tramo (m)	118	68
Nº de fajas muestradas	18	12

Figura 2 Ubicación general de la zona de estudio, tramos, fajas muestradas y características generales de los tramos (longitud: sobre el eje del cauce; superficie: incluye parte acuática del cauce y zona cubierta por la vegetación de ribera; anchura media: cociente entre la superficie y la longitud). El río no presenta ningún tributario significativo entre ambos tramos, existen varias estaciones de aforo. El nombre de los tramos se ha designado de aguas abajo a aguas arriba (la flecha al lado del río indica el sentido del flujo)



Tabla 1 Especies objetivo muestreadas en los tramos de estudio. Son las especies dominantes en los tramos con suficiente número de observaciones como para permitir el desarrollo de análisis estadísticos. Se indican los tramos donde se localizaron y las abreviaturas que se utilizarán para exponer y comentar los resultados

Especie	Nombre común	Familia	Tramos	Abreviatura
<i>Alnus glutinosa</i> L.	Aliso	Betulaceae	T1 y T2	Ag
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Espino albar	Rosaceae	T1 y T2	Cm
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	Fresno común	Oleaceae	T1 y T2	Fa
<i>Populus alba</i> L.	Álamo blanco	Salicaceae	T1 y T2	Pa
<i>Populus nigra</i> L.	Chopo negro	Salicaceae	T1 y T2	Pn
<i>Salix alba</i> L.	Sauce blanco	Salicaceae	T1 y T2	Sa
<i>Salix fragilis</i> L.	Sauce frágil	Salicaceae	T1 y T2	Sf
<i>Salix salviifolia</i> Brot.	Sauce salvifolio	Salicaceae	T1 y T2	Ss
<i>Salix purpurea</i> L.	Mimbrera	Salicaceae	T1	Sp
<i>Tamarix gallica</i> L.	Taray	Tamaricaceae	T1 y T2	Tg
<i>Ulmus minor</i> Mill.	Olmo	Ulmaceae	T1	Um

La distancia de separación entre las fajas se determinó de manera que fuese igual para los dos tramos estudiados. Para ello se calculó el número óptimo de fajas necesarias para cubrir la superficie de muestreo, cuyo error no superase el 15%, con una probabilidad *fiducial* del 75%. En el cálculo de las superficies ocupadas por las fajas se utilizaron las fotografías aéreas (LIDAR y PNOA, 2009), disminuyendo la distancia entre las fajas hasta conseguir el número óptimo.

2.3 Caracterización hidrogeomorfológica

Se consideró oportuno proceder a la caracterización hidrogeomorfológica de la zona y los tramos de estudio con el fin de conocer la situación en la que se encuentra el eje medio en general y los tramos de estudio en particular; y realizar una comparación del estado en el que se encuentra cada uno. Considerar la caracterización hidrogeomorfológica en el estudio podrá ayudar a dar respuestas a diferentes procesos que puedan estar ocurriendo en cada tramo de estudio, ya que estos índices evalúan la forma fluvial, sus interacciones con los impactos humanos y las consiguientes implicaciones en procesos ecológicos (Rinaldi, 2013). Para ello fue necesario contrastar la evolución del tramo medio con datos históricos, y calcular las diferencias que se presentaban entre los tramos.

Por un lado, se ha realizado el estudio de la alteración del régimen hidrológico superficial del área de estudio que engloba a ambos tramos, mediante el programa informático IAHRIS 2.2 (Martínez y Fernández-Yuste, 2010). Para comparar las condiciones de las componentes más importante del régimen desde el punto de vista de los ecosistemas fluviales antes y después de la regulación del río. Para el análisis, se plantearon diversas combinaciones de distintas series, pero se seleccionaron las que se explican a continuación por considerarse las más adecuadas: son coincidentes en espacio y tiempo (existencia de datos de varios años para realizar análisis coetáneos), y están aguas arriba de los tramos, sin existencia de ninguna derivación ni tributario importante que pueda modificar los aportes totales de manera significativa que vayan a pasar por los dos tramos de estudio (figura 2).



- ✓ RÉGIMEN NATURAL: serie de caudales obtenidos mediante el modelo SIMPA (Estrela y Quintas, 1996; Ruiz-García, 1999). Para el estudio, se ha utilizado la serie de datos mensuales a principio de la masa de agua, desagregados a diarios, en el punto de unión de las dos masas de aguas arriba (río Lozoya y río Jarama antes confluencia con Lozoya) desde el año 1940-41 al 2004-05.
- ✓ RÉGIMEN ALTERADO: Datos de caudales diarios circulantes de la estación de aforo EA 3153 (o EA 153) Valdepeñas (CEDEX, 2014a), ubicada a inicio de masa de agua (figura 2), y con datos desde el año hidrológico 1972-73 al 2004-05.

Por otro lado, se calculó el índice de sinuosidad con el fin de contrastarlo con los valores expuestos en el estudio de Alonso y Garzón (1997), y conocer la evolución del eje medio del río Jarama en los últimos años. El área seleccionada fue la misma que en el estudio anteriormente citado mediante ortofotos del LIDAR y del PNOA (año 2009). También se calculó el índice de sinuosidad de cada uno de los tramos sobre las ortofotos del 2009, para caracterización y contraste de los valores entre tramos.

Finalmente, se realizó la caracterización y valoración cuantitativa de la calidad morfológica de cada tramo, mediante los índices IHG (Ollero et al., 2007) y el MQI (Rinaldi, Surian, Comiti, y Bussetini, 2013). Se seleccionaron ambos índices por considerarse muy completos a la vez que complementarios, ya que la valoración y/o cuantificación de ciertas variables se realiza por caminos o en apartados diferentes, por lo que puede servir para aumentar la objetividad de la valoración. Existen diferencias entre ambos, la más elemental puede ser de qué manera evalúan la naturalidad y la funcionalidad del sistema. El IHG las evalúa en diferentes apartados dentro de los tres grandes bloques que evalúan las calidades del sistema, cauce y riberas. El MQI, sin embargo, los evalúa por separado, considerando un gran bloque de funcionalidad y otro de artificialidad (donde se evalúan las alteraciones). Por lo tanto, en este último índice los elementos artificiales se contabilizan de forma doble, es decir, por un lado, como tales, dentro del bloque de artificialidad, y por otro como elementos que impiden la funcionalidad del sistema (Rinaldi et al., 2013). Por otro lado, en lo referente al índice IHG, también puede evaluar algunos elementos artificiales en diferentes apartados, debido a que pueden afectar, directa o indirectamente sobre la calidad de la funcionalidad del sistema, cauce o ribera (como es el caso de los grandes embalses).

2.4 Recopilación de datos

Las campañas se realizaron durante los meses de julio a diciembre de 2012 y 2013. La topografía se realizó en octubre y noviembre de 2012 y 2013, con las estaciones totales *Topcom GTS-212* y *Leica-1200*, y con un *GPS diferencial Leica*. El procedimiento seguido en campo fue el descrito a continuación. Primero se replanteó cada una de las fajas: i) localización del eje de la faja (transecto), ubicando el inicio y el fin en ambas márgenes mediante estacas de madera, ii) delimitación del eje de la faja mediante colocación de un cordel (con ayuda de una brújula) iii) delimitación de los límites de la faja con la ayuda de una cinta métrica, midiendo 5 m a cada lado y señalando el límite, iv) identificación los individuos que entraban en el muestreo mediante código numérico. Después se procedió a la toma de datos de vegetación. Los datos topográficos se recopilaban una vez terminado el inventario de todas las fajas. En la tabla 2 se indican las variables registradas en campo y las procesadas posteriormente.



Tabla 2 Resumen de variables utilizadas para el análisis. La mayoría de ellas se han tomado en campo, y algunas (DH, DV y V) han sido procesadas posteriormente en gabinete. El volumen de los individuos se calculó para aquellos árboles que no estuviesen partidos. Para la definición del vigor (de 0 a 3), se ha considerado su estado sanitario y la conformación de este con respecto a tipo de configuración de la especie de que se trate; el de menor valor corresponde a árbol muerto, y el de mayor valor a aquel con más del 75% de su porte en buen estado y vigoroso (Arthington et al., 2012)

Descripción	Abreviatura	Unidad medida	Instrumento medida	Observaciones
Especie	Sp	-	-	-
Margen derecho, izquierdo o isla	D/IZ/I	-	-	-
Distancia horizontal a la línea de vaguada	DH	m	Cinta métrica y Estación total	-
Distancia vertical a línea de vaguada	DV	m	Estación total	-
Diámetro de individuos con altura >1.30 m (a la altura del pecho)	DAP	cm	Flexómetro	Individuo ramificado antes de 1.30 m, medida de diámetros de todas las ramas
Altura individuos con altura >1.30 m	H	m	Hipsómetro +cinta métrica para distanciarse /flexómetro (individuos < de 2 m)	Individuo ramificado antes de 1.30 m, medida de las alturas de todas las ramas
Volumen individuos con altura >1.30 m	V	dm ³	Calculado mediante diámetro y altura	-
Vigor individuos altura >1.30 m	Vi	-	-	-
Sustrato	S	-	-	Mediante la clasificación de <i>American Geophysical Union</i> ligeramente modificada (Martínez-Capel y García de Jalón, 1999)

La distribución de la vegetación se relacionó con la distancia y altura al thalweg, ya que el gradiente vertical de elevación por encima de éste refleja la disminución de la frecuencia, la duración y la profundidad de inundación experimentada en cualquier sección de la ribera (Rogers, 1995). Para ello se estimó la distancia sobre la horizontal, DH (cálculo de las distancias horizontales de la base de los individuos con respecto al thalweg, proyectadas previamente sobre un transecto perpendicular al eje del río) y la distancia sobre la vertical, DV (cálculo de la diferencia de cotas entre la base del individuo y el thalweg).

A la hora de realizar el levantamiento topográfico no fue posible tomar las bases de todos los individuos previamente inventariados. Fue debido a la visibilidad insuficiente para tomar la base del árbol (elevada densidad de vegetación) y a la imposibilidad de identificación de ejemplares en campo (pérdida del identificador). La identificación fue realizada posteriormente en gabinete, localizándolos por especie, diámetro y ubicaciones relativas a estacas (que se topografiaron posteriormente) tomadas a medida que se ejecutaba el inventario.

Se estimaron los datos altimétricos de aquellos individuos que no tenían, ya que, como se comentó antes, sí existían datos planimétricos de todos (mediante el programa *Arc-Gis V*

10.0). Se procedió de la siguiente manera: i) ubicación de cada uno de los individuos mediante un shape de puntos, ii) generación de un modelo digital de elevaciones vectorial de cada faja mediante los datos topográficos y iii) cálculo de la cota mediante una aplicación del *3D Analyst*.

2.5 Análisis de datos

Con objeto del desarrollo de los análisis seleccionados (tabla 4), se utilizaron los programas *RStudio V. 3.0.1* (R Foundation for Statistical Computing, 2014) y *SPSS V.17.0* (SPSS, 2008). Se investigó así, la relación entre la distribución de las especies vegetales de ribera y la topografía. Las variables que se estudiaron en cada muestra fueron: SP (variable categórica que indica a qué especie vegetal pertenece cada dato), DH (variable cualitativa continua que indica la distancia horizontal al thalweg a la que se encuentra cada individuo muestreado) y DV (variable cualitativa continua que indica la altura del individuo al thalweg).

Para comprobar si esta relación, de existir, afecta a todos los individuos por igual, o hay diferencias en función del estado de desarrollo, se dividió la muestra en categorías de desarrollo, en función del diámetro y la altura. Se seleccionó la categorización del II Inventario Forestal Nacional (Villaescusa y Díaz, 1998) para los árboles, debido a la facilidad de uso y adecuación a los datos existentes, modificada para los arbustos (tabla 3).

Tabla 3 Categorías de desarrollo para árboles y arbustos en función de la altura y el diámetro a la altura del pecho

Árboles			Arbustos		
Categorización	Altura (m)	Diámetro (cm)	Categorización	Altura (m)	Diámetro (cm)
Regenerado Categoría 1 y 2	< 1.3		Regenerado Categoría 1 y 2	< 1.3	
Regenerado Categoría 3	≥ 1.3	< 2.5	Pies menores	≥ 1.3	< 2.5
Pies menores	> 1.3	≥ 2.5 < 7.5	Pies mayores	≥ 1.3	≥ 2.5
Pies mayores	> 1.3	≥ 7.5	-	-	-

Por lo general las muestras analizadas presentaban bastantes datos atípicos y asimetrías, por lo que se creyó conveniente incluir estadísticos robustos. Se consideró así debido a la gran sensibilidad a los datos atípicos de los estimadores habitualmente utilizados, a lo que los métodos robustos no se ven tan influidos (García-Pérez, 2005). En la mayoría de los gráficos descritos (tabla 4) se ha incluido el estimador de posición de Huber (Huber, 2011), una medida robusta de tendencia central que se diferencia de otras medias recortadas porque descarta observaciones *anómalas* mayores que una constante (no un porcentaje de observaciones, como otros estimadores), siendo menor el error de muestreo al utilizar este tipo de media recortada (García-Pérez, 2005), porque minimiza el sesgo y la varianza máximos (Zamar, 1994). Se emplearon diferentes pruebas robustas para comparar la media de dos muestras independientes, con el fin de reforzar los resultados obtenidos: el test de *Yuen-Welch* (Y-W) y el test *Yuen bootstrap* (Welch, 1938; Yuen, 1974). Los métodos de remuestreo (“bootstrap”) no tiene ningún requerimiento respecto a la distribución de la muestra o la presencia de datos atípicos (Wilcox, 2012), con lo que fueron otra alternativa empleada en esta parte del trabajo.

Tabla 4 Resumen del procedimiento de análisis estadístico de datos, especificando los objetivos y herramientas utilizadas durante su desarrollo

	Objetivo	Herramienta	Función programa R
1) Análisis exploratorio y descriptivo de las variables SP, DV y DH por tramo	Conocer la abundancia de las especies	Tabla de abundancias relativas de especies	-
	Conocer la distribución de las variables de posicionamiento y medidas centrales	Box-Plot por unidad de muestreo con estimador de Huber	Función <i>boxplot</i> de R base Función <i>huber</i> del paquete MASS versión 7.3-33 (Venables y Ripley, 2002)
		Gráficos de dispersión por especie con Jitter	Funciones del paquete <i>base</i> del programa: <i>plot</i> y <i>jitter</i>
		Box-Plot de especies – variables DV y DH para cada categoría de desarrollo	Función <i>boxplot</i> Función <i>huber</i>
Conocer la abundancia, frecuencia y rangos óptimos de las especies para las variables de posicionamiento	Curvas de frecuencia relativa y absoluta	Implementación de varias funciones de diferentes paquetes (<i>base</i> , <i>graphics</i> ...) tales como <i>hist</i> y <i>line</i>	
2) Comprobaciones para la posterior selección de análisis paramétricos o no paramétricos	Comprobar si las variables de posicionamiento por especie y categoría de desarrollo se ajustan a la distribución normal	Test de Shapiro-Wilk ($n < 50$)	Función <i>shapiro.test</i> paquete <i>stats</i>
		Test de Kolmogorov-Smirnov ($n \geq 50$)	Función <i>ks.test</i> paquete <i>stats</i>
	Comprobar si las variables de posicionamiento por especie y categoría de desarrollo tienen igualdad de varianza (homocedasticidad)	Test de Barlett	Función <i>barlett.test</i> paquete <i>stats</i>
3) Análisis de correspondencias por especies (por categorías de desarrollo) de cada tramo	Conocer categorías dentro de las especies que pueden comportarse de igual manera. Concretar pares de especies que se comportan de forma similar frente a las variables de posicionamiento	Test t de Yuen, <i>Yuen bootstrap</i>	Implementación a partir de la formulación del test de Yuen (Yuen, 1974), utilizando varias funciones del paquete <i>base</i> (<i>mean</i> , <i>floor</i> , <i>var</i> , etc)
	Concretar grupo de especies con comportamiento similar frente a las variables de posicionamiento	Test Kruskal-Wallis	Función <i>kruskal.test</i> , paquete <i>stats</i>

El estudio estadístico se divide en dos partes:

- 1) ***Etapa de análisis descriptivo:*** para examinar similitudes y diferencias en las distribuciones de cada conjunto de datos (categoría de desarrollo y/o especies), sirviendo, además, de primera aproximación para intuir relaciones entre especies.
 - i) Conteo del total de datos por grupos, que se resume en una tabla de abundancia relativa por grupo (categoría de desarrollo y/o especies).
 - ii) Descripción de las variables de posicionamiento (DH y DV) de cada tramo, incluyéndose en este apartado *box plots* para ambas variables por fajas.
 - iii) Análisis exploratorios SP-DH y SP-DV, mediante gráficos con el estimador de posición de Huber:
 - a. *Gráficos de dispersión con ruido aleatorio*, para lo que se ha utilizado la función “Jitter” (añadiendo así un pequeño valor aleatorio a la variable cualitativa). Esta función evita que las observaciones se solapen cuando existe gran cantidad de datos, siendo muy útil para una buena visualización de los datos (Zhao 2012).
 - b. *Diagrama de cajas para cada categoría de desarrollo*
 - iv) Curvas de frecuencia absoluta de la distribución espacial entre especies por categoría de desarrollo y variable topográfica. Permiten explorar aquellos rangos donde se posiciona la mayor abundancia de las especies.
- 2) ***Etapa de aplicación de pruebas estadísticas (test):*** para estimar o descartar relaciones entre especies en base a las variables de posicionamiento de la muestra (DH y DV). Estos test se basan en el contraste de la hipótesis nula de igualdad de los estimadores de tendencia central entre especies y categorías de desarrollo en relación con las dos variables clave frente a la hipótesis de no pertenecer todas a la misma población.

Inicialmente se verificaron las condiciones de normalidad y homocedasticidad. Los test recomendados para comprobar la normalidad (Arriaza et al., 2008) son el de Shapiro-Wilk (Royston, 1982) para muestras pequeñas, y Kolmogorov-Smirnov (Marsaglia, Tsang, y Wang, 2003) para muestras grandes. Los test se aplicaron sobre los datos originales y sobre los datos modificados mediante transformaciones *logarítmica* y *Box-Cox* (Box y Cox, 1964). Fallando el supuesto de normalidad, el *teorema del límite central* justifica la aproximación de la distribución de la media con una distribución normal cuando existe un elevado tamaño de muestra (Freund, Miller, y Miller, 2000), siendo preciso validar la homocedasticidad entre grupos (test de Barlett, (Bartlett, 1937).

En este estudio no se verificaron las condiciones de normalidad ni de homocedasticidad para la aplicación de los test paramétricos en casi ningún grupo, por lo que se aplicaron pruebas no paramétricas.

Las pruebas se aplicaron a diversas muestras, diferenciándose entre *intergrupos* (para una misma especie, entre las categorías de desarrollo) e *intragrupos* (para una categoría de desarrollo, entre las distintas especies).

Inicialmente se contrastó la muestra por parejas, y en el caso de existir suficientes similitudes entre varias parejas, se realizaron análisis por grupos para intentar reconocer los conjuntos de datos similares o que marcaban las diferencias. Las pruebas usadas fueron: i) entre parejas, test de la t de Yuen (finalmente se seleccionó este test, ya que el test Yuen bootstrap apoyaba los resultados), se basa en la generalización de la prueba t de Welch mediante medias recortadas, para grupos dependientes (Yuen, 1974); y ii) entre grupos el test de Kruskal-Wallis, mediante el análisis de varianza unifactorial por rangos de Hollander y Wolfe (1973).

Se recomienda tener un número de datos, mayor o igual a 30 observaciones para que la inferencia estadística sea lo suficientemente robusta (Torres y Magaña, 2001). En el caso de presentarse resultados con menos de 30 observaciones en este trabajo, se advierte de ello.

3. RESULTADOS

3.1. Resultados de la evaluación hidrogeomorfológica

A continuación, se exponen los resultados significativos de la evaluación hidrológica, índice de sinuosidad y resultados de los índices de valoración hidrogeomorfológicos. Todos se encuentran sintetizados en la tabla 10.

Los resultados obtenidos de la alteración hidrológica clasifican el tramo de río como “Muy Alterado”. A continuación, se resumen los valores obtenidos correspondientes a los más bajos, divididos en tres apartados según evalúen valores habituales o extremos (avenidas y sequías):

- De los seis índices que evalúan los valores habituales de caudal (tabla 5), cuatro de ellos se encuentran en un nivel IV de alteración.
- En los índices referentes a las avenidas (tabla 6), los que corresponden con los valores más bajos son el de la frecuencia del caudal de conectividad y la duración de las avenidas.
- En cuanto a los índices que evalúan la alteración de las sequías (tabla 7), el más bajo es el de estacionalidad de las sequías.


Tabla 5 Índices de alteración para valores habituales de caudal para un año medio

Aspecto	Índices			Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
	Valor	Código	Denominación	0.8 < I ≤ 1	0.6 < I ≤ 0.8	0.4 < I ≤ 0.6	0.2 < I ≤ 0.4	0 < I ≤ 0.2
Magnitud	0.24	IAH1 med	Magnitud de las aportaciones anuales				x	
	0.24	IAH2 med	Magnitud de las aportaciones mensuales				x	
Variabilidad	0.25	IAH3 med	Variabilidad habitual				x	
	0.30	IAH4 med	Variabilidad extrema				x	
Estacionalidad	0.67	IAH5 med	Estacionalidad de máximos		x			
	0.65	IAH6 med	Estacionalidad de mínimos		x			

Tabla 6 Índices de alteración para los parámetros de las avenidas

Aspecto	Índices			Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
	Valor	Código	Denominación	0.8 < I ≤ 1	0.6 < I ≤ 0.8	0.4 < I ≤ 0.6	0.2 < I ≤ 0.4	0 < I ≤ 0.2
Magnitud	0.47	IAH7	Mag. avenidas máximas			x		
	0.79	IAH8	Mag. caudal generador del lecho		x			
	0.29	IAH9	Frecuencia del caudal de conectividad				x	
	0.43	IAH10	Mag. avenidas habituales			x		
Variabilidad	0.50	IAH11	Variab. avenidas máximas			x		
	0.44	IAH12	Variab. avenidas habituales			x		
Duración	0.39	IAH13	Duración de avenidas				x	
Estacionalidad	0.79	IAH14	Estacionalidad de avenidas		x			

Tabla 7 Índices de alteración para los parámetros de las sequías

Aspecto	Índices			Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
	Valor	Código	Denominación	0.8 < I ≤ 1	0.6 < I ≤ 0.8	0.4 < I ≤ 0.6	0.2 < I ≤ 0.4	0 < I ≤ 0.2
Magnitud y Variabilidad	0.31	IAH15	Mag. sequías extremas				x	
	0.29	IAH16	Magnitud sequías habituales				x	
	0.62	IAH17	Variabilidad de las sequías extremas		x			
	0.65	IAH18	Variabilidad de las sequías habituales		x			
Duración	0.24	IAH19	Duración de sequías				x	
	0.93	IAH20	N.º de días con Q=0	x				
Estacionalidad	0.00	IAH21	Estacionalidad de sequías					x

Los resultados obtenidos para el índice de sinuosidad revelan que el cauce sigue disminuyendo su sinuosidad (IS eje medio cauce=1.23) respecto a los datos obtenidos de la bibliografía (Alonso y Garzón, 1997). En cuanto al valor de la sinuosidad de los tramos, y según caracterizaciones de Díaz-Bea y Ollero (2006), donde 1.05 es el umbral para diferenciar tramos rectos de sinuosos, el tramo T1 todavía se puede considerar como sinuoso (IS=1.14), mientras que el tramo T2 se encuentra en el límite de la caracterización (IS=1.05).

Y, finalmente, los valores de los índices corresponden con los valores siguientes:

- Para IHG, el valor del índice global en el T2 fue de 48 puntos sobre 90 y en el tramo T1 de 55 puntos sobre los 90 máximos, valorándose como **moderado** en ambos tramos. La valoración de cada apartado que forma parte del índice se resume en la tabla 8.



- Para MQI (tabla 9), la valoración global fue de 0.54 sobre 1 en el T2, con una valoración de **moderado**, y para el T1 de 0.71 sobre 1, valorado como **bueno**.

Tabla 8 Valoración de los apartados del IHG. Un mayor valor corresponde a un valor mayor en calidad hidrogeomorfológica

Componentes de análisis		T1	T2
Calidad funcional del sistema	Naturalidad del régimen del caudal	2	2
	Disponibilidad y movilidad de sedimentos	2	2
	Funcionalidad de la llanura de inundación	5	3
Valoración Parcial		Deficiente (9)	Deficiente (7)
Calidad del cauce	Naturalidad del trazado y de la morfología en planta	8	8
	Continuidad y naturalidad del lecho y de los procesos longitudinales y verticales	10	9
	Naturalidad de las márgenes y de la movilidad natural	5	3
Valoración Parcial		Bueno (24)	Bueno (20)
Calidad de las riberas	Continuidad longitudinal	10	10
	Anchura del corredor ribereño	6	4
	Estructura, naturalidad y conectividad transversal	7	7
Valoración Parcial		Bueno (23)	Bueno (21)
VALORACIÓN IHG		Moderado (55)	Moderado (48)

Tabla 9 Valoración de los apartados del MQI. Un mayor valor de la puntuación parcial indica mayor alteración. Un valor más cercano a 1 de los índices parciales ó índice total implica una menor alteración

Componentes de análisis		T1	T2
Funcionalidad	Continuidad	4	5
	Morfología	8	16
	Vegetación de ribera	0	0
	TOTAL PARCIAL	0.74	0.54
Artificialidad	Alteración de la continuidad longitudinal aguas arriba	15	15
	Alteración de la continuidad longitudinal del tramo	0	0
	Alteración de la continuidad lateral	12	12
	Alteración de la morfología del lecho y/o del sustrato	0	0
	Intervenciones de mantenimiento y retirada	2	2
	TOTAL PARCIAL	0.69	0.69
TOTAL ÍNDICE		Bueno (0.71)	Moderado (0.64)

Tabla 10 Resumen de los parámetros analizados en este apartado

	Área de estudio	Tramo T1	Tramo T2
Alteración hidrológica	Muy alterada hidrológicamente	-	-
Sinuosidad	1.23	1.14	1.05
IHG	-	Moderado (55 puntos sobre 90 máx)	Moderado (48 puntos sobre 90 máx)
MQI	-	Bueno (0.71 sobre 1)	Moderado (0.64 sobre 1)



Por lo tanto, por ambos métodos, el valor de los índices hidromorfológicos fue de menor puntuación para el tramo ubicado más aguas abajo, el T2. En ambos índices pesó el hecho de que la llanura de inundación fuese más amplia en el T1, así como que las estructuras longitudinales estuviesen más cercanas al cauce principal y presentes en todo el tramo en T2. Y también que la morfología del tramo T1, con formas menos afectadas por las alteraciones (o debido a menores alteraciones) tuviese una evolución más cercana a los procesos típicos de su configuración morfológica.

3.2. Resultados del análisis descriptivo

En el tramo T1 se muestrearon once especies leñosas de ribera (tabla 1), y en el T2, nueve de las once especies. En la tabla 11 se puede observar que la abundancia por especies y categoría de desarrollo era muy desigual en cada tramo.

Tabla 11 Abundancia de especies por categoría sobre el total muestreado por tramo

T1 Total individuos muestreados = 4781					T2 Total individuos muestreados = 2567						
	Reg. C1-C2	Reg. C3	Pies menor.	Pies may.	Total		Reg. C1-C2	Reg. C3	Pies men.	Pies may.	Total
Ag	0.2%	0.4%	1.0%	7.7%	9.2%	Ag	0.1%	0.1%	0.1%	1.7%	2.0%
Cm	1.8%	-	0.9%	1.1%	3.7%	Cm	0.6%	-	0.5%	0.2%	1.2%
Fa	24.8%	8.5%	4.8%	2.0%	40.1%	Fa	23.2%	8.9%	6.6%	2.6%	41.3%
Pa	5.5%	0.9%	2.4%	1.6%	10.5%	Pa	11.5%	2.2%	1.3%	0.7%	15.6%
Pn	2.5%	0.9%	1.4%	4.6%	9.4%	Pn	1.5%	0.4%	2.1%	8.7%	12.7%
Sa	0.1%	0.2%	0.2%	2.6%	3.1%	Sa	0.2%	0.0%	0.5%	2.8%	3.5%
Sf	0.0%	0.0%	0.0%	0.4%	0.4%	-	-	-	-	-	-
Sp	0.4%	-	1.7%	0.9%	3.0%	Sf	0.4%	0.2%	1.6%	5.0%	7.2%
Ss	0.4%	1.0%	3.8%	5.7%	10.9%	Ss	0.9%	2.1%	5.2%	3.5%	11.7%
Tg	0.4%	-	1.0%	2.3%	3.7%	Tg	2.2%	-	0.5%	1.9%	4.7%
Um	2.3%	1.9%	1.3%	0.5%	6.0%	-	-	-	-	-	-
Total	38.4%	13.7%	18.5%	29.4%	100%	Total	40.6%	13.8%	18.6%	27.0%	100%

En el tramo T1 se han muestreado 2491 individuos de *Regenerado* (categorías 1, 2 y 3) y 2290 individuos de *Pies menores y mayores* (tabla 11). Las especies más abundantes fueron Fa, Pa (al igual que en el tramo anterior) y Ss. Dentro de las categorías de *Regenerado* era Fa, con gran diferencia, el más abundante, seguido muy por debajo del Pa. En la de *Pies menores* abundaban los individuos de Fa y de Ss. En la categoría de *Pies mayores* había mayor abundancia de Ag seguido por Pn. La especie con menor representación fue Sp en todas las categorías, seguido del Cm y del Tg.

En el tramo T2 se han muestreado 1398 individuos de *Regenerado* (categorías 1, 2 y 3) y 1169 individuos de *Pies menores y mayores*. La especie más abundante fue Fa, seguida de Pa y Pn, las dos primeras con mayor representación en la categoría de *Regenerado C1-C2*. En la categoría de *Regenerado C3* y *Pies menores* también abundaba Fa. En la categoría de *Pies mayores* había un gran número de Pn, seguido de Ss y Sf. Las especies menos abundantes fueron Cm, Ag, y Tg. En la categoría más abundante fue la de *Regenerado*, pero debido a la gran abundancia de Fa y Pa. La siguiente categoría más abundante fue la de *Pies mayores*.

Para Cm y Tg había mayor cantidad de *Regenerado* y *Pies menores*, al contrario que Ag, donde la gran mayoría eran *Pies mayores*.

En la figura 3 se representan los box-plot de DH-Fajas y DV-Fajas. En el tramo T1, la faja donde se localizaron observaciones a una mayor DV fue en la 18 (5.7 m) y la mínima, en la faja 13 (0.3 m); en cuanto a la DH, la faja cuya observación está más alejada del thalweg en distancia horizontal fue la 1 (126.8 m) y la que menos, la faja 2 (1.5 m). En la figura 3, abajo, se observa que las fajas menos dispersas en T1 son la 9 con DV y la 10 con DH. A su vez, ambas toman valores que se diferencian del resto de las fajas. La primera presenta casi el 75% de sus valores por debajo de 20 m del thalweg, y la segunda presenta valores elevados de altura con respecto al thalweg (poza profunda).

En el tramo T2 la topografía era irregular, pero dentro de unos límites. Tres de las doce fajas presentaban isla (9, 11 y 12). La faja donde se localizaron observaciones a una mayor DV fue en la 4 (7 m) y la mínima, en la faja 11 (0.2 m); en cuanto a la DH, la faja cuya observación está más alejada del thalweg en distancia horizontal fue la 2 (68.4 m) y la que menos, la faja 11 (0.1 m).

Las diferencias más acusadas entre fajas en T2 para DV se producen en la 4 y en la 11. La 4 presentaba valores elevados en dicha variable (presentaba una profunda poza, por ello las especies se localizaron a un valor de DV más elevado) y en la 11, valores bajos. Para DV existe un gran número de atípicos, y, sin contar con la faja 4, la variabilidad, en general, es muy pequeña para los datos tomados en cada faja. Para la variable DH, a nivel de faja, las que presentan menor dispersión en eran la 5, 9, 10, 11 y 12.

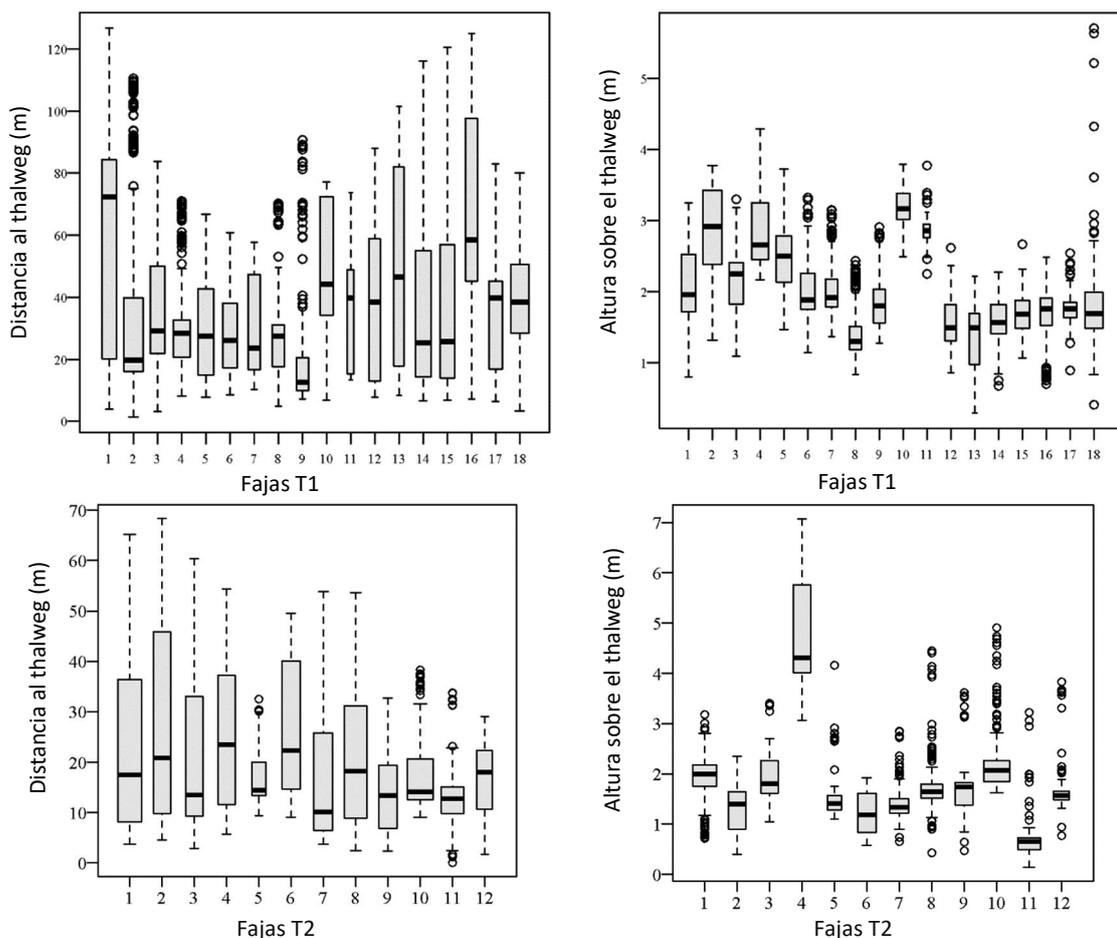


Figura 3 Box -plot con las distribuciones de DH y DV de todas las especies para todos los tramos de las dos fajas. Arriba se muestran los resultados para T1 y abajo para T2. En general, existe un elevado número de atípicos y una gran asimetría en las muestras



En la figura 4 se representan mediante gráficos de dispersión con fluctuaciones (Jitter) los valores de DV y DH para todas las observaciones por especie y tramo.

En T1, frente a la gran heterogeneidad de posicionamientos de las especies, las observaciones de Tg, Um y Cm se diferencian claramente del resto de las observaciones, localizándose a valores más elevados (Tg y Cm con valor de Huber similar) y el resto de las especies presentaban una mayor correspondencia. Tg tomaba posiciones más alejadas del thalweg, mientras que Um, más cercanas, debido a que la mayoría de los Um se localizaron en orillas más cortas, pero con mayor pendiente. Para la variable DH las especies se diferenciaban notablemente: Sa, Sf y Se presentaban los valores de Huber más cercanos.

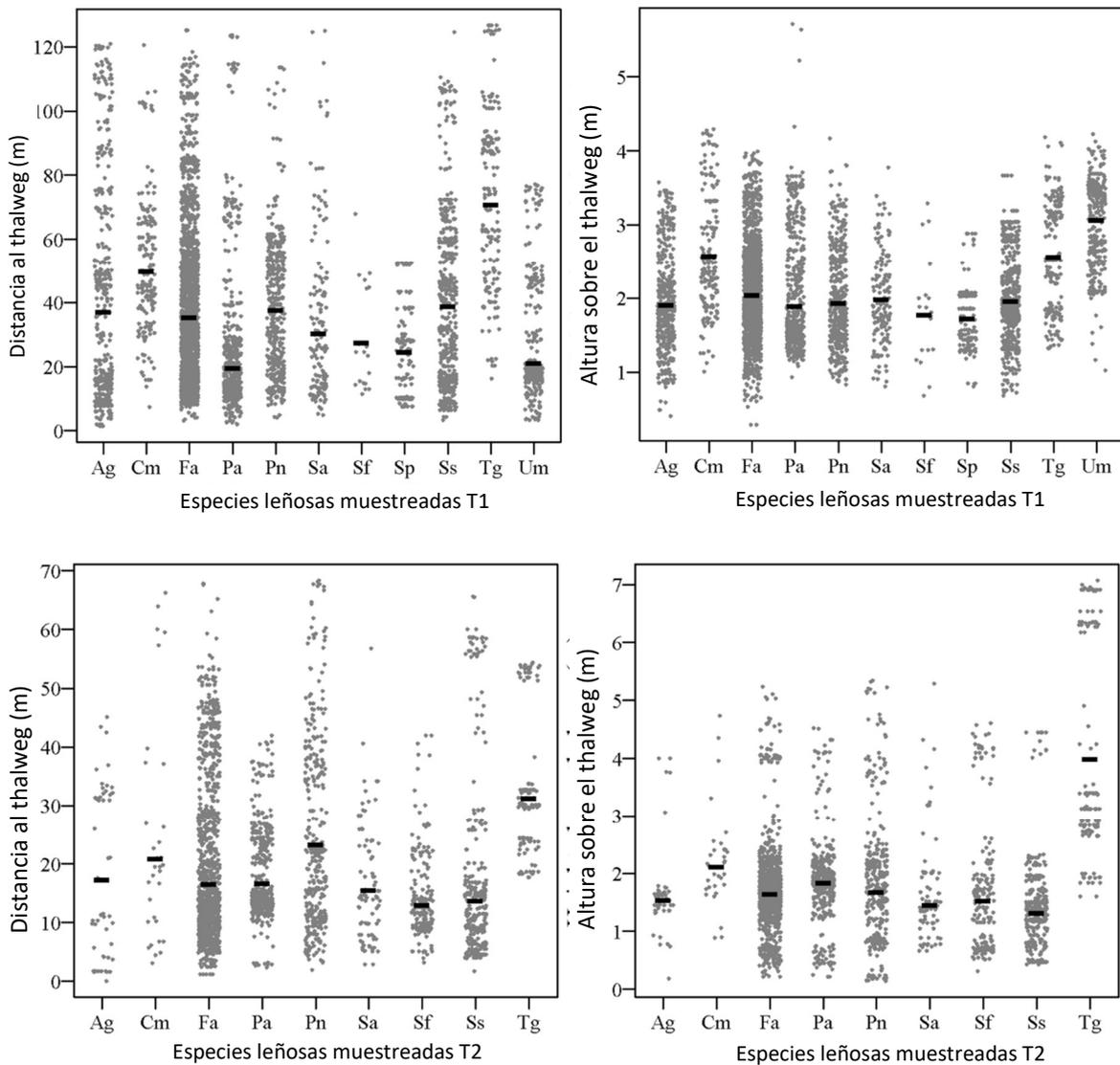


Figura 4 Gráfico Jitter DH-SP (derecha) y DV-SP (izquierda) por especies y tramo. La línea negra se corresponde con el valor del estimador de Huber

En el tramo T2 era Tg la especie que más se diferenciaba en ambas variables, con una preferencia por valores de DV más alejados y elevados del thalweg. En cuanto a valores cercanos de DH, las especies Ag, Fa, Pa, Sa, Sf y Ss están más cercanas en el valor del estimador de Huber, y con DV, Ag, Sa, Sf y Ss.

En la figura 5 se muestran los box-plot, con el valor del estimador de Huber para DH y DV por especie y categoría de desarrollo y tramo.

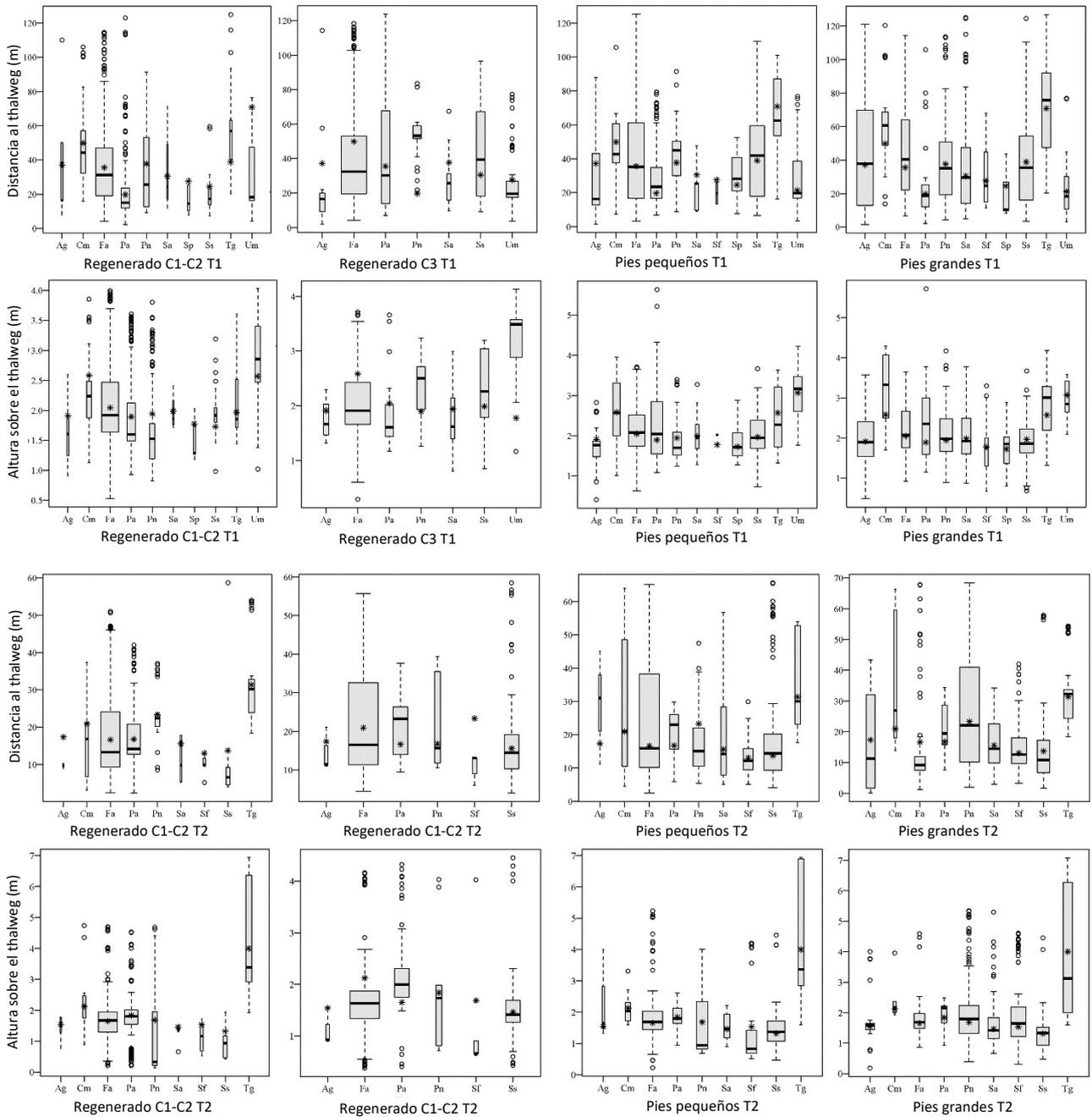


Figura 5 Box-plot con la distribución de DH y DV por especies en cada una de las categorías y tramos. De arriba a abajo: *Regenerado de categoría 1 y 2, Regenerado de categoría 3, Pies menores y Pies mayores.* El asterisco indica el valor del estimador de Huber para los datos correspondientes. Las diferencias de anchura en los diagramas de cajas se relacionan con el número de observaciones de cada grupo: las cajas más anchas representan las muestras con mayor número de observaciones, y las más estrechas las de menos datos. Existe gran número de datos atípicos en todas gráficas

En el tramo T1, para el *Regenerado* existía una gran dispersión de los datos, con valores diferentes de Huber, sobre todo en la variable DH. En categorías de desarrollo mayores, también había dispersión para la variable DH en muchas especies, en comparación esa

dispersión era menor para DV. Los valores del estimador de Huber para DV eran similares para las salicáceas y Fa, más cercanos en *Pies mayores*.

En T2, existe dispersión de valores en las categorías de *Regenerado*, para C1-C2 en DH para todas menos para Ag y Sf (menos observaciones), y en DV sobre todo para Pn y Tg; en C3 mayor dispersión de las observaciones para Fa en ambas categorías. En *Pies menores* las especies con mayor dispersión de datos son Cm y Fa para DH, y en DV Tg y Pn. En esta categoría, y variable DH, el estimador de Huber para Sa, Pn, Sf y Ss se encuentran en intervalos de valores similares; para DV, el estimador de Huber de Ag, Pa, Pn, Sf, Sa y Ss está entre 1 y 2 metros. En *Pies mayores* se mantiene ese rango entre 1 y 2 metros de altura, aumentando el valor del estimador de Huber para Cm. Para el estimador de Huber de la variable DH, las observaciones más dispersas son las de Ag, Cm y Pn. En cuanto al estimador de Huber, se distinguen dos patrones diferentes: por un lado, Cm y Tg y por otro Ag, Sa, Sf y Ss. Los valores del estimador de Huber para Pn y Fa no se asemejan al de ninguna de las especies.

En las curvas de frecuencia relativa (figura 6) se indican los rangos de DV y DH donde se localizan la mayor abundancia de especies mediante máximos en las curvas.

En T1 el Pa, y el Fa se ubicaban en zonas intermedias (1.5-3 m), y en 7 de las curvas de la variable DV se aproximan los valores a los que se obtienen los máximos de las curvas a medida que se avanza de categorías menores a mayores (excepto para Cm y Pa, Tg y Um). Aunque no es tan evidente como en el tramo anterior, algunas especies (Cm, Fa, Pa, Pn, Sa, Sp y Tg) tienen los máximos de abundancia a una altura mayor en la categoría de *Pies mayores* que a categorías menores. Ag, Ss y Um tienen valores muy similares de máximos de las curvas en las diferentes categorías.

En este tramo, la mayoría de los pies de todas las categorías de sauce de hoja de salvia se ubicaron en zonas más elevadas que en el T2 (zonas medias: 1.5-3 m de altura), y en zonas más alejadas (entre 15 y 30 m), pero con una gran dispersión en la distancia con respecto al thalweg.

Con respecto a DH, para *Regenerado C1-C2*, las especies que ocupaban rangos más cercanos al thalweg eran Sp, Pa, Ss, Ag y Um, mientras que la curva de frecuencia de Fa presentaba rangos de preferencia más amplios, de 20 a 40 m. Tg y Cm se diferenciaban del resto de las especies, con preferencias por zonas más alejadas del thalweg. Para las especies de *Regenerado C3*, y en la variable de distancia al thalweg, Pn era la especie que más se diferenciaba debido a que su mayor frecuencia de distribución estaba a distancias más alejadas del thalweg (cerca de 50 m). El resto de las especies presentaban sus máximos a distancias más cercanas (entre 15 y 30 m). En *Pies menores* eran las curvas del Tg, que presentaban los rangos más alejados del tramo. Las curvas de Cm también se diferenciaban del resto de las especies, presentando el óptimo en torno a 40 m, y la forma de la curva era un poco más abierta con respecto a la de otras especies. En la categoría de *Pies mayores* se muestran máximos en zonas similares para varias especies, y otras pocas que se diferencian del resto (Tg, Cm y Fa, de la especie con preferencia por rangos más alejados del thalweg a intermedios respectivamente).

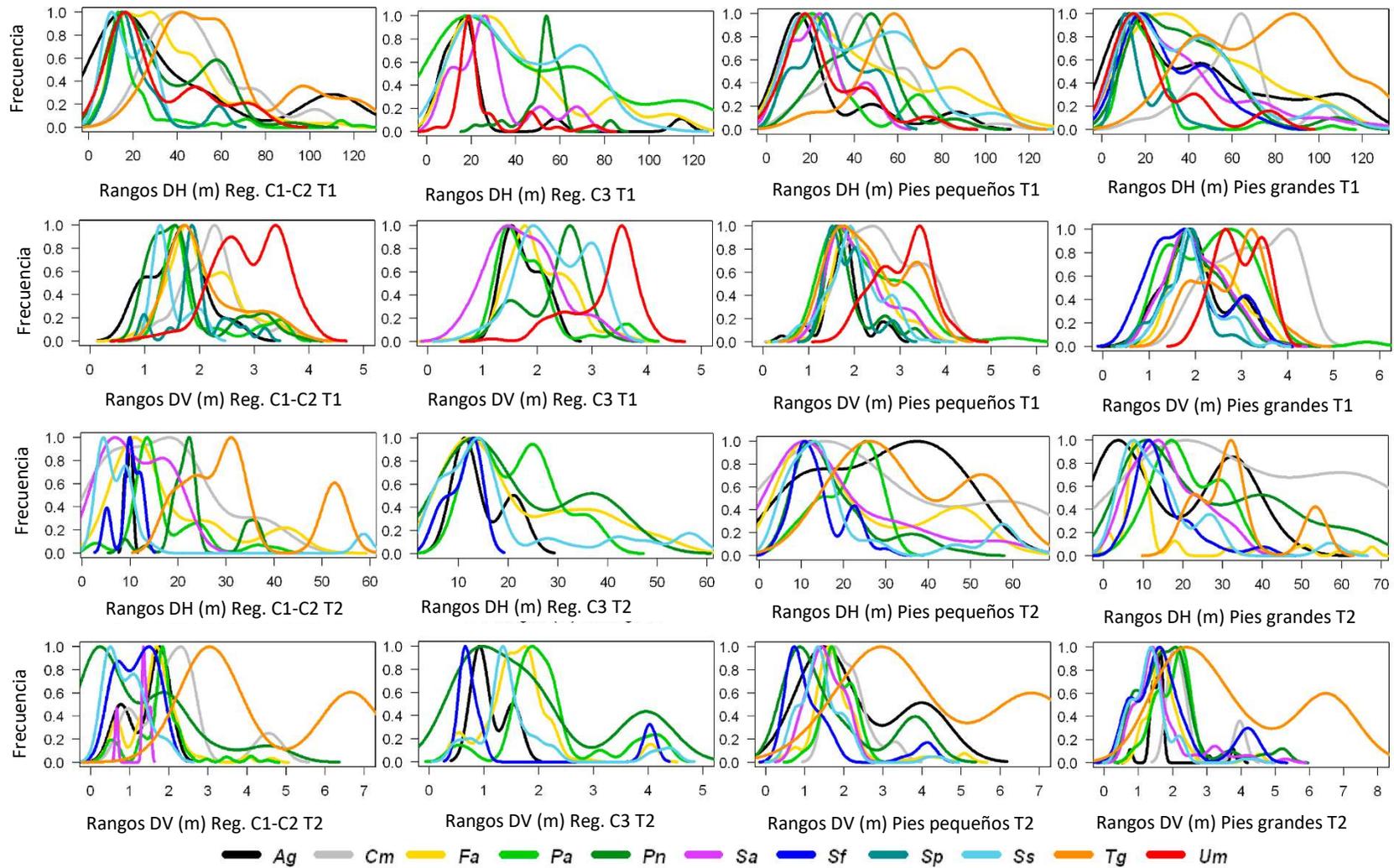


Figura 6 Curvas de frecuencia normalizada para categorías y tramos según diferentes rangos de distancia al thalweg (DH) y de altura sobre el thalweg (DV)

En el tramo T2, y para las especies muestreadas de *Regenerado* de las categorías C1-C2 las especies con mayor representación, Fa y Pa, se encontraban cercanas al valor de 10-12 m de distancia al thalweg y con máximos de frecuencia cercanos respecto a los rangos de altura (entre 1.5 y 1.8). Dentro de las especies con menor representación, Tg ocupaba los valores de frecuencia máximos más alejados (en torno a los 30 m) y más elevado del thalweg (3 m). Ss era la especie que presentaba un rango de distancia más cercano al cauce del río, con una curva de distribución amplia entre de 5 y 15 m. El Cm ocupaba un rango amplio, entre los 7 y los 20 m. Para los rangos de altura Ss tomaba valores máximos cercanos a 0.5 m y Cm de 2 m. Pn ocupaba rangos un tanto alejados del cauce (20 m aproximadamente) con máximo de frecuencia en rangos muy bajos de altura respecto al thalweg (por debajo de 0.2 m).

En el tramo T2, el Sa y el Ss tenían preferencia por las zonas más bajas (entre 0 m y 1.5 m), seguidos por el 42% de la categoría de pies mayores de Ag (la muestra de categorías menores no era suficiente para estimaciones consistentes). La mayoría de la muestra de Sf tenía preferencias por zonas un poco más elevadas (entre 1.5 m y 3 m).

Puede comprobarse que las especies Fa, Pa, Pn, Sa, Ss y Sf tienen los máximos de abundancia a una altura mayor en la categoría de *Pies mayores* que a categorías menores. No ocurre lo mismo con Cm y Tg, donde pies mayores y regenerados se encuentran cercanos.

En cuanto a la variable distancia, Ag, Fa y los tres sauces muestreados tenían preferencia por localizaciones más cercanas al cauce (entre 0 y 15 m). Por otro lado, la mayoría de los pies adultos de Pn (las otras tres categorías tenían preferencia por zonas más bajas), el Pa, y el Fa se ubicaban en zonas intermedias (1.5-3 m), con diferentes preferencias con respecto a la distancia horizontal sobre el thalweg: las tres categorías mayores de Pa en zonas medias (15-30 m), pies adultos de Pn más dispersos, entre 15 y 45 m, y el Fa en zonas muy cercanas (0-15 m).

Para DH los valores máximos de frecuencia más alejados eran de *Pies mayores*: Tg (en torno a los 30 m). La curva de Ag *Pies mayores* como la que presentaba un rango de distancia más cercano al río (máximo cercano a 4 m de distancia), con una curva bastante amplia, y con otro ascenso de la curva considerable a los 35 m. La curva de DV era mucho más cerrada, con un único máximo considerable. El Cm, en todas sus categorías, tenía la curva más amplia de todas.

3.3. Resultados de los análisis de correspondencia por especies

Se testeó la normalidad y la homocedasticidad de los datos sin transformar y transformados. Para ambos tramos, fueron insuficientes las especies y variables que pasaron los tests para considerar la muestra paramétrica. A continuación, se muestran los resultados para los tests para las variables DV y DH dentro de una misma especie y entre especies.

A. Resultados intergrupos

Los resultados de las relaciones en el posicionamiento por categorías dentro de una misma especie (considerando significación en las dos variables) en el tramo T1 para Fa en pies



Regenerado C1-C2-C3 (P-value DV= 0.69 y P-value DH =0.14) y en *Pies menores-Pies mayores* (P-value DV= 0.35 y P-value DH =0.38) y para Ss (P-value DV= 0.07 y P-value DH =0.07), y en *Regenerado C1-C2* y *Pies menores* para Um (P-value DV=0.17 y P-value DH =0.51).

Para T2 el test fue significativo en *Regenerado C3-Pies menores* para Pa (DV= 0.09 y P-value DH = 0.58) y para Ss (P-value DV= 0.50 y P-value DH = 0.93); para Ss en *Pies menores-Pies mayores* (P-value DV= 0.15 y P-value DH = 0.11), *Regenerado C3-Pies mayores* (P-value DV= 0.06y P-value DH = 0.23) y *Regenerado C3- Pies mayores* en Tg (P-value DV= 0.37 y P-value DH = 0.72).

B. Resultados intragrupos

Los resultados obtenidos para las categorías más pequeñas en ambos tramos no son muy reveladores en cuanto a la similaridad entre parejas o grupos, los gráficos box-plot ya indicaban una gran variabilidad. O no se obtienen valores significativos en ambas variables, o los que se obtienen son con muestras menores a 30 observaciones, por lo que no se considera una estimación lo suficientemente robusta. En este caso puede afirmarse que no existe un patrón por grupos de especies y que las especies de *Regenerado* se comportan de diferente manera respecto al posicionamiento frente al thalweg. En las categorías de *Pies menores* y *Pies mayores* si se detectaron pares de especies con distribuciones similares en las dos variables de posicionamiento frente al thalweg, y estos resultados se resumen en la tabla 12.

Tabla 12 Pares de especies con distribuciones similares (Yuen t-test significativo) para *Pies menores* y *Pies mayores* en T2 y T1. En cada categoría y tramo, las especies de las columnas impares indica la especie que se asocia, y en las columnas pares con qué especie/s. en caso de ser varias especies, se separan entre sí por una barra (lo cual no implica P-value significativo). Las relaciones son en ambos sentidos, y no se repiten a medida que se avanza en la tabla. Están en negrita aquellas parejas con valores significativos en ambas variables. * Especies con ≤ 30 individuos muestreados

PIES MENORES T1				PIES MENORES T2			
DH		DV		DH		DV	
Ag	Pa	Ag	Pn/Sp	Ag	-	Ag	-
Sa	-	Sa	-	Sa*	Sf/Ss/Pn/Pa*/Fa/Cm*	Sa*	Ss/Pn/Fa
Sf	-	Sf	-	Sf	Ss/Pn/Cm*	Sf	Pn
Ss	Pn/Fa/Cm	Ss	Pa/Fa/Tg	Ss	Pn/Cm*	Ss	Pn
Sp	-	Sp	Pn	Sp	-	Sp	-
Pn	Fa/Cm	Pn	-	Pn	Cm	Pn	Pa/Fa
Pa	Um	Pa	Fa/Tg	Pa	Fa/Cm*	Pa	Fa/Cm*
Fa	Ss/Cm	Fa	Tg	Fa	Cm*	Fa	Cm*
Cm	-	Cm	Tg	Cm*	Tg*	Cm*	Fa/Pa
Tg	-	Tg	-	Tg	-	Tg	-
PIES MAYORES T1				PIES MAYORES T2			
DH		DV		DH		DV	
Ag	Ss/Pn/Fa/Sf*	Ag	Ss/Pn/Sf*/Sa/Sp	Ag	Pn/Sa/Sf/Ss/Pa*	Ag	Sa/Sf
Sa	Pn/Um/Ss/Sf*	Sa	Ss/Sf*/Fa	Sa	Sf/Ss/Pa	Sa	Sf
Sf*	Ss/Pn/Um	Sf*	Ss/Sp/Pn	Sf	Ss	Sf	Pn/Pa*/Fa
Ss	Pn/Fa	Ss	Sp	Ss	Fa	Ss	-
Sp	Um	Sp	-	Sp	-	Sp	-
Pn	Fa	Pn	Fa	Pn	Pa*	Pn	Pa*/Fa
Pa	Sf*/Sp/Um	Pa	Fa	Pa*	-	Pa*	Fa
Fa	-	Fa	-	Fa	-	Fa	-
Um*	-	Um*	Cm/Tg	Um*	-	Um*	-
Cm	-	Cm	-	Cm	-	Cm	-
Tg	-	Tg	-	Tg	-	Tg	-

En el tramo T1 (tabla 12), para *Pies menores* las parejas de especies similares para DH y DV son Cm-Tg y Ss-Fa. En *Pies mayores*, las parejas de especies similares para ambas variables de estudio son: Ag-Ss, Ag-Pn, Pn-Fa, Pn-Sa y Sa-Ss.

Para T2, las parejas de especies homogéneas (tabla 12), en la categoría de *Pies menores* fueron Fa-Pa, Pn-Sf y Pn- Ss. En la categoría de *Pies mayores* las parejas con mayores similitudes en las distribuciones de DH y DV son las siguientes: Sa-Ag, Sf-Ag y Sf-Sa. La especie Tg está totalmente separada del resto, en ambas variables.

En los dos tramos, existen otras asociaciones para ambas variables, pero no se han considerado al no tener suficiente número de muestra (< de 30 observaciones). También existen otras asociaciones considerando una u otra variable, como es el caso de Pa-Fa en ambos tramos para las dos categorías (*Pies mayores* y *Pies menores*) en la variable DV. Pero la única especie que está totalmente separado del resto de las especies es el Tg en el T2.

Por grupos, el test fue significativo para la categoría de *Pies menores* para T1 en *Pies mayores* el de Ag, Pn, Sa y Ss (P-value DV= 0.10 y P-value DH = 0.43). Para T2 con Ag, Pn, Sa y Ss (P-value DV=0.39 y P-value DV=0.54). En *Pies mayores*: para T2 el grupo de Ag, Sa y Sf (P-value DV= 0.13 y P-value DH = 0.48).

Considerando solo una variable, la DV, se han obtenido algunos grupos más (lo que no ocurría para DH): En T1 *Pies menores* Fa, Pa, Ss y Sa (P-value = 0.26) y *Pies mayores* Ag, Sa, Ss y Sp (P-value =0.10) y en T2 *Pies mayores* Pn, Pa y Fa (P-value = 0.26).

4. DISCUSIÓN

En este estudio se evidencia que la distribución espacial de las diferentes especies vegetales muestreadas en los dos tramos no es aleatoria, sino que muestra una relación con la topografía del relieve. Se manifiesta, más en un tramo que en otro, una diferencia en los posicionamientos topográficos a lo largo de la sección transversal del río, por categoría de desarrollo y por especie. Además, los resultados muestran pares y grupos de especies con un patrón similar en lo relativo a su posicionamiento respecto al thalweg. Los resultados obtenidos en este estudio contrastan con afirmaciones de autores como Naiman et al (2005), que señalan que la distribución lateral de organismos de plantas leñosas no está bien documentada, y que no se ha demostrado del todo que la elevación por encima del cauce sea un factor que determine los patrones de especies vegetales de ribera. Esto puede deberse a que el éxito de la colonización vegetal, además de depender de la cercanía o lejanía al cauce, también depende de muchos otros factores relativos a las condiciones ambientales del lugar y a la idoneidad del sitio para la germinación y el establecimiento (Bendix y Hupp, 2000; Corenblit, et al., 2009; García-Arias et al., 2012; A. Gurnell, 2014; Cliff et al., 1996; Cliff et al., 2007).

En cuanto a las variables topográficas, la distancia y la elevación por encima del thalweg están relacionadas indirectamente con variables hidrológicas tales como la frecuencia de inundación (Rogers 1995), siendo, de alguna manera, variables morfológicas que indican indirectamente factores tales como la tolerancia de las especies a la inundación (Garófano-Gómez 2013). En un estudio de Lyon y Sagers (1998) la elevación mostraba una correlación más fuerte que la distancia con la frecuencia de inundación. Diversos autores (Garófano-Gómez, 2013; Magdaleno et al., 2014) han apreciado que la altura con respecto al thalweg es mejor indicador que la distancia horizontal a dicha línea en lo que respecta a la disposición de las especies. En otras investigaciones tales como las de Bejarano et al (2011, 2012), se consideraron ambas variables para el desarrollo de la investigación, aunque, desde un principio, los resultados obtenidos reflejaban que la variable altura se correlacionaba mejor con ciertas variables hidrológicas (Bejarano et al, 2011).

Para los análisis que se presentan en este capítulo se han considerado ambas variables, pues se han dado casos en los que la variable distancia ayudaba a clarificar la composición de los grupos. En general, a lo largo de los tramos de estudio, la variable distancia horizontal presentaba mayores dispersiones que la variable altura, especialmente en el tramo T1. Esto puede tener relación con la mayor variedad de condiciones físicas y ambientales existentes en el T1 con respecto al T2: fajas más largas, cauces secundarios en ambas márgenes, mayor sinuosidad y, por lo tanto, existencia de meandros, todo ello repercutía en una mayor variedad de condiciones y ambientes cambiantes. La dispersión de las especies en la variable de distancia horizontal afectaba a los resultados a la hora de comprobar grupos, ya que el resultado del test podía ser significativo en la variable altura, sin serlo en la variable distancia horizontal. En función a la variable altura, en algunos casos, no quedaba muy claro si una especie pertenecía a un grupo u a otro, incluso existían solapamientos. En estos casos, la variable DH ayudó a clarificar qué especies se asociaban entre sí para formar diferentes grupos. Por ejemplo, en el caso de *Pies mayores* de T2, considerar tan sólo la variable DV supondría que el chopo negro se encontraba en dos grupos: chopo negro-chopo blanco-fresno; y, por otro lado, aliso-chopo negro-sauce blanco- sauce hoja de



salvia. A la hora de considerar también DH, el chopo negro ya se posicionaba en un único grupo.

En el trabajo se han evidenciado los efectos que las alteraciones geomorfológicas derivadas de la regulación (masa muy alterada hidrológicamente) y de presiones derivadas de actividades humanas en el río Jarama tienen sobre los resultados obtenidos. El índice de sinuosidad ha reflejado los cambios progresivos en la morfología en planta que lleva a la rectificación del tramo y valores de los índices IHG y MQI reflejan alteraciones morfológicas estructurales y de la naturalidad del cauce, más marcadas en el tramo T2 que en el T1. Así, se puso de manifiesto que en el tramo T2 casi todas las especies muestreadas, exceptuando alguna facultativa como el taray, se localizaron más cerca del río y a menor altura que en el tramo T1. Muchos trabajos que han estudiado el efecto de los cambios en la hidrogeomorfología fluvial sobre las especies vegetales de ribera, aportan resultados que corroboran este comportamiento (Bejarano et al., 2012; Corenblit et al., 2007; Dufour y Piegay, 2008; Stella et al., 2013). La vegetación puede verse obligada a aproximarse progresivamente al cauce debido al descenso del nivel freático, en especial en el caso de aquellas especies particularmente vulnerables a las modificaciones del régimen hidrológico (Corenblit et al., 2007).

Ambos tramos presentan evidencias de alteraciones geomorfológicas, algo menores en el tramo T2 respecto al T1. Y tal y como se explicó, el tramo T1 mostraba una mayor heterogeneidad física, lo que podía repercutir en una mayor riqueza de especies (se han muestreado 11 frente a 9 del tramo anterior), aunque en general, y tal y como ha demostrado Bejarano et al. (2018), a mayor intensidad de regulación, menos especies leñosas. Una de las especies muestreada en el T1 y no en el T2 fue el *Salix purpurea*, arbusto pionero de *Salix spp*, tolerante a la anoxia y las inundaciones (Lara et al, 2007). Esta ocurrencia puede estar relacionada con factores que se traducen en una menor alteración hidrogeomorfológica, tales como presiones antrópicas más marcadas en el T2 que en el T1 (por ejemplo, el uso del suelo, T2 más presionado por la agricultura que T1), y por existencia de una mayor sinuosidad y variabilidad de ambientes que ocurren en el T1 más que en el T2 (Tabacchi et al, 1996, Tabacchi et al, 1998).

En los tramos estudiados del río Jarama, y tal como se ha demostrado en otros estudios, resulta posible agrupar especies con rasgos comunes (Bejarano et al., 2012; Garófano-Gómez, 2013; Cliff et al., 2007), pero algunas especies son de difícil agrupación. A continuación, se explican las relaciones observadas entre especies.

La agrupación aliso-sauce blanco-sauce hoja de salvia-chopo negro se presentó en ambos tramos, y con sauce frágil en el T2 (en T1 no era suficiente el tamaño de muestra para comprobarlo). Aunque esta asociación se ha obtenido en categorías diferentes (para pies menores en T2 y para pies mayores en T1), todas ellas son especies con rasgos comunes tales como tallos flexibles, capacidad de rebrote después de daños por inundaciones, estrategias reproductivas similares y con adaptaciones fisiológicas que los hacen muy tolerantes a las inundaciones (Glenz et al., 2006; Gurnell et al., 2012; Merritt et al., 2010; Rodríguez-González et al., 2014). Es de destacar que los árboles adultos de chopo negro en el T2 ocupan un rango un poco más elevado y lejano que los pies menores, y que el resto de las salicáceas, por ello la asociación de pies mayores no ha sido significativa. Los chopos

adultos presentan un importante desarrollo del sistema radicular, por lo que pueden compensar el estar un poco más alejados y elevados del thalweg (Stella et al., 2013).

Estos resultados refuerzan la “hipótesis de adaptación” (Karrenberg et al., 2002), que pretende explicar que la mayoría de las características del ciclo de vida de las especies de ribera tales como las salicáceas (tolerancia a las condiciones anaeróbicas, tallos flexibles, producción de raíces adventicias...) son respuestas a las adaptaciones al medio (Blom, 1999), y se han ido adaptando al medio en las planicies de inundación activas, con otras especies en iguales condiciones. La similitud en la historia de vida en familias tales como las salicáceas no se puede explicar tan solo con la filogenia del grupo, y menos cuando existen otras especies (como por ejemplo el aliso) no perteneciente a las salicáceas, que se posiciona en zonas similares, compartiendo rasgos (Karrenberg et al., 2002).

También se encontró otra relación entre dos especies de diferentes familias en ambos tramos: chopo blanco-fresno, en categorías de pies menores y pies mayores, aunque tan solo para la variable DV, y en uno de los tramos para ambas variables (T2, pies menores). Puede ser una relación coherente, ya que ambas especies son especies de luz, y presentan una tolerancia intermedia a las inundaciones, pero la diferencia puede encontrarse en que el fresno es un freatófito no obligado y el chopo blanco es obligado, pues este último precisa de suelos con nivel freático elevado, (Glenz et al., 2006), aunque en este caso puede comportarse como tal, pues puede soportar zonas donde el nivel freático esté, al menos, temporalmente accesible durante una temporada (Lara et al. 2004). La mayoría de estas asociaciones en el tramo T1 se localizaron en la margen derecha, donde existía la mayor cantidad de chopo blanco. Pero en algunos casos y al igual que en el estudio de Bejarano et al. (2012) en el río Tiétar, el fresno se ha comportado como especie generalista, ubicándose en una “zona intermedia” del cauce, a veces un poco más cercana (como en el caso anterior) y en otras más alejada del cauce. En el caso de los pies mayores de los fresnos muestreados, que en general se ubicaban en la margen izquierda del tramo T1 y en ambas márgenes en el tramo T2, han compartido ubicaciones con pies mayores de chopo negro en zonas un poco más alejadas y elevadas, comportándose ambas especies como freatófitas no obligadas, donde sus largas raíces y su altura facilitan el acceso a agua y a luz, de manera coherente con lo observado por Bejarano et al. (2012) en el río Tiétar.

La mimbrera no se ha asociado con ninguna especie en ambas variables, aunque tanto en pies menores como mayores se agrupan con el aliso en la variable DV. Es un arbusto que soporta bien la anoxia, con preferencia por localizaciones muy cercanas al río (Lara et al., 2004). En el tramo muestreado, se ha comportado como típico arbusto pionero de *Salix spp* (Vreugdenhil et al., 2006; Corenblit et al., 2007; Osterkamp y Hupp, 2010; Rivaes et al., 2012; Bejarano et al., 2012; Lytle et al., 2017) ocupando las zonas más bajas y muy cercanas al cauce (Gonzalez-Muñoz, et al., 2014).

En T2, el taray está totalmente separado del resto de las especies con relación a las dos variables. Es una especie pionera, facultativa freatófita y con una tolerancia superior al estrés hídrico que álamos y sauces (Glenn y Nagler, 2005; Rivaes et al., 2012). En general, el taray tiene preferencia por ubicaciones más elevadas y alejadas que el resto de las especies. En T1, los pies mayores de olmo tenían preferencias por alturas similares a la del taray, siendo significativa la asociación para la variable altura, aunque no localizaron in situ asociaciones de olmo y taray. Esto puede deberse a que la mayoría de los olmos estaban

en zonas de fajas concretas con mayor elevación y más sombrías, donde las perturbaciones eran menos frecuentes, y la disponibilidad de luz y agua menor, condiciones más indicadas para el olmo (Gonzalez-Muñoz et al., 2014).

Por otro lado, y respecto al espino albar en pies menores para el T1 (en el resto de los casos T2 no había un tamaño de muestra suficiente) se asociaba con el taray para DV. El espino albar presentaba bastante dispersión en ambas variables en T1, y para DH en T2. Las curvas de frecuencia relativa del espino albar en los estadios mayores y en ambos tramos son bastante abiertas, desplazadas en la variable DH a zonas intermedias alejadas y en la variable DV a las zonas intermedias-elevadas. Esto puede justificarse por el carácter más generalista de la especie, pudiendo ser una asociación casual, sin requerimientos hídricos estrictos que crece en numerosos hábitats, evita las insolaciones extremas y las umbrías más profundas (Felicísimo et al., 2011).

En cuanto a las diferencias entre ubicaciones según las categorías de crecimiento de las especies (pies mayores, menores y regenerado), se ha constatado diferencias entre algunas especies. En general, los pies mayores de especies de salicáceas y de aliso se ubicaban en zonas un poco más alejadas y elevadas del cauce que el regenerado. Aunque existen diferencias, como en el sauce hoja de salvia, en el que se comprobó que las categorías presentaban ubicaciones muy similares. Esto se debe a la gran capacidad de reproducción vegetativa, pues in situ se constató la existencia de regenerado y pies menores en la misma cepa. Pero en la gran mayoría de especies se confirmó la fuerte relación de las ubicaciones con las estrategias reproductivas de cada especie. Por ejemplo, la fenología reproductiva de las salicáceas y del aliso es similar, produciendo un gran número de pequeñas semillas fácilmente dispersadas por el viento, y con una alta tasa de crecimiento y rebrote (Glenn y Nagler, 2005; Glenz et al., 2006; Greet, 2012; Kramer et al., 2008; Rood et al., 2010; Vreugdenhil et al., 2006). Las inundaciones favorecen la regeneración por semilla en superficies desnudas al humedecer el suelo, y el establecimiento de las plántulas está íntimamente unido al mantenimiento de humedad en estas zonas, siendo muy susceptibles a la desecación durante las sequías de verano (Cooper et al 1999, Karrenberg et al. 2002, Merrit et al 2010, Stella y Batalla 2010, Gurnel et al. 2012).

En el fresno, la diferencia en la ubicación entre categorías no era tan evidente como en los casos anteriores, y aunque la mayoría del regenerado se disponía en rangos concretos en la variable altura, la elevada abundancia de regenerado (era la categoría/especie más abundante con gran diferencia), hacía que existiese una gran dispersión de este en la variable DH, en muchos casos alejados de los pies adultos. Esta disposición del regenerado podría explicarse, al igual que otras zonas (Magdaleno et al., 2014) por el carácter anemócoro de la especie, siendo posible que las semillas germinen lejos de los pies madre.

Los resultados obtenidos en este estudio ayudan a conocer los requisitos y preferencias topográficas de las especies ribereñas del río Jarama, y como tal, a ampliar el conocimiento sobre el funcionamiento de las formaciones de vegetación leñosa de ribera del ámbito mediterráneo. Así, las preferencias en las distribuciones de especies y grupos y las diferencias existentes entre las categorías se perfilan como un avance en la investigación para considerarse en la gestión de cuencas y en proyectos de restauración, así como el diseño de caudales ambientales. Además, el estudio de estas asociaciones mediante curvas de frecuencia puede ser útil a la hora de identificar aquellas especies o asociaciones más

vulnerables a los cambios en el hábitat que otros, con preferencias por zonas muy concretas en la ribera. Las especies obligadas (alisos y salicáceas) tienen una mayor vulnerabilidad, una mayor sensibilidad a la alteración de las condiciones variantes de ribera a las que están preparados frente a las especies facultativas; y, por lo tanto, se pueden priorizar estrategias de gestión hacia las especies especialmente amenazadas y pueden servir de diagnóstico para el seguimiento de estas estrategias (Rood et al., 2010).

5. BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., & Pinto, P. (2002). Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(1), 43-53.
- Ali, M. M., Dickinson, G., & Murphy, K. J. (2000). Predictors of plant diversity in a hyperarid desert wadi ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 45(3), 215-230.
- Alonso, A., & Garzón, G. (1997). Efectos sedimentarios de las inundaciones en un río fuertemente antropizado: El Jarama, Madrid. *Cuadernos de Geografía Ibérica*, 22, 265-282.
- Arriaza, A. J., Fernández-Palacín, M. A., López-Sánchez, M. A., Muñoz-Márquez, M., Pérez-Plaza, S., y Sánchez-Navas, A. (2008). *Estadística básica con R y R-Commander*. Cádiz (España).
- Arthington, A., James, C., Mackay, S., Rolls, R., Sternberg, D., & Barnes, A. (2012). *Hydro-ecological relationships and thresholds to inform environmental flow management*. Science Report. International Water Centre, Brisbane.
- Auble, G., Scott, M., & Friedman, J. (2005). Use of individualistic streamflow- vegetation relations along the fremont river, UTAH, USA to assess impacts of flow alteration on wetland and riparian areas. *Wetlands*, 25(1), 143-154.
- Ayuga, E., González, C., Martín, S., Martínez, J. E., y Pardo, R. (1999). *Técnicas de muestreo en ciencias forestales y ambientales*. Madrid: Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.
- Bartlett, M. S. (1937). Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A-Mathematical and Physical Sciences*, 160(901), 268-282.
- Batalla, R., Gomez, C., & Kondolf, M. (2004). Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 290(1-2), 117-136.
- Bejarano, M. D., Gonzalez del Tanago, M., Garcia de Jalon, D., Marchamalo, M., Sordo-Ward, A., & Solana-Gutierrez, J. (2012). Responses of riparian guilds to flow alterations in a Mediterranean stream. *Journal of Vegetation Science*, 23(3), 443-458.
- Bejarano, M. D., González del Tánago, M., García de Jalón, D., Marchamalo, M., Sordo, A., & Solana, J. (2011). Responses of riparian guilds to flow alterations in a Mediterranean stream. *Journal of Vegetation Science*, 23(3), 443-458.
- Bejarano, M. D., Nilsson, C., González del Tánago, M., & Marchamalo, M. (2011). Responses of riparian trees and shrubs to flow regulation along a boreal stream in northern Sweden. *Freshwater Biology*, 56, 853–866.
- Bejarano, M. D., Nilsson, C., & Aguiar, F. C. (2018). Riparian plant guilds become simpler and most likely fewer following flow regulation. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 365-376.
- Bejarano, M. D., Sordo-Ward, A., Marchamalo, M., y González del Tánago, M. (2013). Geomorphological controls on vegetation responses to flow alterations in a mediterranean stream (Central-Western Spain). *River Research And Applications*, 29(10), 1237-1252.
- Bendix, J., & Hupp, C. R. (2000). Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 2977-2990.
- Bennett, S. J., & Simon, A. (2004). Riparian vegetation and fluvial geomorphology: Problems and Opportunities. In S. J. Bennett & A. Simon (Eds.), *Riparian vegetation and fluvial geomorphology Vol. 8*. Washington, DC: American Geophysical Union ed.

- Blanco, E., Casado, M. A., Costa, M., Escribano, R., García, M., Génova, M., . . . Sainz, H. (1997). *Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica*. Barcelona: GeoPlaneta, Editorial, SA.
- Blom, C. (1999). Adaptations to flooding stress: From plant community to molecule. *Plant Biology*, 1(3), 261-273.
- Blom, C. W. P. M., y Voeseinek, L. A. C. J. (1996). Flooding-StrategiesPlants. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(7), 290-295.
- Box, G. E., & Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 211-252.
- Bruno, D., Belmar, O., Sánchez-Fernández, D., & Velasco, J. (2014). Environmental determinants of woody and herbaceous riparian vegetation patterns in a semi-arid mediterranean basin. *Hydrobiologia*, 730(1), 45-57.
- Bullock, J. M. (2006). Plants. In W. J. Sutherland (Ed.), *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- CAM. (2010). *Plan de Gestión de los Espacios Protegidos Red Natura 2000, ZEPA "Estepas cerealistas de los Ríos Jarama y Henares" y ZEC "Cuencas de los ríos Jarama y Henares"*.
- Camporeale, C., & Ridolfi, L. (2006). Riparian vegetation distribution induced by river flow variability: A stochastic approach. *Water Resources Research*, 42, 13.
- CEDEX. (2011). *Propuesta metodológica para el estudio de la relación existente entre las comunidades vegetales de ribera y el régimen de caudales: Aplicación a tramos fluviales del Sur de España (informe inédito)*.
- CEDEX. (2013). *Guía visual interactiva de la vegetación de ribera española*. Recuperado de: <http://vegetacionderibera.cedex.es/>.
- CEDEX. (2014a). *Anuario de Aforos*. Recuperado de: <https://ceh.cedex.es/anuarioaforos/default.asp>.
- CEDEX. (2014b). SEDA. *Servidor de datos para el estudio de la Alteración Hidrológica*. Recuperado de: <http://ambiental.cedex.es/sedah/aplicaciones.php>.
- CHT. (2008). *Información de los Artículos 5 y 6 DMA*. Recuperado de: <http://www.chtajo.es/DemarcaTajo/dma/Paginas/Articulos5Y6.aspx>.
- CHT. (2016). *Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo 2015-2021*. Recuperado de: http://www.chtajo.es/LaCuenca/Planes/PlanHidrologico/Planif_2015-2021/Paginas/Plan_2015-2021.aspx
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs - High diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302-1310.
- Corenblit, D., Steiger, J., Gurnell, A. M., Tabacchi, E., & Roques, L. (2009). Control of sediment dynamics by vegetation as a key function driving biogeomorphic succession within fluvial corridors. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(13), 1790-1810.
- Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., & Gurnell, A. M. (2007). Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, 84 56-86.
- Decamps, H. (1996). The renewal of floodplain forests along rivers: A landscape perspective. In W. D. Williams & A. Sladeckova (Eds.), *International Association of Theoretical and Applied Limnology, Proceedings* (Vol. 26, pp. 35-59).

- Díaz-Bea, E., y Ollero, A. (2006). Metodología para la clasificación geomorfológica de los cursos fluviales de la cuenca del Ebro. *Geographicalia*, 47, 23-45.
- Dufour, S., & Piegay, H. (2008). Geomorphological controls of *Fraxinus excelsior* growth and regeneration in floodplain forests. *Ecology (Durham)*, 89(1), 205-215.
- Estrela, T., y Quintas, L. (1996). El sistema integrado de modelización precipitación—aportación SIMPA. *Revista de Ingeniería Civil*, 104, 43–52.
- Felícísimo, Á., Muñoz, J., Villalba, C., y Mateo, R. (2011). Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 1. Flora y vegetación. *Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, Spain*.
- Ferreira, M. T., & Aguiar, F. C. (2006). Riparian and aquatic vegetation in Mediterranean-type streams (western Iberia). *Limnetica*, 25(1), 411-424.
- Fisher, R. A., & Fischenich, J. C. (2000). Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. *EMRRP Technical Notes Collection (ERDC TN-EMRRP-SR-24)*. Recuperado de www.wes.army.mil/el/emrrp.
- Freund, J. E., Miller, I., & Miller, M. (2000). *Estadística matemática con aplicaciones* (6 ed.): Pearson Educación.
- Friedman, J. M., Auble, G. T., Andrews, E. D., Kittel, G., Madole, R. F., Griffin, E. R., & Allred, T. M. (2006). Transverse and longitudinal variation in woody riparian vegetation along a montane river. *Western North American Naturalist*, 66, 78-91.
- García-Arias, A., Francés, F., Ferreira, T., Egger, G., Martínez-Capel, F., Garófano-Gómez, V., Rodríguez-González, P. (2012). Implementing a dynamic riparian vegetation model in three European river systems. *Ecohydrology*, 1-17.
- García-Pérez, A. (2005). *Métodos avanzados de estadística aplicada. Métodos robustos & de remuestreo*. Madrid.
- Garófano-Gómez, V. (2013). *Riparian vegetation patterns according to hydrogeomorphological factors at different spatial and temporal scales in Mediterranean rivers*. Tesis Doctoral- Universitat Politècnica de València, Valencia.
- Glenn, E. P., & Nagler, P. L. (2005). Comparative ecophysiology of *Tamarix ramosissima* and native trees in western U.S. riparian zones. *Journal of Arid Environments*, 61(3), 419-446.
- Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I., & Kienast, F. (2006). Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management*, 235(1–3), 1-13.
- Gonzalez-Muñoz, N., Castro-Diez, P., & Godoy, O. (2014). Lack of superiority of invasive over co-occurring native riparian tree seedling species. *Biological Invasions*, 16(2), 269-281.
- González del Tánago, M., y García de Jalón, D. (1998). *Restauración de ríos y riberas*. Madrid.
- Greet, J. (2012). *The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics*. (PhD). The University of Melbourne, Melbourne.
- Gurnell, A. (2014). Plants as river system engineers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(1), 4-25.
- Gurnell, A. M., Bertoldi, W., & Corenblit, D. (2012). Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews*, 111(1–2), 129-141.
- Hollander, M., & Wolfe, D. A. (1973). *Nonparametric statistical methods* (2ª ed.). New York.
- Huber, P. J. (2011). *Robust statistics*: Willey.

- Hupp, C. R., & Osterkamp, W. R. (1996). Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology*, 14 277-295.
- Hupp, C. R., & Rinaldi, M. (2007). Riparian Vegetation Patterns in Relation to Fluvial Landforms and Channel Evolution Along Selected Rivers of Tuscany (Central Italy). *Annals of the Association of American Geographers*, 97(1), 12-30.
- IGN. (Sin fecha). Instituto Geográfico Nacional. Recuperado de: <http://www.ign.es/ign/main/index.do>. Accessed: January 27, 2015.
- James, C., & Barnes, A. (2012). Hydro-ecological relationships and thresholds to inform environmental flow management Appendix 1: Riparian vegetation-flow relationships and responses to flow regime alteration: a review of evidence from south-east Queensland streams. In *Science Report, International Water Centre, Brisbane*.
- Karrenberg, S., Edwards, P. J., & Kollmann, J. (2002). The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshwater Biology*, 47(4), 733-748.
- Kramer, K., Vreugdenhil, S. J., & van der Werf, D. C. (2008). Effects of flooding on the recruitment, damage and mortality of riparian tree species: A field and simulation study on the Rhine floodplain. *Forest Ecology and Management*, 255(11), 3893-3903.
- Lara, F., Garilleti, R., & Calleja, J. A. (Eds.). (2004). *La vegetación de ribera de la mitad norte española*: Ministerio de Fomento, CEDEX. Centro de Publicaciones.
- Lyon, J., & Sagers, C. L. (1998). Structure of herbaceous plant assemblages in a forested riparian landscape. *Plant Ecology*, 138(1), 1-16.
- Lytle, D. A., D. M. Merritt, J. D. Tonkin, J. D. Olden and L. V. Reynolds (2017). Linking river flow regimes to riparian plant guilds: a community-wide modeling approach. *Ecological Applications*, 27(4): 1338-1350.
- Magdaleno, F., Blanco-Garrido, F., Bonada, N., & Herrera-Grao, A. (2014). How are riparian plants distributed along a river-bank topographic gradient in Mediterranean rivers? Application to minimally-altered river stretches in Southern Spain.
- Magdaleno, F., & Fernández-Yuste, J. A. (2013). Evolution of the Riparian Forest Corridor in a Large Mediterranean River System. *Riparian Ecology and Conservation*, 1, 36-45.
- Malanson, G. P. (1993). *Riparian Landscapes*. Cambridge.
- Marsaglia, G., Tsang, W. W., & Wang, J. (2003). Evaluating Kolmogorov's distribution. *Journal of Statistical Software*, 8(18).
- Martínez-Capel, F., y García de Jalón, D. (1999). Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el río Jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica*, 17, 71-83.
- Martínez, C., y Fernández-Yuste, J. A. (2010). *Programa IAHRIS Versión 2.2*. Descargado de: http://www.ecogesfor.org/IAHRIS_es.html.
- McCoy-Sulentich, M. E., Kolb, T. E., Merritt, D. M., Palmquist, E., Ralston, B. E., Sarr, D. A., & Shafroth, P. B. (2017). Changes in community-level riparian plant traits over inundation gradients, Colorado River, Grand Canyon. *Wetlands*, 37(4), 635-646.
- Merritt, D., & Cooper, D. (2000). Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, 16, 543-564.



- Merritt, D., Scott, M., Poff, L., Auble, G., & Lytle, D. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology*, 55, 206-225.
- Merritt, D., & Wohl, E. (2006). Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Research And Applications*, 22(1), 1–26.
- Nagler, P. L., Glenn, E. P., Lewis Thompson, T., & Huete, A. (2004). Leaf area index and normalized difference vegetation index as predictors of canopy characteristics and light interception by riparian species on the Lower Colorado River. *Agricultural and Forest Meteorology*, 125(1–2), 1-17.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities* (1 ed.). San Diego: Academic Press.
- Nucci, A., Angiolini, C., Landi, M., & Bacchetta, G. (2012). Regional and local patterns of riparian flora: Comparison between insular and continental Mediterranean rivers. *Ecoscience*, 19(3), 213-224.
- Ollero, A., Ballarín, D., Díaz-Bea, E., Mora, D., Sánchez-Fabre, M., Acín, V., Sánchez-Gil, L. (2007). Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia*(52), 113-142.
- Osterkamp, W. R., & Hupp, C. R. (2010). Fluvial processes and vegetation — Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology*, 116 274-285.
- Pusey, B., & Arthington, A. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54, 1-16
- R Foundation for Statistical Computing. (2014). *RStudio (Version 0.98.978)*. Boston: R Core Team. Descargado de: <http://www.R-project.org/>.
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126-139.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., & Bussetini, M. (2013). A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180, 96-108.
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G., & Ferreira, M. T. (2012). Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology*.
- Rodríguez-González, P. M., Campelo, F., Albuquerque, A., Rivaes, R., Ferreira, T., & Pereira, J. (2014). Sensitivity of black alder (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) growth to hydrological changes in wetland forests at the rear edge of the species distribution. *Plant Ecology*, 215(2), 233-245. 9
- Rogers, K. (1995). Riparian wetlands. In R. M. Cowling, D. M. Richardson, & S. M. Pierce (Eds.), *Wetlands of South Africa* (pp. 41-52 (615)). Cambridge: Cambridge University.
- Rood, S. B., Braatne, J. H., & Goater, L. A. (2010). Responses of obligate versus facultative riparian shrubs following river damming. *River Research And Applications*, 26(2), 102-117.
- Royston, J. (1982). An extension of Shapiro and Wilk's W test for normality to large samples. *Applied Statistics*, 31(2), 115-124.

- Ruiz-García, J. M. (1999). *Modelo distribuido para la evaluación de recursos hídricos*: Centro de Estudios Hidrográficos, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Centro de Publicaciones, Ministerio de Fomento.
- Samuelson, G., & Rood, S. (2004). Differing influences of natural and artificial disturbances on riparian cottonwoods from prairie to mountain ecoregions in Alberta, Canada. *Journal of Biogeography*, *31*, 435-450.
- Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables (SNCZI) (Sin fecha). *Inventario de Presas y Embalses*. Recuperado de <https://sig.mapama.gob.es/snczi/index.html?herramienta=DPHZI>
- Smith, D. M., & Finch, D. M. (2013). Use of native and non native nest plants by riparian-nesting birds along two streams in New Mexico. *River Research And Applications*, *30*(9), 1134–1145.
- Sogge, M. K., Sferra, S. J., & Paxton, E. H. (2008). Tamarix as habitat for birds: implications for riparian restoration in the southwestern United States. *Restoration Ecology*, *16*(1), 146-154.
- SPSS. (2008). *SPSS Statistics for Windows (Version 17.0)*. Chicago.
- Stella, J. C., Riddle, J., Piégay, H., Gagnage, M., & Trémélo, M.-L. (2013). Climate and local geomorphic interactions drive patterns of riparian forest decline along a Mediterranean Basin river. *Geomorphology*, *202*(0), 101-114.
- Stone, M. C., Chen, L., Kyle McKay, S., Goreham, J., Acharya, K., Fischenich, C., & Stone, A. B. (2013). Bending of submerged woody riparian vegetation as a function of hydraulic flow conditions. *River Research And Applications*, *29*(2), 195-205.
- Stromberg, J. C., Lite, S. J., & Dixon, M. D. (2010). Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: implications for a changing climate. *River Research And Applications*, *26*, 712–729.
- Stromberg, J. C., Tiller, R., & Richter, B. (1996). Effects of Groundwater Decline on Riparian Vegetation of Semiarid Regions: The San Pedro, Arizona. *Ecological applications*, *6*, 113–131.
- Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Sánchez-Montoya, M. M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Vivas, S. (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: El uso del índice QBR. *Limnetica*, *21*(3-4), 135-148.
- Tockner, K., Lorang, M., & Stanford, J. A. (2010). River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. *River Research And Applications*, *26*, 76-86.
- Torres, J. M., y Magaña, O. (2001). *Evaluación de plantaciones forestales*. México
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Borbotones, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, *37* 130-137.
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern applied statistics with S-Plus*: Springer Science & Business Media.
- Villaescusa, R., y Díaz, R. (1998). *Segundo inventario forestal nacional (1986–1996)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Vreugdenhil, S. J., Kramer, K., & Pelsma, T. (2006). Effects of flooding duration, -frequency and -depth on the presence of saplings of six woody species in north-west Europe. *Forest Ecology and Management*, *236*(1), 47-55.
- Wenger, S. (1999). *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation*. Institute of Ecology, University of Georgia. Athens, Georgia.

Wu, W., He, Z., & Wang, S. S. (2006, Sep 10 -Sep 13). *Flow conveyance and sediment transport capacity in vegetated channels*. Paper presented at the The 7th Int. Conf. on Hydroscience and Engineering, Philadelphia, USA.

Yuen, K. K. (1974). The two-sample trimmed t for unequal population variances. *Biometrika*, 61(1), 165-170.

Zamar, R. H. (1994). Estimación robusta. *Estadística española*, 36(137), 327-387.

IV. INFLUENCIA DE LAS VARIABLES DEL RÉGIMEN HÍDRICO EN LA DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES DE RIBERA LEÑOSA EN DOS TRAMOS DEL RÍO JARAMA. CURVAS DE RESPUESTA DE LOS GREMIOS DE RIBERA O INDIVIDUALES POR CATEGORÍA DE CRECIMIENTO



ÍNDICE DE CONTENIDOS DEL CAPÍTULO

1. INTRODUCCIÓN	99
2. MÉTODOS	102
2.1. Área de estudio	102
2.2. Selección de la Estación de Aforo (EA)	104
2.3. Trabajos de campo: mediciones de hidrometría	106
2.4. Obtención de la serie histórica de aforos para cada tramo.....	107
2.5. Estudio de la alteración hidrológica.....	110
2.6. Modelación hidráulica en los tramos de estudio	110
2.7. Variables de respuesta hidrológica	112
2.8. Análisis estadístico.....	118
3. RESULTADOS	122
3.1. Resultados de los análisis de la alteración del régimen	122
3.2. Evaluación de variables hidrológicas	123
A. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable Q	123
B. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable $NinA$	125
C. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable $DurA$	125
D. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable $DurAc$	126
E. Resultados del análisis de la variable TiM	127
F. Resultados de los análisis de la variable Dp	129
3.3. Curvas de respuesta	133
A. Curvas de la variable Q	133
B. Curvas de la variable $NinA$	134
C. Curvas de la variable $DurA$	136
D. Curvas de la variable $DurAc$	138
3.4. Resultados de los análisis para la asociación en grupos funcionales	141
4. DISCUSIÓN	143
5. BIBLIOGRAFÍA.....	147



1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, los ecosistemas ribereños pertenecen a los ambientes más degradados por los seres humanos y es necesaria la restauración para mantener su biodiversidad e integridad ecológica (Nilsson y Svedmark, 2002). Dentro de estos ecosistemas, la vegetación de ribera es un componente característico y ocupa una de las zonas más dinámicas, asegurando el enlace entre el cauce del río y los ecosistemas terrestres (Arthington y Zalucki, 1998; Naiman y D'écamps, 1997). Estudios en diversas partes del mundo demuestran que la extensión del bosque de ribera ha cambiado a lo largo del todo el mundo (Magdaleno y Fernández-Yuste, 2013; Webb y Leake, 2006), reduciéndose a nivel global y llegando a desaparecer, en muchos casos, a nivel local (Webb y Leake, 2006). Esta alteración es especialmente clara y problemática en los ámbitos semiáridos (Stromberg et al., 2010) y mediterráneos (González et al., 2012; Stella et al., 2013), donde se han producido una fragmentación generalizada en el ecosistema y pérdidas de biodiversidad nativa, debido a causas como el uso intensivo de la tierra y la regulación del río (Aguar et al., 2013; Aguar y Ferreira, 2005).

La estructura y composición florística de las comunidades vegetales de ribera están influenciadas por dos grandes gradientes ambientales, uno de ellos relacionado con la dinámica fluvial, las inundaciones, y otro con la disponibilidad de humedad del suelo (Arthington y Zalucki, 1998; Malanson, 1993). Ambos son mecanismos fundamentales mediante los cuales la hidrología del río controla la evolución de la vegetación ribereña (Camporeale et al., 2013), siendo la variabilidad del caudal natural un importante motor para la mayoría de los procesos de la vegetación de ribera (Gurnell et al., 2012; Shaw y Cooper, 2008). El tipo, la escala, la gravedad, la frecuencia y la temporada de las perturbaciones tales como las inundaciones, determinan la cantidad relativa de dosel y de sotobosque, influyendo en la repartición de recursos entre los estratos y creando heterogeneidad espacial en la estructura del bosque (Horner et al., 2012). Pero, por el contrario, la modificación sobre las cinco componentes del régimen de flujo natural (magnitud, frecuencia, duración, tiempo, y tasa de cambio) mediante la regulación del régimen hídrico del río (Poff et al., 1997; Poff et al., 2010), alteran, a su vez, los procesos ecológicos en los ecosistemas fluviales.

Desde los primeros años del S XXI se ha profundizado en la evaluación del impacto que produce la modificación del régimen natural del río sobre la vegetación de ribera, a consecuencia de presiones antrópicas tales como la construcción de presas (Garofano-Gomez et al., 2013; Kingsford, 2000; Stromberg et al., 2010), o debido al cambio climático (Barron et al., 2012; Horner et al., 2012; Leigh et al., 2015). Más concretamente, la alteración de las componentes del flujo de los eventos de inundación, tal y como se describió anteriormente, son los más influyentes y alteradores de la estructura de las comunidades de ribera, ocasionando una eventual pérdida de la biodiversidad (Bunn y Arthington, 2002; Capon, 2003; Corenblit et al., 2007; Greet et al., 2011; Sarr et al., 2011). Por ejemplo, cambios en la frecuencia e intensidad de las inundaciones puede afectar a la persistencia o propagación de especies invasoras (Leigh et al., 2015). Además, la alteración en la variabilidad natural reduce la riqueza de especies y la cobertura vegetal (Bendix y Hupp, 2000; Nilsson y Svedmark, 2002). Pero la tolerancia de las plantas a los procesos provocados por el régimen del río (erosión,



entierro, anoxia, sequía) varía según la especie y la etapa de desarrollo de la planta (Merritt et al., 2010). Muchos autores coinciden en que los árboles adultos toleran las inundaciones mejor que los árboles demasiado maduros o plántulas de la misma especie (Glenz, et al., 2006). Por lo tanto, cambios en el régimen pueden afectar especialmente a las plántulas y árboles viejos, ya que, entre otras razones, las inundaciones aumentan los suministros de agua subterránea a disposición de la vegetación o el transporte de sedimentos necesarios para la creación de semilleros favorables (Kozlowski y Pallardy, 2002). En el momento en el que se regula el régimen hídrico del río, por ejemplo, generando cambios en el momento de los picos de las inundaciones, que pueden afectar a la germinación y supervivencia de las plántulas (Dietrich et al., 2015; Greet, 2012). Las estrategias de historia de vida de las especies de la vegetación de ribera (hidrocoria, germinación, crecimiento, supervivencia y reproducción) están adaptadas a los patrones de flujo de temporada (timing), y la modificación del flujo estacional supondría una reducción en las tasas de reclutamiento de la vegetación ripícola (Greet et al., 2011).

En estos últimos años se han desarrollado una gran variedad de modelos ecológicos para dar respuesta a los cambios en las comunidades vegetales de ribera debido a las alteraciones en el régimen hídrico por presiones antrópicas (Auble et al., 1994; Rohan et al., 2011; Benjankar et al., 2012; Egger et al., 2012), o debido al cambio climático (Garssen et al., 2014; Politti et al., 2014; Rivaes et al., 2012; Rivaes et al., 2014). Existe una tendencia general a estudios de la evolución de modelado, de modelado estático a dinámico y de cualitativo a cuantitativo (You et al., 2015). Entre ellos se encuentran modelos de simulación basados en la dinámica de sucesión la vegetación (Benjankar et al., 2011; García-Arias et al., 2012; Rivaes et al., 2012; Rivaes et al., 2014).

La modelación de procesos a escala de ribera puede partir de una clasificación de su vegetación basada en grupos funcionales de vegetación, agrupaciones ecológicas de especies (Wilson, 1999) no filogenéticas. La aplicación de esta clasificación destaca en la simplificación de modelos de comportamiento de los ecosistemas y su respuesta a los cambios (Terradas, 2001), destacando su aplicación en climas semiáridos (Morales y Fernández, 2010). En muchos casos se han utilizado para describir las agrupaciones de las especies con un comportamiento similar en respuesta a factores ambientales, como pueden ser las perturbaciones (Bejarano et al., 2011; Merritt et al., 2010; Terradas, 2001; Wilson, 1999). Ha habido diferentes clasificaciones de grupos funcionales a lo largo del tiempo. Lavorel et al. (1997) diferencia entre cuatro tipos básicos: grupos emergentes, estrategias, tipos funcionales estrictos y grupos específicos de respuestas (Terradas, 2001). Dentro de esta última se encuentran los gremios de respuesta al flujo, *grupos de especies vegetales de ribera que responden de manera similar a los atributos cuantificables de flujo* (en adelante gremio ribereño) (Merritt et al., 2010).

Existen algunos antecedentes de estudios y clasificaciones de vegetación ripícola en gremios ribereños a lo largo de todo el mundo: en EE. UU. (Lite y Stromberg, 2005; Sarr et al., 2011; Stromberg et al., 2010; Stromberg et al., 1996), Japón (Sakai et al., 1999), Australia (Casanova, 2011), África (Reinecke et al., 2015), Suecia (Bejarano et al., 2018) y en España (Bejarano et al., 2012; Garófano-Gómez, 2013). En este estudio se pretende vincular directamente la distribución de las especies en la llanura de inundación a variables hídricas de las inundaciones fácilmente medibles del régimen de caudales de un río, para robustecer la predicción de los cambios en la dinámica de la vegetación

según las modificaciones del flujo. Agrupando las especies en gremios ribereños, se podrían generalizar respuestas y realizar comparaciones entre diferentes sistemas fluviales. Este aspecto se presenta como herramienta cuantitativa para gestionar o restaurar un ecosistema de ribera en función de la gestión de caudales en un embalse, ya que los modelos cuantitativos son excelentes instrumentos para proporcionar conocimientos científicos que apoyen y mejoren los procesos de toma de decisiones (Benjankar et al., 2012; Egger et al., 2012).

El objetivo general de este trabajo es la evaluación de la relación entre especies de ribera y el régimen de flujo y conocer así las necesidades hídricas para el mantenimiento de esta vegetación. Más concretamente, responder a las siguientes cuestiones:

- i) ¿Qué variables hidrológicas se relacionan más directamente con la distribución de las especies a lo largo de la zona ribereña?
- ii) ¿Se pueden desarrollar curvas de respuesta de especies según las variables hidrológicas seleccionadas, y conocer, así, las necesidades hídricas de las especies de los tramos del Jarama?
- iii) De ser posible, ¿estas curvas permiten asociar las especies en GREMIOS de respuesta al régimen hídrico? ¿muestran diferencias entre especies y/o entre categorías de crecimiento?



2. MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El río Jarama nace en el Sistema Central, en el centro de la Península Ibérica, como uno de los principales afluentes del río Tajo. Tiene una longitud de 204.9 km y su aportación en régimen natural es de 1.860 hm³/año, equivalente al 21% de aportación sobre el total de la aportación de la cuenca del Tajo para la serie (de 1940/1941 a 2010/2011) del modelo SIMPA (Estrela y Quintas, 1996; Ruiz-García, 1999). El área de estudio corresponde al tramo medio del río Jarama, después de la confluencia con el río Lozoya y antes de la del río Guadalix.

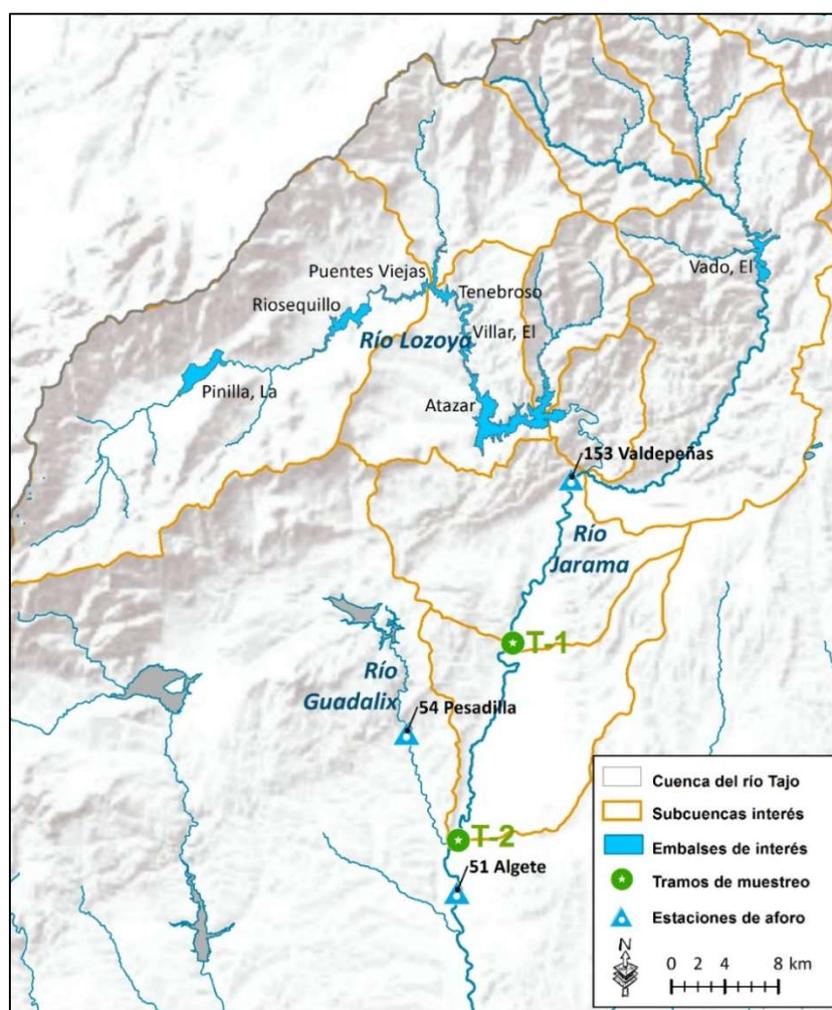


Figura 1 Ubicación de la zona de estudio general, donde se muestran los embalses, estaciones de aforo y tramos seleccionados. También se representan las superficies correspondientes a las cuencas de los tramos muestreados

Está regulado desde el inicio del S XX por varios embalses (figura 1), siendo los más importantes en cuanto a la capacidad de regulación El Vado (máximo volumen acumulado, $V_{m\acute{a}x}$, 127.2 hm³) y El Atazar ($V_{m\acute{a}x}$ 638.3 hm³). La zona de estudio presenta un clima mediterráneo continental. La precipitación total anual del período 1940-41 al 2005-06 oscila entre 400 y 600 mm/año (CHT 2013).



La zona pertenece a la masa de agua *Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix*, y corresponde al tipo 15 “Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados” (CHT 2013). Según datos aportados por la Confederación Hidrográfica del T (CHT, 2018b) desde la cabecera hasta la estación de la red de control biológica del estado ecológico “Talamanca – Jarama” la calidad biológica es muy buena, según los objetivos ambientales propuestos por la Directiva Marco del Agua, DMA, (Directiva 2000/60/CE). Los datos lo reflejan desde el 2008 hasta el 2015: el estado ecológico de la masa de agua es bueno la gran mayoría de los años.

La zona de estudio se ubica sobre el Sistema Acuífero del Terciario Detrítico de Madrid-Toledo- Cáceres (IGME), pero más cercano a la superficie, está el “Aluvial del Jarama: Madrid-Guadalajara (CHT 2013). Éstos, se hallan asociados a la red de drenaje principal y conectados hidráulicamente a ella. La masa de agua subterránea no ha alcanzado el buen estado químico según los objetivos ambientales propuestos por la DMA, debido al gran número de extracciones existentes (CHT, 2018a).

El tramo del Aluvial del Jarama Madrid-Guadalajara atravesada por la masa de agua *Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix* corresponde a un tramo de río efluente (ganador), y en algunos sectores existen manantiales relacionados con este tramo, de funcionamiento estacional, de pequeño caudal y que suponen la descarga de pequeños niveles permeables correspondientes a la circulación de flujos locales, según Murillo Díaz et al., 2010.

El área se encuentra dentro de las "Cuencas de los ríos Jarama y Henares" Lugar de Interés Comunitario (92/43/CEE), que contiene los hábitats protegidos 92AO (galerías de *Salix alba* y *Populus alba*) y 92DO (galerías ribereñas Termomediterráneas) (CAM, 2010). Las comunidades vegetales de ribera características en esta zona son las alisedas continentales mesótrofas, alamedas hidrófilas, fresnedas mediterráneas hidrófilas, variantes oligótrofa y mesótrofa, saucedas mixtas, tarayales basófilos y saucedas blancas (Lara et al., 2004).

Durante años, la actividad humana ha alterado considerablemente la zona: la creación de grandes embalses en la cabecera, la construcción de las estructuras longitudinales para estabilizar el cauce del río (diques y terraplenes) y la ocupación de las orillas de los ríos y llanuras de inundación como resultado de la agricultura y la extracción de grava han cambiado la morfología del río y su vegetación de ribera (Alonso y Garzón, 1997; CHT, 2008). Pero a pesar de que presentan patrones de degradación, el sistema cuenta con zonas de vegetación de ribera en buen estado (CHT, 2014), con variada composición florística y estructura compleja. Resumiendo, se seleccionó el área de estudio porque:

- Forma parte del tramo medio del río Jarama, donde el sistema fluvial cuenta con un amplio desarrollo de las comunidades vegetales de ribera
- Es una zona con disponibilidad de datos foronómicos y topográficos (existencia de datos de vuelo LIDAR del 2009, y diversas estaciones de aforos)

Dentro del sector de estudio, se seleccionaron dos tramos de estudio representativos del área de estudio con un desarrollo amplio de la estructura vertical y horizontal de la vegetación de ribera (Lara et al.): T1 en el municipio de Talamanca del Jarama y T2 en el



municipio de Algete (figura 1). En la tabla 1 se resumen las principales características de los tramos.

Tabla 1 Características generales de los tramos seleccionados. La longitud se ha medido sobre el eje del tramo. La superficie de los tramos incluye, además de la zona cubierta por la vegetación de ribera, la parte del río (acuática). La anchura media se ha calculado dividiendo superficie por longitud

	T 1	T 2
Municipio	Talamanca de Jarama	Algete
Coordenadas (m) UTM-H30	X=456,262 Y=4,511,847	X=452,175 Y=4,496,976
Longitud (m)	850	730
Superficie (m ²)	96,700	49,900
Anchura media del tramo (m)	118	68
N.º de fajas muestreadas	18	12

Para el desarrollo de los estudios correspondientes a este capítulo, es necesario tener dos series diferentes de caudales circulantes para T1 y T2 lo más aproximado a la realidad posible, a partir de una serie histórica de caudales diarios aforados en una estación de aforos (EA). Para ello, la EA tendrá que cumplir que:

- Esté lo más cercana posible a los tramos de estudio
- Tenga el mayor número de años de datos de aforos
- Que entre la EA y los tramos de estudio no existan grandes incorporaciones o desvíos de caudal

2.2. Selección de la Estación de Aforo (EA)

Tal y como se muestra en la figura 1, en la zona existen tres EA:

- 1) EA Valdepeñas de la Sierra (EA 153), en el río Jarama, y aguas arriba de los dos tramos, a 9.5 km y 18.5 km de T1 y T2 respectivamente
- 2) EA Algete (EA 51), que se encuentra aguas abajo de los tramos (a 5.3 km de T2 y a 21 km de T1), y recoge las aguas del Jarama después de la unión del río Guadalix
- 3) EA Pesadilla (EA 54), en el río Guadalix a 10.2 km antes de la desembocadura del R. Guadalix en el Jarama, por lo que se ha estudiado la posibilidad de obtener la serie de aforos, considerando esta EA y la EA 51

En cuanto a los datos y número de datos, en el momento de este estudio se dispone de los datos de la Red Oficial de Estaciones de Aforo, de la serie de caudales y altura de láminas de agua hasta el año hidrológico 2015-16 de todas las EA, además de diferentes aforos en campo hasta ese año hidrológico; pero para obtener los resultados se ha trabajado con los datos hasta el año correspondiente inventario realizado en campo (2012-13/2013-14). Pero entre las EA difiere la fecha de inicio de los aforos y el completado de los datos, tal y como se resume en la tabla 2 **Tabla 2**. La EA con serie de años más completa (EA 153), tiene datos mensuales de 42 años, aunque hay dos años por el medio con 9 días incompletos, datos alternos la mayoría, o con un máximo de 2 días consecutivos sin dato de caudal. En estos casos se disponía de dato de altura de lámina de agua, por lo que los datos faltantes se han llenado calculando la media de los



caudales a la misma altura. Las otras dos EA tienen las series de aforos menos completas. Para muchos programas de análisis de series hidrológicas, como IHA (Richter et al., 1996) y IAHRIS (Martínez y Fernández-Yuste), 20 y 15 años respectivamente son el mínimo número de años para obtener estadísticas fiables, por lo que las EA 51 y la EA 153 tendrían datos suficientes. Pero para este estudio es interesante trabajar con el mayor número de años posible y poder estudiar así diferentes eventos de avenida.

Tabla 2 Resumen de datos de aforos medios diarios en las EA cercanas a los tramos de estudio

	EA 51	EA 54	EA 153
AÑO INICIO DATOS	1913-14	1970-71	1972-73
AÑO FIN	2013-14	2013-14	2013-14
N.º TOTAL DATOS	23765	13845	15331
AÑOS SEGUIDOS CON DATOS COMPLETOS	6 años (1943-1948), 25 años (1975-1991), 19 años (1997-2015)	5 años (1971-1975), 6 años (1982-1986), 20 años (1996-2015)	42 años

En cuanto a las detracciones de agua, las concesiones existentes en el tramo del Jarama, desde la EA 153 a los tramos de estudio no son muy elevadas, ya que no existen grandes regadíos, y todavía hay cultivos en la zona de secano. La mayor detracción que se puede obtener de manera legal según las concesiones existentes es de 0.3 m³/s, caudal que puede ser aportado, a su vez, por las EDARES (CHT, 2018) existentes en el área de estudio (Uceda, Patones, Torremocha, Fuente El Saz, Valdetorres del Jarama, Talamanca, ...), por lo que no se tendrá en cuenta.

Para el caso del estudio de variaciones de caudal en el río, también es interesante conocer la conexión río - acuífero. Según Murillo Díaz et al. (2010), el tramo del aluvial correspondiente a la masa de agua Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix corresponde a un tramo de río efluente (ganador), lo que significa que, de producirse escorrentía subterránea, se produce un aumento del caudal a lo largo del cauce.

Por lo tanto, aparte del caudal que pueda llegar de aportaciones debido a la escorrentía superficial por el aumento en la superficie de cuenca, a medida que se desciende en el río desde la EA 153, al T1 y al T2, la mejor opción es la de generar las series desde esta, al tener mayor número de datos completados. En la tabla 3 se muestran los valores medios del caudal circulante del tramo, según datos recogidos en la Estación de aforos (EA) 153 en Valdepeñas de la Sierra.

Tabla 3 Estadísticos del régimen de caudales circulantes EA 153 (serie 1972-2013). Para el cálculo de los meses de mínimo o máximo valor se ha tomado las medias mensuales de toda la serie

Estadísticos EA 153 (serie 1972-2013)	
Caudal medio anual	4.41 m ³ /s
Coefficiente de variación de la serie anual	1.1
Caudal mínimo mensual	0 m ³ /s
Caudal máximo mensual	79.23 m ³ /s
Caudal mínimo anual (promedio)	0.42 m ³ /s
Caudal máximo anual (promedio)	24.24 m ³ /s
Mes mínimo valor de caudal	Septiembre
Mes máximo valor de caudal	Febrero



2.3. Trabajos de campo: mediciones de hidrometría

Se estimó el caudal del río con los objetivos de conocer el caudal circulante en los tramos para: i) calibración del modelo hidráulico y ii) validación de la serie de caudales circulantes por cada uno de los tramos a partir de la EA seleccionada. Para ello, en cada uno de los tramos y momentos de medición se actuó de la siguiente manera: primero se seleccionaron varios transectos potenciales de obtener buenos aforos, se aforó el caudal (ejemplos en la figura 2), y finalmente se calculó el promedio de las medidas para obtener el caudal final de cada tramo, y en cada momento.

Para medir el caudal se ha utilizado el método de área-velocidad. Este método consiste en tomar diversas velocidades en varias celdas a lo largo de un transecto transversal. Para medir la velocidad se ha tomado la media de la velocidad de la columna de agua en diferentes celdas con cinta métrica y sensor de caudales, fijado en una varilla de medida (para medir altura lámina de agua). El instrumento utilizado fue el NAUTILUS C 2000, con una precisión de medida de la velocidad del 1% del valor medido, valores desde 0.000 m³/s hasta 2.500 m³/s, y mediante el promedio de intervalos cada 15 segundos.



Figura 2 Mediciones de hidrometría durante la campaña de campo

Para conocer si era significativa o no la diferencia entre el caudal medido en la EA y los tramos de estudio, se calculó el error relativo (ϵ %) (tabla 4).

Tabla 4 Comparativa entre los caudales de la EA y el aforado en campo (Q Af), y cálculo del ϵ % = [(Caudal aforado tramo – Caudal EA) / Caudal EA]%

Tramo	Fecha	Q EA	Q Af	ϵ %
T1	24/10/2013	1.339	1.66	-19.30%
T1	16/10/2014	3.11	3.71	-16.20%
T1	29/09/2015	0.74	0.87	-14.90%
T2	21/10/2014	1.77	2.2	-19.50%
T2	22/04/2015	2.77	3.45	-19.70%
T2	29/09/2015	0.74	0.85	-12.90%
Promedio ϵ %			-17.1%	
Máximo ϵ % T1			-19.3%	
Máximo ϵ % T2			-19.7%	



Tal y como se puede observar resultados que se resumen en la tabla 4, existen diferencias significativas entre el caudal medido en cada uno de los tramos y el instantáneo de la estación de aforo, estando el $\epsilon\%$ máximo cercano al 20% para el T2, que es el que se encuentra aguas más abajo. Por lo tanto, apoya la hipótesis de la necesidad de estimación de las series de caudales circulantes por cada uno de los tramos.

2.4. Obtención de la serie histórica de aforos para cada tramo

Para ello se ha partido, tal y como se ha comentado, de los datos de la EA 153 en Valdepeñas de la Sierra desde el año hidrológico 1972-73 (puesta en funcionamiento del embalse de El Atazar) al 2014-15.

Hay diversas metodologías para la estimación de series de caudales en función de los datos disponibles. En este caso se ha procedido por dos métodos, que se explican a continuación y se esquematizan en la figura 3.

Uno de ellos es el **método por superficies (MS)** que consiste en calcular un factor en función de las superficies de cuenca acumuladas de las EA y las superficies de cada tramo, y multiplicando después por el caudal circulante diario de la EA.

El otro método ha sido **mediante volúmenes (Loar y Sale)**. En este caso, además de los datos circulantes en la EA, se ha dispuesto de datos simulados, restituidos a régimen natural en los puntos de la EA, T1 y T2. El modelo es el SIMPA, Sistema Integrado de Precipitación Aportación (Estrela y Quintas, 1996), es el modelo utilizado por la gran mayoría de las confederaciones hidrográficas para estimar las aportaciones de las aguas superficiales restituidas a su régimen natural.

Actualmente solo se dispone de la serie de datos de escorrentía total mensual, mm medios mensuales de la serie 1940-41 al 2010-11. La información de base está en formato ráster y los píxeles corresponden a una resolución de 500x500 m². Se han extraído los datos en los puntos de interés, calculando los valores acumulados en EA y tramos de estudio, desde el mes de octubre del 1972 (para poder trabajar también con los de la EA) hasta octubre del 2011 mediante cálculos con el programa Arc-Map.

A partir de la información anterior se calcularon los factores mensuales para T1 y T2 dividiendo los volúmenes que pasaban por cada punto de muestreo entre los que pasaban por la estación de aforos. Los caudales diarios se calcularon multiplicando esos factores volumétricos en cada tramo (FVn T1 y FVn T2) por el Q circulante diario en la EA.

Finalmente, se realiza la estimación de los caudales desde el 2011 hasta el 2015, ya que en ese periodo se han realizado los aforos (y así poder calcular el error estimado) y los muestreos de vegetación. Estos se obtuvieron mediante el **modelado de series temporales ARIMA** (Modelo autorregresivo integrado de Media Móvil). Este tipo de modelos se crean con series históricas previas (lo más largas y completas posibles). En este caso se emplearon para la entrada del modelo las series de caudales circulantes de la EA hasta el año 2014-15; y se “entrenó” el modelo con la serie de caudales calculados

circulantes de T1 y de T2 hasta 30/09/2011. Se han introducido serie mensual y serie diaria, obteniendo diferentes resultados, pero ambos con buenos ajustes.

ARIMA 1 (MV1): Se ha trabajado con la serie de caudales circulantes diarios hasta el 2011 para calibrar el modelo, por lo tanto, los datos de salida han sido los caudales circulantes diarios para T1 y T2. Los valores de ajustes son los siguientes:

- Caudales Algete $R^2 = 0,999$
- Caudales Talamanca $R^2 = 1$

ARIMA 2 (MV2): En este caso se trabajó con la serie de caudales mensuales. Posteriormente se desagregaron mediante los coeficientes mensuales de caudal circulante (FVc T1 y FVc T2) y la serie de caudales de la EA diarios. Los ajustes han sido:

- Caudales Algete $R^2 = 0,998$
- Caudales Talamanca $R^2 = 1$

En la tabla 5 se expone la comparación entre los caudales que se han aforado en campo en cada tramo, y los caudales obtenidos por los tres métodos. Se calcularon los errores relativos, seleccionando el método que menos error tenía caudales precedidos vs. caudales aforados, y correspondía a **MV2**.

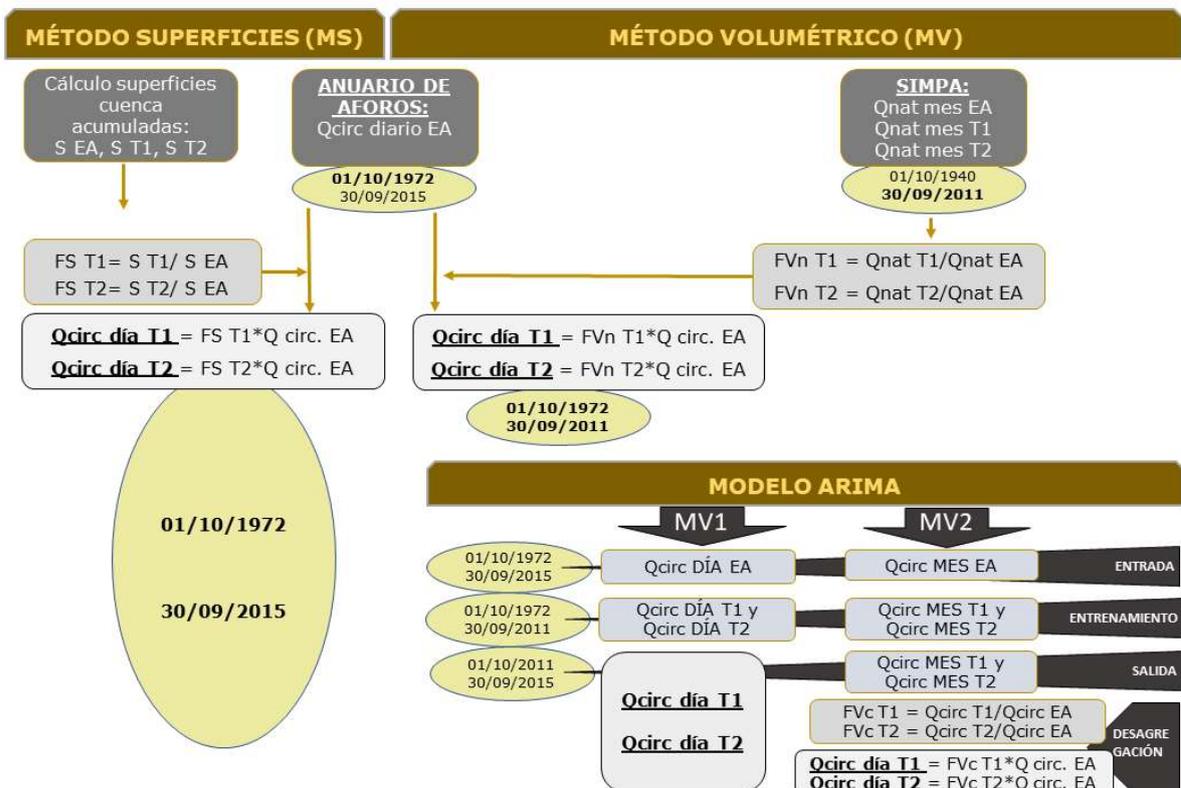


Figura 3 Esquema seguido para la estimación de la serie histórica de aforos para los tramos T1 y T2. Se realizaron tres aproximaciones (MS, MV1 y MV2)



Tabla 5 Valores de los caudales aforados en campo (Q Af) y los estimados en los tramos mediante los tres métodos (Mx: MS, MV1 y MV2) así como el cálculo del error. Las unidades de los caudales están en m³/s. $\epsilon \% = [(Q \text{ Af} - Q \text{ Mx}) / Q \text{ Mx}] \%$

Tramo	Fecha	Q Af	Q MS	Q MV 1	Q MV 2	Error % MS	Error % MV 1	Error % MV 2
T1	24/10/2013	1.66	1.53	1.95	1.43	-8.00%	17.50%	-13.90%
T1	16/10/2014	3.71	3.55	3.82	3.31	-4.40%	3.00%	-10.70%
T1	29/09/2015	0.87	0.84	1.31	0.79	-3.00%	50.60%	-9.30%
T2	21/10/2014	2.2	2.48	3.58	1.96	12.60%	62.70%	-10.80%
T2	22/04/2015	3.45	3.88	4.7	3.07	12.40%	36.20%	-11.00%
T2	29/09/2015	0.85	1.04	2.45	0.82	21.90%	188.20%	-3.40%
Promedio error						10.40%	59.70%	9.90%

La serie obtenida ha sido de 42 años hidrológicos de datos de caudales diarios completos. En la tabla 6 se muestran los percentiles clasificados de los valores de caudales medidos en la estación de aforo y los estimados en los tramos de muestreo por el método MV2.

Tabla 6 Comparativa entre los valores de caudales clasificados para los caudales de la EA y para los caudales estimados en los tramos

Percentiles	Q EA (m ³ /s)	Q T1 (m ³ /s)	Q T2 (m ³ /s)
5	0.09	0.10	0.11
15	0.23	0.25	0.28
25	0.39	0.40	0.42
50	0.86	0.92	0.99
85	4.50	4.82	4.88
86	5.09	5.50	5.60
87	5.81	6.25	6.33
88	6.50	7.03	7.24
89	7.45	8.04	8.17
90	8.63	9.37	9.44
91	10.24	10.95	11.07
92	12.27	13.29	13.39
93	14.81	16.03	16.33
94	17.99	19.43	19.96
95	21.95	23.67	24.54
96	27.18	29.09	29.93
97	34.69	36.78	38.34
98	48.00	51.26	53.42
99	70.12	74.06	78.51
99.1	72.99	77.65	81.39
99.2	77.80	82.74	87.54
99.3	81.82	87.02	92.18
99.4	85.08	90.91	94.61
99.5	89.82	95.30	100.08
99.6	93.14	99.53	106.82
99.7	105.58	112.66	121.82
99.8	119.24	126.69	132.97
99.9	146.19	155.16	161.76
99.91	147.82	156.90	164.57
99.92	150.15	159.59	166.42
99.93	155.25	164.70	169.74
99.94	163.71	174.97	184.27
99.95	175.40	186.64	195.88
99.96	201.53	213.93	221.50
99.97	212.41	225.04	231.61
99.98	216.15	229.46	238.77
99.99	273.70	290.55	291.10
100	328.00	348.20	348.86



2.5. Estudio de la alteración hidrológica

Se ha comprobado la alteración del régimen hidrológico superficial existente en el área de estudio mediante el programa informático IAHRIS 2.2 (Martínez y Fernández-Yuste, 2010), para comparar las condiciones de las componentes más importante del régimen antes y después de la regulación del río. Se necesitan, pues, dos series de datos: una en régimen natural (previa a la alteración), y la otra circulante. Como la estación de aforo seleccionada no tiene suficientes datos previos a la alteración, se ha tomado la serie simulada a régimen natural (SIMPA).

Si se introducen series de aportaciones mensuales, los resultados se limitan a parámetros e índices de las componentes de *Valores Habituales*, calculando el índice global de masas muy alteradas en base a estos índices. Pero como se considera interesante tener una estimación de la alteración de los índices de avenidas, también se ha hecho el estudio con una serie de caudales restituidos a régimen diario natural del SIMPA.

Para el cálculo de la alteración del régimen, este programa lo calcula según la IPH (2008): *se entenderá que una masa de agua está muy alterada hidrológicamente cuando presenta una desviación significativa en la magnitud de los parámetros que caracterizan las condiciones mensuales y anuales del régimen hidrológico (...). Se considerará que la desviación es significativa cuando la magnitud del parámetro anual o mensual se desvíe significativamente de los valores del percentil del 10% al 90% de la serie en régimen natural.* Para ello, el programa asume que el tramo está muy alterado hidrológicamente cuando el 50% o más del 50% del número total de meses o de años presentan esa definición significativa.

Las series de datos han sido las siguientes:

- Régimen natural: serie de caudales mensuales obtenidos mediante el modelo SIMPA. Los valores extraídos del modelo son aportaciones mensuales acumuladas en formato ráster, desde el año 1940-41 al 2010-11 en la estación de aforos. La serie de caudales naturales restituida a diarios de la que se dispone es hasta el 2004-05 y a inicio de masa de agua (a unos pocos metros de la EA).
- Régimen circulante: las dos series, datos de caudales diarios y caudales mensuales de la estación de aforo EA 153 Valdepeñas.

Con estas cuatro series se hicieron dos estudios del IAHRIS, uno mensual y otro diario (enfrentando y comparando las series naturales frente a las series circulantes).

2.6. Modelación hidráulica en los tramos de estudio

La simulación hidráulica se llevó a cabo con el software HEC-RAS (Engineers, 2010), con el fin de conocer la altura absoluta de la lámina de agua para diferentes caudales simulados, y que circularon en algún momento entre 1972 y 2013. El programa, desarrollado por el Hydrologic Engineering Center US Army Corps of Engineers, está diseñado para realizar cálculos hidráulicos unidimensionales.



Para la calibración del modelo se utilizaron los datos de topografía que retrataban la orografía de las fajas muestreadas, el río y la elevación de la lámina de agua, y los caudales medidos durante las campañas de campo. Previamente se realizaron análisis, comparando la topografía tomada en campo con la topografía del LIDAR del 2009 del Jarama y la topografía del Modelo Digital del Terreno (MDT) obtenido mediante interpolación de modelos digitales del terreno de 5 m de paso de malla procedentes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (**PNOA**). Los errores en la altura eran muy elevados (en algunos casos de una magnitud del 400%), esto es debido a que el MDT proviene de un tratamiento de ortofotos, y en muchos casos existen zonas muy difíciles de tratar debido a la gran densidad de materia vegetal existente en diversos estratos. Por lo tanto, se utilizaron los datos tomados en campo por considerarse que aportaban una mayor calidad al modelo.



Figura 4 Mediciones de topografía del lecho durante la campaña de campo

Las simulaciones se realizaron para 35 valores de caudales. Dichos caudales fueron seleccionados porque representaban ampliamente la casuística específica del régimen de caudales del tramo, desde el caudal que comenzaba a mojar los pies de los árboles, hasta el caudal donde la lámina de agua alcanzaba líneas de rotura de la topografía de la ribera, como por ejemplo algunas motas. Si bien, para su elección se examinó el rango histórico de los caudales circulantes estimados, fue en los caudales de inundación donde se focalizaron las simulaciones, debido a la vinculación entre los efectos geomorfológicos de estos eventos extremos y la dinámica de la vegetación, y sus efectos. Entre ellos, el restablecimiento del estado sucesional de las comunidades de plantas y la apertura del espacio del dosel, limpiando las áreas húmedas para servir como sitios de establecimiento de plántulas (Hickey y Salas, 1995). Una selección de valores caudales o número de caudales propuesto distinta podría afectar en mayor o menor medida a los resultados. Por ello, la selección de dichos caudales ha buscado representar con suficiente fidelidad las características hidrológicas de los tramos en estudio. Lógicamente, para los análisis estadísticos, se consideraron las categorías de las variables, generadas a partir de esos 35 valores de caudales de simulación.

Entre los caudales seleccionados se encontraban caudales con significado ecohidromorfológico (tabla 7). Dentro de este apartado se han agrupado los valores con



significado ecológico calculados mediante dos programas diferentes: IHA (Conservancy, 2011) y IAHRIS (Martínez y Fernández-Yuste, 2010). También se propone algún caudal con un papel hidrogeomorfológico, al superar ciertas líneas de rotura de la topografía de la ribera.

El resultado final de este apartado fue una relación detallada de hasta donde llegaban las láminas de aguas de las inundaciones, y las profundidades relativas de láminas de agua para los caudales simulados.

Tabla 7 Caudales ecohidromorfológicos (“Q”) simulados para los tramos T1 (primer valor) y T2 (segundo valor, separado del T1 por un guion)

Valores ecomorfológicos	Q (m ³ /s) T1 - T2
Umbral pulso alto (IHA)	2.2 - 2.3
Q avenida habitual (IAHRIS)	22 - 23
Pico mínimo de pequeñas inundaciones (IHA)	28 - 29
Q que llega hasta la línea de rotura de más de la mitad de las motas	24 - 26
Pico pequeñas inundaciones	56 - 56
Media de los máximos Q anuales (IAHRIS)	68 - 69
Q generador del lecho (IAHRIS)	96 - 99
Q de conectividad (IAHRIS)	145 - 150
Pico mínimo de grandes inundaciones (IHA)	184 - 194
Pico grandes inundaciones (IHA)	225 - 234

2.7. Variables de respuesta hidrológica

Con el objetivo de constatar la relación entre las componentes del régimen de flujo con los atributos de la vegetación ribereña, se seleccionaron seis variables hidrológicas más frecuentemente considerados en estudios previos (tabla 8 **Tabla 8**). Estas variables son consideradas como las más importantes a la hora de modelar los rasgos de las especies ripícolas, condicionando así su respuesta a la variabilidad del flujo (Merrit et al., 2010).

Las variables Caudal de inundación del pie (Q) y Profundidad de la lámina de agua (Dp) se obtuvieron mediante el programa Hec-Ras, como se explicará más adelante, pero el resto de las variables se han obtenido mediante el análisis de las series de caudales, extrayendo el valor según el dato de Q. Se ha trabajado con años diferentes según los tramos, aunque se dispone de la serie de años de 1972-73 al 2014-15:

- T1 Talamanca: 1972/73 - 2012/13, 41 años, ya que el inventario de campo finalizó en el 2013
- T2 Algete: 1972/73 – 2011/12, 40 años, ya que el inventario de campo se finalizó en el 2012

A continuación, se describen las variables, indicando su significado hidrobiológico en aquellas que tienen un peso importante sobre la biología de las especies ribereñas.



1. **Caudal de inundación del pie (Q):** Caudal (m^3/s) a partir del cual comienza a inundarse la base del árbol. Es la variable fundamental para la estimación de las variables que se describen a continuación, ya que se obtienen directamente del análisis de la serie de caudales, una vez calculadas las láminas de agua de Q mediante el HEC-Ras.
2. **Número de eventos independientes al año que producen el Q:** Promedio del número de eventos independientes al año que hacen que se alcance el caudal de inundación de la base del árbol. Para el cálculo de esta variable se ha estudiado en la serie hidrológica cuántas inundaciones por separado igualaron o superaron el valor del caudal de inundación del pie (**Nin**), y se ha dividido entre el número de años de la serie. Se ha considerado evento independiente como aquel cuyo caudal era mayor al caudal del día anterior y posterior (cada vez que se vuelve a inundar un pie posteriormente a un periodo en que no ha estado inundado).
3. **Duración de Inundación (DurA):** Es el *número promedio de días por año* que el agua llega a la base del árbol. En su estimación se ha calculado previamente **DurT** como el número de días que se ha producido el caudal que ha llegado hasta la base del árbol en toda la serie, y después se ha dividido entre el número de años de la serie. Se relaciona directamente con la capacidad de la planta para tolerar la anoxia (Auble, 2005), es una de las variables más comúnmente considerada en la literatura, ya que se ha demostrado que influye en la composición del bosque de ribera (Marks et al., 2014).
4. **Duración de la inundación continua (DurAc):** *Número promedio de días consecutivos por año* que el agua llega a la base del árbol, y se mantiene mojada la superficie. Previamente se ha calculado el número de días consecutivos por año para toda la serie de años, DurAcT, y se ha dividido entre los años de la serie. Esta variable está relacionada con el umbral fisiológico de la planta, y mucho más relacionado que el anterior con la tolerancia de la anoxia. En general, con las inundaciones, el oxígeno disponible para las raíces de las plantas del suelo se agota, aumentando las lesiones en las plantas a medida que avanza la saturación del suelo (Glenz et al., 2006). La duración de la tensión de oxígeno asociado a la duración de la inundación puede influir directamente en la composición y la productividad de las especies y comunidades vegetales de ribera, ya que cada especie tiene una tolerancia específica a para la tensión de oxígeno (Richter y Richter, 2000).

**Tabla 8** Variables de estudio que se emplean para cada tipo de análisis de acuerdo con la bibliografía disponible

Referencia	Objetivo del estudio	VARIABLES RELACIONADAS CON EL RÉGIMEN HÍDRICO							
		Magnitud	Duración	Frecuencia	Profundidad	Momento (Timing)	Probabilidad de excedencia (Tiempo)	Velocidad del flujo	Esfuerzo de corte
Auble et al., 1994	Relacionar la ocurrencia de comunidades de plantas con la duración de inundación		X						
Friedman et al., 1999	Relacionar la supervivencia de los árboles de ribera con flujos altos		X						X
Ellis et al., 1999	Investigar si el manejo de inundaciones puede restaurar la función del ecosistema			X					
Casanova et al., 2000	Determinar si la variación de las inundaciones influye en las comunidades ripícolas de manera individual o en combinación		X	X	X				
Richter and Richter, 2000	Establecer relaciones entre aspectos de las inundaciones para que no se produzcan cambios sustanciales en la dinámica del bosque ripícola		X						
Primack et al., 2000	Analizar los efectos del cambio climático en la vegetación ribereña		X						
Friedman et al., 2006	Cuantificar la relación entre el flujo y la vegetación de ribera leñosa para explorar patrones transversales y longitudinales de vegetación						X		
Perucca et al., 2006	Investigar cómo la dinámica de los ríos influye en la formación de los patrones de vegetación de ribera		X						
Vreugdenhil et al., 2006	Cuantificar la influencia de aspectos de las inundaciones para árboles jóvenes en las llanuras de inundación		X	X	X				
Hupp and Rinaldi, 2007	Estudio de la evolución del canal tras los impactos humanos			X					
Kramer et al., 2008	Predecir la dinámica del futuro bosque bajo una variedad de escenarios de inundación de régimen		X		X			X	
Webb et al., 2010	Revisión para evidenciar una relación causal entre los componentes de los regímenes hidrológicos del humedal y sus efectos sobre el establecimiento, crecimiento, reproducción, composición y la diversidad en los bosques de ribera		X	X	X	X			
Egger et al., 2012	Dinámica de la vegetación en tres escenarios diferentes para conocer cómo influye la gestión de la presa		X						X
González et al., 2012	Determinar umbrales hidrológicos para el mantenimiento de las poblaciones de especies de ribera y examinar los cambios en la composición de las especies a lo largo de gradientes hidrológicos		X	X					

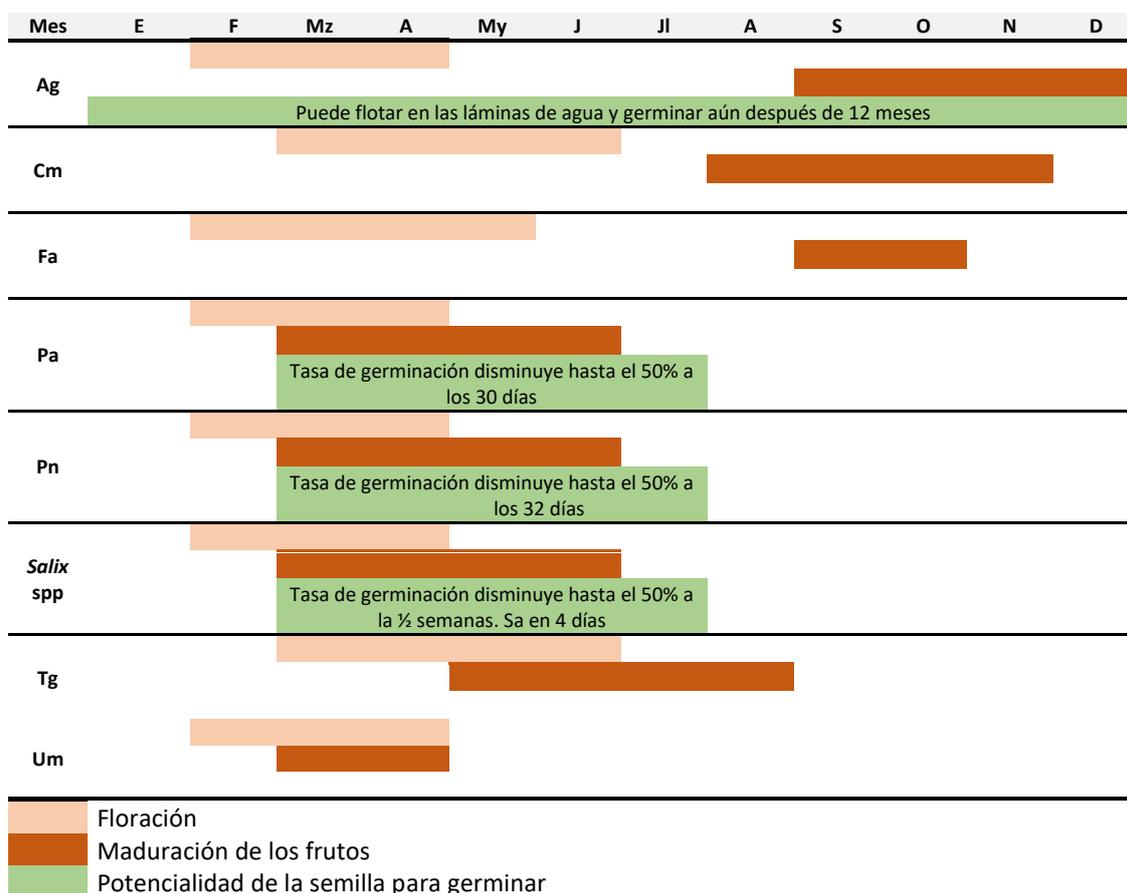
Referencia	Objetivo del estudio	VARIABLES RELACIONADAS CON EL RÉGIMEN HÍDRICO							
		Magnitud	Duración	Frecuencia	Profundidad	Momento (Timing)	Probabilidad de excedencia (Tiempo)	Velocidad del flujo	Esfuerzo de corte
Greet et al., 2012	Conocer la importancia del momento estacional de la inundación en la dinámica de la vegetación de ribera					X			
Garófano-Gómez, 2013	Estudiar relaciones entre las especies leñosas de ribera y el régimen de flujo; desarrollo de curvas de respuesta y gremios de respuesta hidrológica para 5 especies		X	X	X	X			
Marks et al., 2014	Desarrollo de relaciones especies-inundación para las comunidades vegetales inundables						X		
Morrison et al., 2014	Desarrollar y demostrar un marco de modelización dinámica para evaluar alternativas de caudales ambientales				X				
Reinecke et al., 2015	Conocer si el patrón de cuatro zonas laterales se puede aplicar en río africanos del Sur, y comprobar si se pueden vincular genéricamente al régimen hídrico del río		X	X	X				
Sarr et al., 2015	Identificar gremios de respuesta al flujo						X		
Aguiar et al., 2018	Conocer los principales factores que rigen la composición y la cobertura de los gremios ribereños en ríos regulados		x	x					
Bejarano et al., 2018	Identificar estrategias de plantas adaptativas a la regulación del flujo y predecir los impactos hidrológicos en las comunidades ribereñas	x	x	x		x			



5. **Momento en el que ocurre la inundación, Timing, mensual (TiM):** Calculado como los meses en los que suelen ocurrir los eventos de inundación. Para ello se localizaron y seleccionaron los meses más frecuentes en los que suelen ocurrir los eventos independientes para cada uno de los caudales simulados.

Los patrones de germinación, hidrocoria y crecimiento de las plantas ribereñas, se ven afectados por esta variable, influyendo así en la composición y dinámica de las comunidades vegetales de ribera, (Casanova et al., 2000; Greet et al, 2012). Para el reclutamiento de estas especies, es fundamental que este momento se sincronice con la diseminación de las semillas. Para comprobar si de alguna manera esta variable ha influido sobre la composición de las especies de los tramos estudiados, se ha caracterizado la distribución temporal de la floración y dispersión de las semillas (o madurez de los frutos) de árboles y arbustos muestreados, resumida en la tabla 9.

Tabla 9 Distribución temporal de la floración y dispersión de las semillas e información relativa a la germinación (FRAXIGEN, 2005; Funk, 1990; Gonzalez-Muñoz, Castro-Diez, y Godoy, 2014; Pemán, Navarro, Nicolás, Aránzazu, y Serrada, 2013; Prada y Arizpe, 2008)



6. **Profundidad de la lámina de agua para algunos valores de inundaciones (Dp):** Se calculó la profundidad de la inundación, como la altura relativa desde la lámina de agua que cubre el suelo a la base del árbol, para aquellos eventos que se consideraron que podían tener un significado ecogeomorfológico (aquellos caudales indicados en la tabla 7). Esta variable se diferencia de las anteriores porque se ha obtenido, al igual que Q, de las simulaciones mediante el programa



Hec-Ras. Y, a diferencia de las anteriores, no existe un único número para caudal, si no que existe una profundidad diferente para cada árbol, en función de Q, por lo tanto, es una variable continua.

La mayoría de los autores aceptan que la profundidad del agua influye en el grado de la lesión, destacando la importancia de tener en cuenta la profundidad relativa de las inundaciones. Las plantas más altas, probablemente tienen una mayor probabilidad de supervivencia que las más bajas, especialmente en condiciones de inundación profunda, donde las lesiones en proporción al porcentaje de la corona cubierta por el agua (Glenz et al., 2006). Incluso las especies que pueden soportar la saturación del suelo y la anoxia no puede tolerar la sumersión de todas sus hojas, así la tolerancia para soportar la inmersión es mucho menor que la tolerancia a profundidades menores de agua (Glenz et al., 2006). Teniendo esto en cuenta, en la tabla 10 se muestran los caudales máximos al año para los tramos. La magnitud de los caudales donde se considera que puede influir en el regenerado se encuentran en torno a los 23 y 24 m³/s, que es el caudal de la avenida habitual (percentil de excedencia del 5%). Según muchos autores, promueve la dispersión de propágulos y comienza a remover el sustrato, las formas del lecho, a pequeña escala. Se realizaron análisis globales para los caudales de la tabla 7, pero para análisis más en detalle (contrastes de distribuciones para gremios hidrológicos, por ejemplo) se analizaron los efectos hasta el Q=180 m³/s, que es aquel que produce el pico mínimo de las grandes inundaciones, y que tan solo se han superado 5 veces en toda la serie de caudales.

Tabla 10 Caudales máximos anuales estimados para cada tramo

Año Hidrológico	Máx. Q T 1 (m ³ /s)	Máx. Q T 2 (m ³ /s)	Año Hidrológico	Máx. Q T 1 (m ³ /s)	Máx. Q T 2 (m ³ /s)
1972-73	171.2	180.6	1993-94	24.2	23.4
1973-74	67.5	68.5	1994-95	9.4	9.1
1974-75	30.3	29.9	1995-96	177.7	186.9
1975-76	4.7	4.8	1996-97	226.5	239.4
1976-77	92.9	94.2	1997-98	185.5	194.4
1977-78	348.2	348.9	1998-99	4.3	4.2
1978-79	224.4	228.2	1999-00	20.8	21.1
1979-80	54.8	53.0	2000-01	130.7	137.8
1980-81	4.8	4.7	2001-02	6.5	6.5
1981-82	28.2	28.2	2002-03	164.7	169.7
1982-83	16.4	15.9	2003-04	52.6	56.1
1983-84	41.0	39.8	2004-05	10.1	9.9
1984-85	29.2	31.7	2005-06	11.2	11.4
1985-86	13.2	13.2	2006-07	34.6	38.3
1986-87	13.0	12.7	2007-08	25.7	26.3
1987-88	97.1	128.9	2008-09	27.7	28.0
1988-89	17.2	18.0	2009-10	26.0	27.7
1989-90	152.2	163.4	2010-11	31.3	25.4
1990-91	74.1	73.5	2011-12	4.3	4.5
1991-92	6.0	6.2	2012-13	136.6	142.4
1992-93	11.6	11.4			



2.8. Análisis estadístico

Para comprobar la existencia de diferencias significativas en función al estado de desarrollo de las especies frente a los atributos del flujo, se dividió la muestra de acuerdo con su altura y diámetro. Como base de esta división se empleó, modificándose para los arbustos, la categorización del II Inventario Forestal Nacional (Villaescusa y Díaz 1998), dada la facilidad de uso y adecuación a los datos existentes. Como resultado, el conjunto total de datos se dividió en tres categorías de desarrollo para los arbustos y en cuatro para los árboles (tabla 11).

Tabla 11 Categorías de desarrollo para árboles y arbustos en función de la altura y el diámetro a la altura del pecho

ÁRBOLES			ARBUSTOS		
Categorización	Altura (m)	Diámetro (cm)	Categorización	Altura (m)	Diámetro (cm)
Regenerado Categoría 1 y 2	< 1.3	< 2.5	Regenerado Categoría 1 y 2	< 1.3	< 2.5
Regenerado Categoría 3	≥ 1.3	< 2.5	Pies menores	≥ 1.3	< 2.5
Pies menores	> 1.3	≥ 2.5 < 7.5	Pies mayores	≥ 1.3	≥ 2.5
Pies mayores	> 1.3	≥ 7.5	-	-	-

Se realizaron análisis para las especies dominantes, en cada una de esas categorías, siempre que en los tramos T1 y T2 se dispusiese de suficiente número de observaciones como para conseguir resultados estadísticamente significativos

También, se realizaron comparaciones entre pares de especies dentro de cada categoría de desarrollo (intragrupos) para cada una de las variables de estudio, descritas en la tabla 12. En la figura 5 se presenta la muestra sobre la que se ha trabajado, la totalidad de los pies inventariados por especie y grupo en los dos tramos de estudio.

Tabla 12 Especies objetivo-muestreadas en los tramos de estudio. Se indican los tramos donde se localizaron y las abreviaturas que se utilizarán para exponer y comentar los resultados

Especie	Nombre común	Familia	Tramos	Abreviatura
<i>Alnus glutinosa</i> L.	Aliso	Betulaceae	T1 y T2	Ag
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Espino albar	Rosaceae	T1 y T2	Cm
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	Fresno común	Oleaceae	T1 y T2	Fa
<i>Populus alba</i> L.	Álamo blanco	Salicaceae	T1 y T2	Pa
<i>Populus nigra</i> L.	Chopo negro	Salicaceae	T1 y T2	Pn
<i>Salix alba</i> L.	Sauce blanco	Salicaceae	T1 y T2	Sa
<i>Salix fragilis</i> L.	Sauce frágil	Salicaceae	T1 y T2	Sf
<i>Salix salviifolia</i> Brot.	Sauce salvifolio	Salicaceae	T1 y T2	Sf
<i>Salix purpurea</i> L.	Mimbrera	Salicaceae	T1	Sp
<i>Tamarix gallica</i> L.	Taray	Tamaricaceae	T1 y T2	Tg
<i>Ulmus minor</i> Mill.	Olmo	Ulmaceae	T1	Um

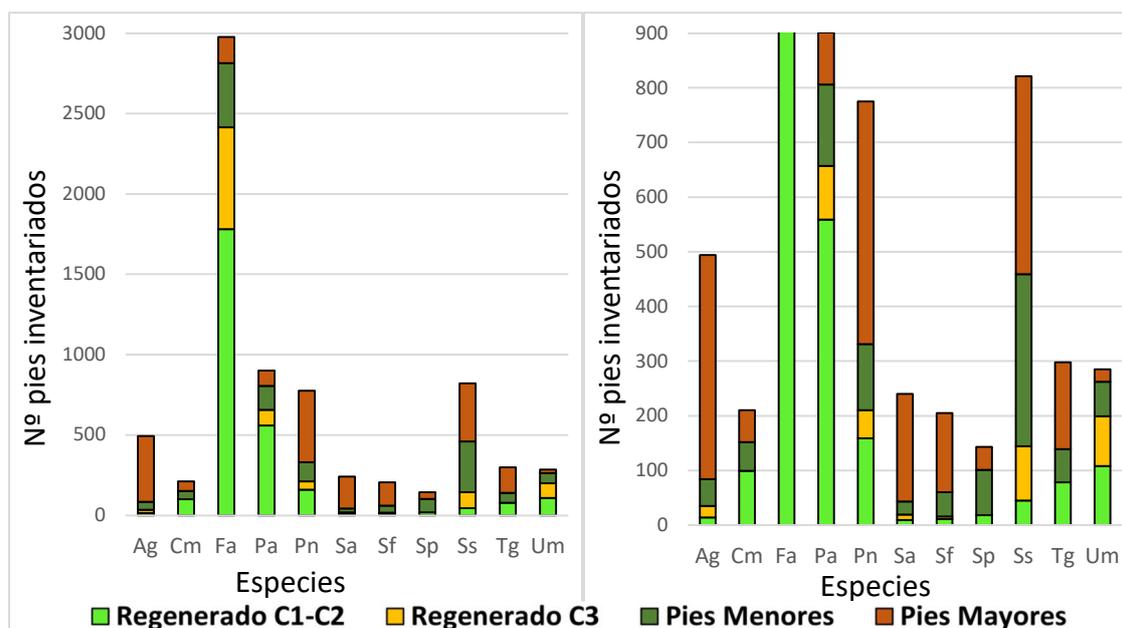


Figura 5 Número de pies inventariados por especie y grupo

En el apartado 3.1, se muestra un resumen estadístico para cada grupo y especie considerando conjuntamente ambos tramos para las cuatro primeras variables (Q, NinA, DurT y DurAc). Este resumen estadístico incluye el número de individuos en la primera variable (Q), así como el estimador de posición Huber (Huber 2011) y la desviación. Como se ha descrito en el apartado 2.4 a partir de la variable principal Q, se modeliza la altura de la lámina de agua y con ella se calculan las otras 6 variables consideradas (tabla 13), por lo tanto, para el análisis de esta variable se ha incluido el análisis para cada uno de los tramos. También se incluye en el mismo apartado los diagramas de cajas por especie, grupo y tramo para las cuatro variables y también para la profundidad (Dp).

En cuanto a la variable momento en el que ocurre la inundación (TiM), se analizaron los momentos cuando solían ocurrir las inundaciones, calculando la Moda, y comentando alguno de los resultados obtenidos mediante el análisis de las series de caudales diarios del IAHRIS.

En el apartado 3.2 se incluyen las curvas de las variables hidrológicas. Se generaron curvas de frecuencias para cuatro de las variables consideradas (tabla 13) por especie y por categoría de desarrollo. Para ello, se desarrollaron primeramente histogramas de frecuencias, el número de categorías se ha definido en el momento en el que se han seleccionado los caudales a modelar, ya que el resto de las variables son dependientes de los caudales. Después, se generó la curva que envolvía al histograma. Para las variables Q y NinA la curva de frecuencia era acumulada. Para las variables duración de la inundación anual (DurA) y Duración de la inundación continua anual (DurAc) las curvas de frecuencia son no acumuladas, y se normalizaron de 0 a 1, asignando el valor de 1 a la clase con el mayor número de casos. A las gráficas de estas dos últimas variables se les proporcionó un suavizado mediante el método de Gauss, incluido en el paquete de R en una escala de 0.6 sobre 1 para que los saltos de la curva entre categorías no fuesen tan bruscos.



Se consideran curvas de respuesta de cada especie a la variable hidrológica estudiada, porque es posible evaluar, de una manera simplificada, y sin perder de vista que la serie de caudales no es la natural (está alterada en mayor o menor medida debido, al menos, a los embalses existentes aguas arriba), las necesidades hídricas de las especies muestreados en los tramos del Jarama con dichas curvas.

Tabla 13 Resumen de la representación y contrastes para análisis de cada variable

Variable	Análisis generales y representación	Contrastes de distribuciones para discernir gremios de ribera
Caudal de inundación del pie (Q)	Estadísticos y diagramas de cajas. Curvas acumuladas del histograma relativo	Análisis mediante Cross-Bin y Chi-Cuadrado de Q
Número de eventos de inundación al año que producen el Q (R. Benjankar et al.)	Curvas acumuladas (suavizadas)	Análisis mediante Cross-Bin y Chi-Cuadrado por parejas de especies <i>del número de eventos de inundación totales</i> (NinT)
Duración de Inundación anual (DurA)	Curvas no acumuladas (suavizadas); histogramas	Análisis mediante Cross-Bin y Chi-Cuadrado por parejas de especies del número de días totales de la duración de las Inundaciones (DurT)
Duración de la inundación continua anual (DurAc)	Curvas no acumuladas (suavizadas); histogramas	Análisis mediante Cross-Bin y Chi-Cuadrado por parejas de especies del <i>número de días totales continuos de la duración de las inundaciones</i> (DurAcT)
Profundidad de la lámina de agua para todos los caudales estudiados, a partir del umbral de pulso alto (Dp)	Diagramas de cajas con estimador de Huber	Análisis mediante Cross-Bin y Chi-Cuadrado de las profundidades
Momento en el que ocurre la inundación, Timing, mensual (TiM)	Tablas	-

En el caso de la variable continua (profundidad de la lámina de agua Dp), se ha discretizado de 0.2 en 0.2 m.

Finalmente (apartado 3.3), se analizaron la similitud entre la distribución de las especies en base a cada una de las variables, con el objetivo de encontrar asociaciones/similitudes entre grupos funcionales y especies. Dicho análisis incluye una comparación de las distribuciones mediante histogramas de la proporción de datos en cada intervalo y la realización de contrastes estadísticos de la similitud entre distribuciones discretas.

Dado que se están comparando variables discretas (en general, número de ocurrencias dentro de un intervalo discreto), los contrastes a aplicar comparan la proporción de la muestra que se encuentra en cada uno de los intervalos para cada una de las especies (dentro de un grupo funcional) considerados en cada comparación. Se emplearon dos métricas distintas para contrastar la semejanza entre especies a partir de su distribución estadística: Chi-Cuadrado (Snedecor and Cochran 1989) y “Cross-Bin Dissimilarity” (Pele and Werman 2010). El primero compara intervalo a intervalo ambas distribuciones, mientras que el segundo compara cada intervalo de una de las distribuciones con todos los intervalos de la otra distribución, dando más importancia a los intervalos más



próximos al que se considera en cada momento en la primera distribución (Gavin et al 2003; Cha y Srihari 2002).

Ambas métricas permiten (comparando dos a dos) ordenar de acuerdo con la similitud entre la distribución de las especies en relación con las variables hidromorfológicas. Los resultados con ambas métricas son similares en un 95% de los casos, lo cual indica que la metodología es bastante robusta. Sin embargo, únicamente con la ordenación no está claro hasta que nivel de similitud (umbral) entre pares de especies se puede aceptar o rechazar que ambas están asociadas (son similares). En la prueba del Chi-cuadrado el P-valor=0.01 sirve como umbral para rechazar la hipótesis de similitud (rechazada con P-Value<0.01). Dado que Cross-Bin no es un contraste en sí mismo, sino una métrica de comparación, no tenemos una referencia que sirva como umbral de separación a partir del mismo. Sin embargo, examinando para todas las variables consideradas, los valores de ambas métricas de comparación para todos los pares, se consideró (en base a la referencia de p-valor de la prueba chi-cuadrado), que un umbral riguroso de aceptación de la asociación, de acuerdo con esta métrica podría ser el percentil 25 (P25). Dado, que entre ambas métricas hay pequeñas diferencias, los criterios de separación entre asociaciones fuertes y débiles fueron los siguientes:

- Asociaciones “fuertes”: valor de P-value ≥ 0.05 y valor del Cross-Bin $\leq P15$.
- Asociaciones “débiles”: valor de P-value < 0.05 y ≥ 0.01 y valor del Cross-Bin $\leq P25$

Tal y como se ha comentado antes, los análisis de contrastes se realizaron para las variables resumidas en la tercera columna de la tabla 13. En vez de analizar las tres variables anuales (NinA, DurA y DurAc), se analizaron los datos de eventos y días totales para la serie de los 41 años (NinT, DurT y DurAcT), sin promediar anualmente, para poder analizar así los efectos de caudales no ordinarios que ocurren con una frecuencia elevada, y que, de otra forma, no se tendrían en cuenta, al existir valores de número de días o eventos tales como 1 o 0 en diferentes caudales. Por ejemplo, los caudales de 50, 60, 70 y 80 tendrían el valor medio anual correspondiente a 1 evento, mientras que los de 90 en adelante tendrían el valor de 0 eventos anuales. Por lo tanto, analizarlos anualmente podría distorsionar los resultados de los contrastes, ocurriendo lo mismo con los días.

En los análisis se han tenido siempre en cuenta el tamaño de cada subgrupo de, comentando siempre si está o no cercano a los 30 individuos, atendiendo así a las recomendaciones para una mayor robustez de la inferencia estadística (Torres y Magaña 2001).



3. RESULTADOS

3.1. Resultados de los análisis de la alteración del régimen

Se han analizado los resultados de los estudios, uno de ellos mensual desde el año 1972-73 hasta donde existen datos simulados del SIMPA, 2010-11, y por otro lado el diario hasta el año 2004-2005. Se consideran suficientes, porque tal y como se ha mostrado en la figura 1 del capítulo anterior (Capítulo III), una de las grandes regulaciones del tramo, el embalse de El Vado entró en funcionamiento en el 1972, y sigue en funcionamiento hasta el día de hoy, por lo que, si ya existe una alteración anterior, esa alteración sigue patente.

En cuanto a los resultados con las series mensuales 1972-73 a 2010-11, la mediana de la aportación mensual del régimen circulante se encuentra dentro del rango marcado entre los percentiles 90 y 10 de la serie de aportaciones, en régimen natural mensual el 31% de meses, y de la anual, el 21% de los años. Por lo tanto, el resultado es de “muy alterado hidrológicamente”, ya que en 39 años solo 8 años se encuentran entre esos valores, y de 468 meses, solo 144.

A continuación, se presenta un resumen de los resultados más significativos del análisis de las series diarias, reflejando los ámbitos donde se encuentra la mayor alteración.

Tabla 14 Resultado IAHRIS de los índices de alteración de valores habituales

Aspecto	Valor	Denominación	Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
			0,8 < I ≤ 1	0,6 < I ≤ 0,8	0,4 < I ≤ 0,6	0,2 < I ≤ 0,4	0 < I ≤ 0,2
AÑO HÚMEDO	Magnitud	0.36					
		0.29					
	Variabilidad	0.47					
		0.61					
	Estacionalidad	0.81					
0.71							
AÑO MEDIO	Magnitud	0.24					
		0.24					
	Variabilidad	0.25					
		0.30					
	Estacionalidad	0.67					
0.65							
AÑO SECO	Magnitud	0.08					
		0.12					
	Variabilidad	0.08					
		0.06					
	Estacionalidad	0.60					
0.60							
AÑO PONDERADO	Magnitud	0.23					
		0.22					
	Variabilidad	0.27					
		0.32					
	Estacionalidad	0.69					

Tal y como se muestra en la tabla 14 de índices de alteración de valores habituales para el año ponderado, fallan cuatro de seis índices evaluados, que tienen que ver con la magnitud y variabilidad de las aportaciones, a nivel anual y mensual. En general, estos índices se relacionan con el contenido de humedad en el suelo para las plantas.

**Tabla 15** Resultado IAHRIS valores avenidas

Aspecto	Valor	Denominación	Nivel I	Nivel II	Nivel III	Nivel IV	Nivel V
			0,8 < I ≤ 1	0,6 < I ≤ 0,8	0,4 < I ≤ 0,6	0,2 < I ≤ 0,4	0 < I ≤ 0,2
Magnitud	0,47	Magnitud de las avenidas máximas					
	0,79	Magnitud del caudal generador del lecho					
	0,29	Frecuencia del caudal de conectividad					
	0,43	Magnitud de las avenidas habituales					
Variabilidad	0,50	Variabilidad de las avenidas máximas					
	0,44	Variabilidad de las avenidas habituales					
Duración	0,39	Duración de avenidas					
Estacionalidad	0,79	Estacionalidad de avenidas					

En la tabla 15 se muestran los índices referentes a las avenidas. El de valor más elevado, y, por tanto, menos alterado, es el de estacionalidad de las avenidas, factor relacionado con la regeneración y germinación de las especies autóctonas. El índice de valor más bajo corresponde a la frecuencia del caudal de conectividad y a la duración de las avenidas. El primero es representativo de los caudales máximos que garantizan la conexión cauce-llanura de inundación, facilitando el acceso a esta zona y manteniendo las condiciones de humedad apropiadas. Se relaciona con el rejuvenecimiento general del hábitat de ribera, con la creación de condiciones adecuadas para el desarrollo de especies vegetales en sus primeros estadios, y es un estímulo para la germinación de numerosas especies vegetales. La alteración en la duración de las avenidas se relaciona con la afección a los procesos de sucesión vegetal, alterándose la distribución y composición de las distintas agrupaciones (Poff et al., 1997), pues determina cómo y durante cuánto tiempo está garantizada la conectividad longitudinal y transversal. Además, está estrechamente relacionado con la magnitud y variabilidad, y tal y como se ve en la tabla, los indicadores de estas variables también tienen una desviación significativa con respecto al régimen natural.

3.2. Evaluación de variables hidrológicas

Los siguientes resultados y graficas resumen las condiciones hídricas a las que han estado expuestas las especies de arbóreas de los tramos del Jarama. Se presentan separados por variables, y, a excepción de los análisis previos de la variable principal, se ha trabajado con la muestra completa (tramo 1 y tramo 2) para trabajar con un mayor número de individuos.

A. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable Q

Esta variable "Q" es el *caudal de inundación del pie* (caudal en m³/s a partir del cual comienza a inundarse la base del árbol). La tabla 16 muestra el número de árboles y arbustos, así como el estimador de Hubber y la desviación estándar de esta variable por especie y grupo. Para T1, en general, los valores más elevados de Huber corresponden a Tg, exceptuando en regenerado C1-C2, que corresponde a Fa. En cuanto a los menores valores de caudales corresponden en general para Pn, exceptuando para el regenerado C3, que es para Pa. En T2 los menores valores para todas las categorías corresponden para Ag y Sp, y los mayores para Um, exceptuando en regenerado C3, que corresponde a Fa. Ya para la muestra completa, los menores valores corresponden a Ag, Sp y Sf; y los mayores a Um y Tg. Esto no significa que los individuos de las especies de Um y Tg

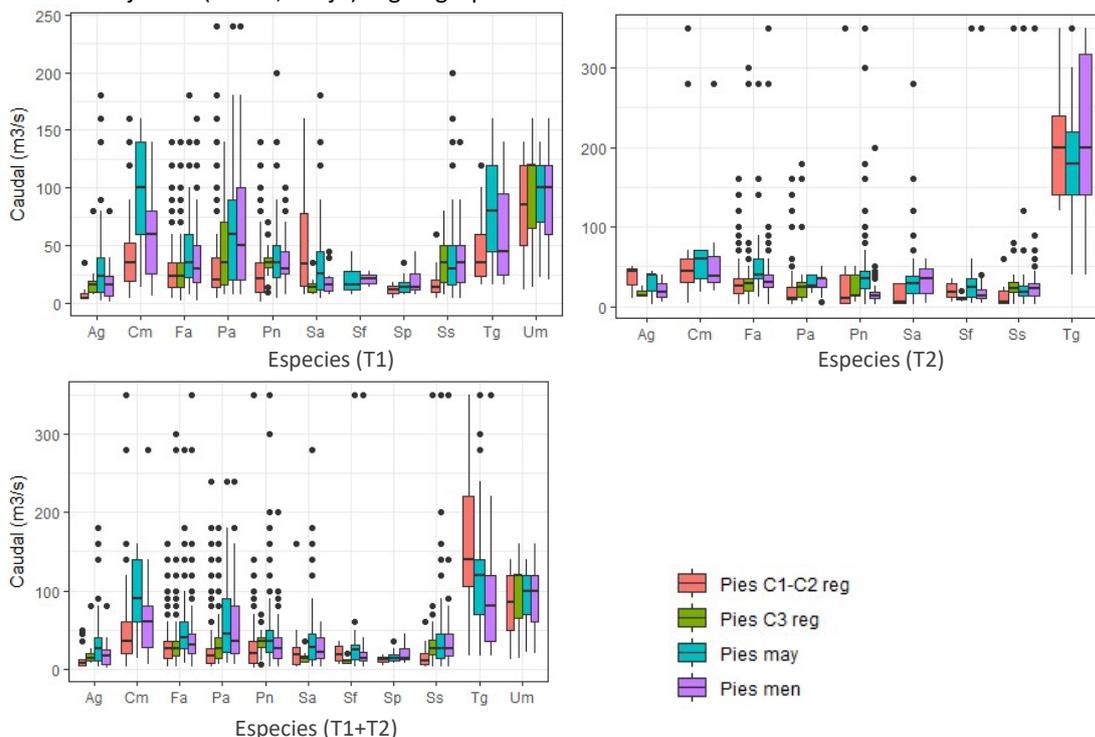
precisen de unos valores elevados de magnitud de caudal, si no que la mayoría de estas especies están ubicados en zonas de probabilidades muy bajas de que les llegue la lámina de agua.

Tabla 16 N.º de árboles y arbustos (N) de cada especie por grupo para cada tramo y total de la muestra (T1-T2); valor de los estadísticos (redondeados a la unidad) *estimador de Huber* (Hu) y *desviación estándar* (S) para la variable Q por especie y grupo. En rojo categorías con un número de individuos inferior a 30

T1+T2	Regenerado C1-C2			Regenerado C3			Pies Menores			Pies Mayores		
	N	Hu	S	N	Hu	S	N	Hu	S	N	Hu	S
Ag	14	8	13	21	15	15	49	16	14	410	27	24
Cm	99	39	51	-	ND	ND	53	57	47	58	96	49
Fa	1781	26	22	633	26	24	399	32	36	163	43	38
Pa	559	18	36	98	29	40	149	48	50	95	54	46
Pn	159	23	62	51	35	14	121	28	25	444	35	37
Sa	9	21	50	10	14	8	24	27	19	197	30	36
Sf	11	19	11	5	10	5	44	16	51	145	23	30
Sp	18	12	5	-	ND	ND	83	17	9	42	14	6
Ss	45	12	15	99	28	58	315	30	37	362	30	37
Tg	78	156	101	-	ND	ND	61	80	86	159	107	73
Um	108	80	36	91	97	41	63	88	40	23	94	28
Total N	2881			1008			1361			2098		

En cuanto a los gráficos de cajas (figura 6), en T1 la especie con mayor dispersión es Um para el regenerado y Tg y Um para las categorías mayores y menores. Para T2 el Tg es la especie con la mayor dispersión en lo relativo a Q en todas las categorías (hay que tener en cuenta que en este tramo no hay Um). Esto indica que esta especie aparece en un amplio rango de caudales. Para el total de la muestra siguen siendo Tg y Um las que presentan mayor dispersión en lo relativo a Q, sumándose Pa para categorías mayores y menores.

Figura 6 Diagramas de cajas de variable Q para las especies de cada uno de los tramos (arriba) y de los dos tramos juntos (T1+T2, abajo) según grupos indicados





B. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable NinA

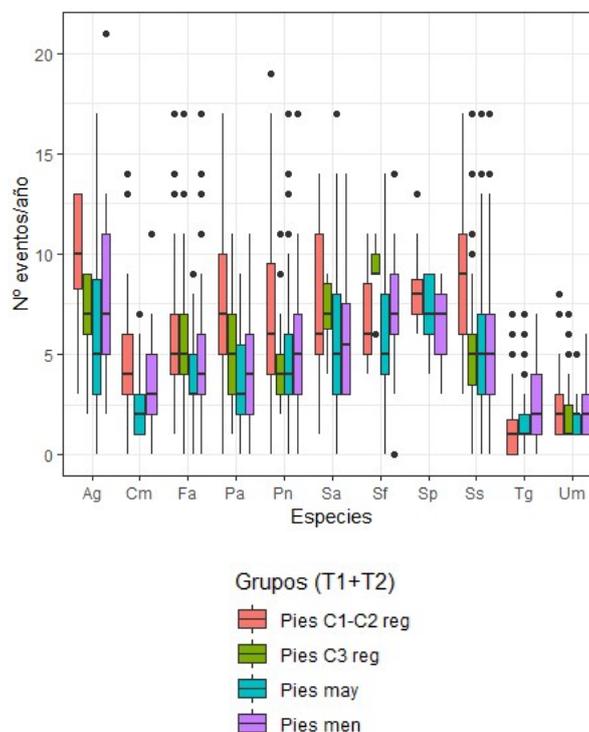
NinA indica el **Número de eventos independientes al año que producen el Q**, los resultados obtenidos se muestran en la tabla 17 y en la figura 7.

Tabla 17 Valor de los estadísticos *estimador de Huber (Hu)* y *desviación estándar (S)* para la variable NinA por especie y grupo

NinA	Regenerado C1-C2		Regenerado C3	
	Hu	S	Hu	S
Ag	9	4	6	2
Cm	3	2	ND	ND
Fa	5	3	4	3
Pa	6	3	4	3
Pn	6	4	3	2
Sa	7	5	6	2
Sf	6	3	8	2
Sp	7	2	ND	ND
Ss	8	4	4	3
Tg	1	2	ND	ND
Um	1	1	1	1

NinA	Pies Menores		Pies Mayores	
	Hu	S	Hu	S
Ag	7	4	5	3
Cm	2	2	1	1
Fa	3	3	3	2
NinA	Hu	S	Hu	S
Pa	3	2	2	2
Pn	4	3	3	3
Sa	5	4	4	3
Sf	6	3	5	3
Sp	6	2	6	2
Ss	4	3	4	3
Tg	2	2	1	1
Um	1	1	1	1

Figura 7 Diagramas de cajas de la variable NinA para las especies los dos tramos juntos según grupos



Grupos (T1+T2)

- Pies C1-C2 reg
- Pies C3 reg
- Pies may
- Pies men

Tal y como se ha podido observar, las mayores dispersiones se presentan en el regenerado C1-C2 en Pa y Pn, y las menores las especies de Tg, Um y Sp. Los dos primeros se encuentran más cercanos al eje, mientras que todas las categorías de Sp se posicionan entre unos rangos con valores superiores, esto indica que ambas especies se localizan en posiciones más concretas donde pueden recibir un número de inundaciones menores para Tg y Um, y mayores para Sp. En cuanto a los rangos más elevados de la variable estos se presentan en todas las categorías de Ag, y los más bajos en las categorías de Tg y Um, por la misma razón que antes.

C. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable DurA

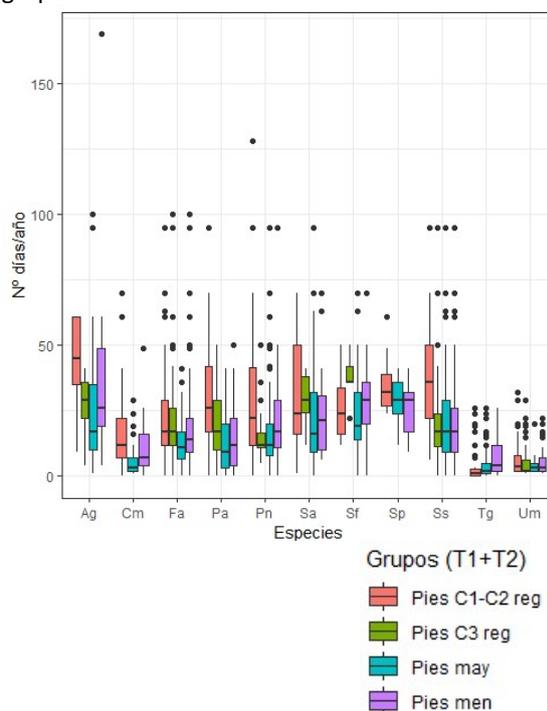
Los resultados obtenidos para la variable **Duración de la inundación anual (DurA)**, número promedio de días por año que el agua llega a la base del árbol) se resumen en la tabla 18 y en la figura 8. Las mayores dispersiones las presentan, al igual que antes, el regenerado C1-C2 de Pa, Pn y Sa; y las menores Tg, Um y Cm.



Tabla 18 Valor de los estadísticos *estimador de Huber* (Hu) y *desviación estándar* (S) para la variable DurA por especie y grupo

DurA	Regenerado C1-C2		Regenerado C3	
	Hu	S	Hu	S
Ag	41	20	27	9
Cm	13	12	ND	ND
Fa	19	13	18	13
Pa	26	15	18	13
Pn	26	25	11	9
Sa	31	24	28	9
Sf	27	14	37	10
Sp	32	13	ND	ND
Ss	37	20	17	15
Tg	1	7	ND	ND
Um	3	6	1	6
DurA	Pies Menores		Pies Mayores	
	Hu	S	Hu	S
Ag	30	25	20	17
Cm	8	9	3	6
Fa	14	13	11	8
Pa	12	11	11	11
Pn	19	13	14	15
Sa	21	19	18	18
Sf	27	13	21	14
Sp	25	8	29	7
Ss	18	16	18	13
Tg	6	8	2	5
Um	3	6	2	4

Figura 8 Diagramas de cajas de la variable DurA para las especies los dos tramos juntos según grupos



Los valores más elevados ocurren también en Ag, siguiéndole Ss en regenerado C1-C2 y C3, y Sp en Pies mayores y menores; y los menores el regenerado C1-C2 de Tg y Reg. C3, pies menores y mayores de Um. En el caso de Cm, el regenerado C1-C2 tiene unos valores mucho mayores que pies mayores y pies menores.

D. Estadísticos básicos y diagramas de cajas para la variable DurAc

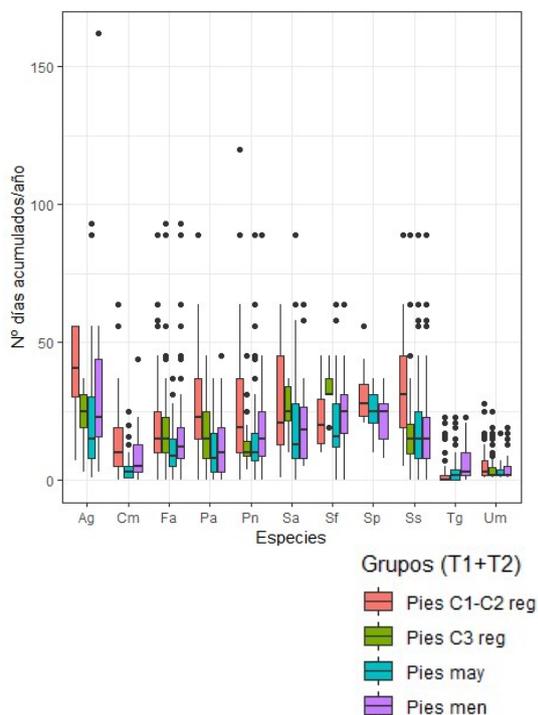
La **Duración de la inundación anual continua** (DurAc), tal y como se ha explicado con anterioridad, es el número promedio de días consecutivos por año que el agua llega a la base del árbol, obtenido al dividir el número de días consecutivos entre los años de la serie. Tal y como se aprecia en la figura 9, las dispersiones de esta variable se siguen manteniendo en la misma línea que para las anteriores variables. En la tabla 19 pueden observarse algunas diferencias en valores máximos, por ejemplo, con el Sp, que se posiciona en zonas con mayor número de inundaciones continua, al igual que Ag; Ss ya se posiciona en zonas de valores intermedios. En cuanto a valores mínimos, Um es, en general, la especie con menores valores de la variable para los cuatro grupos.



Tabla 19 Valor de los estadísticos *estimador de Huber* (Hu), y *desviación estándar* (S) para la variable DurAc por especie y grupo

DurAc	Regenerado C1-C2		Regenerado C3	
	Hu	S	Hu	S
Ag	37	19	23	8
Cm	11	11	ND	ND
Fa	16	12	16	12
Pa	23	14	15	12
Pn	23	23	9	8
Sa	27	22	25	9
Sf	23	13	33	9
Sp	28	12	ND	ND
Ss	33	19	14	13
Tg	0	6	ND	ND
Um	2	5	1	5
DurAc	Pies Menores		Pies Mayores	
	Hu	S	Hu	S
Ag	26	24	17	16
Cm	6	8	2	6
Fa	12	12	9	7
Pa	10	10	9	10
Pn	16	12	12	14
Sa	18	18	16	16
Sf	24	12	18	13
Sp	21	8	25	7
Ss	15	14	15	12
Tg	4	7	2	4
Um	1	5	1	3

Figura 9 Diagramas de cajas de la variable DurAc para las especies los dos tramos juntos según grupos



E. Resultados del análisis de la variable TiM

El **Momento en el que ocurre la inundación** (TiM) se corresponde a los meses en los que suelen ocurrir los eventos de inundación. Para el análisis de esta variable se examinaron los meses en los que suelen ocurrir los caudales que inundan los pies muestreados, resultando los meses de diciembre, enero y febrero (tabla 20). Por otra parte, el programa IAHRIS analiza la estacionalidad con varios índices, entre los que se encuentra el número medio de días al mes con caudal medio diario superior al percentil 5%. Los tres meses con mayor valor para este índice, coincide con los tres anteriores. Otro de los parámetros de este programa para el análisis de la temporalidad es el mes de máxima aportación, y que coincide con **febrero**.

Tabla 20 Frecuencia de los caudales estudiados según los meses. En rojo, se indica el mayor valor de la ocurrencia

Q (m³/s)	Dic.	Ene.	Febr.	Mar.	Abr.	May.
1	11%	13%	13%	13%	13%	10%
1.50	11%	15%	15%	12%	14%	11%
2.20	12%	16%	17%	14%	14%	10%
3.50	13%	16%	18%	15%	14%	9%
4	13%	16%	18%	15%	14%	10%
6	15%	17%	18%	15%	14%	10%
8	16%	18%	20%	13%	13%	9%
10	15%	19%	20%	14%	12%	10%
12	15%	20%	21%	14%	12%	9%
14	16%	20%	21%	14%	11%	9%



Q (m ³ /s)	Dic.	Ene.	Febr.	Mar.	Abr.	May.
16	17%	21%	21%	14%	11%	8%
18	18%	22%	20%	15%	11%	7%
20	19%	22%	20%	15%	11%	6%
22	20%	23%	20%	16%	12%	3%
24	20%	24%	20%	16%	12%	2%
26	20%	24%	20%	16%	12%	2%
28	21%	24%	20%	16%	13%	1%
30	21%	23%	20%	15%	13%	1%
35	23%	23%	19%	16%	12%	1%
40	25%	22%	18%	17%	11%	0%
45	27%	21%	17%	16%	12%	0%
50	28%	21%	18%	15%	12%	0%
60	31%	22%	18%	11%	14%	0%
70	31%	15%	20%	11%	17%	0%
80	30%	12%	27%	9%	17%	0%
90	29%	10%	28%	9%	17%	0%
100	30%	9%	32%	7%	18%	0%
120	40%	3%	30%	3%	20%	0%
140	40%	7%	53%	0%	0%	0%
160	27%	0%	73%	0%	0%	0%
180	22%	0%	78%	0%	0%	0%
190	0%	0%	100%	0%	0%	0%
200	0%	0%	100%	0%	0%	0%
220	0%	0%	100%	0%	0%	0%
240	0%	0%	100%	0%	0%	0%

Relacionando estos resultados con la distribución temporal de la floración y dispersión de las semillas e información relativa a la germinación para especies que precisan de humedad en sus fases iniciales (tabla 9 distribución temporal de la floración y dispersión de las semillas e información relativa a la germinación) la consecuencia va en consonancia con la especie/familia a la que pertenece el individuo.

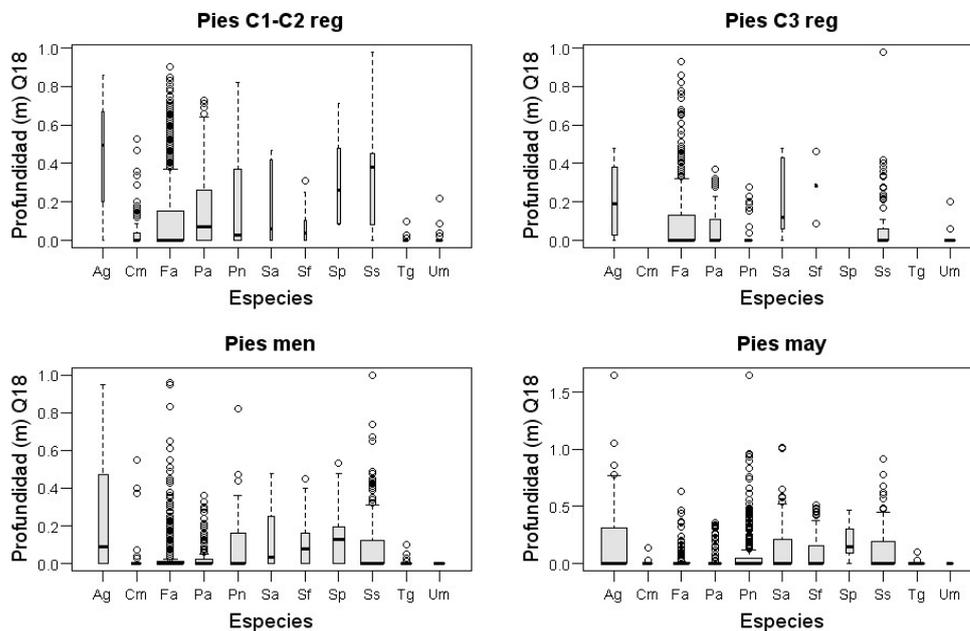
Las semillas de los alisos pueden germinar a partir de septiembre, y éstas pueden flotar en las láminas de agua y germinar aún después de 12 meses, por lo que, en teoría, pueden existir una sincronización con los caudales pico. Pero tan solo se han muestreado 14 individuos de regenerado C1-C2, lo que indica que hay muchos otros factores que pueden estar influyendo en esta baja abundancia de regenerado. Para las salicáceas (chopos y sauces), los meses en los que se produce la maduración del fruto y la germinación es similar (de marzo a junio), si bien también influye la viabilidad de la semilla, muy diferente según la especie: desde los 30 días para *Populus* spp., a las 2 semanas para *Salix* spp. (Sa de 4 días). En el campo hay muy baja abundancia de regenerado en especies de género *Salix*, pero se han muestreado abundancias elevadas de regenerado C1-C2 de Pa y Pn (559 y 159 individuos respectivamente), lo que demuestra que, de no existir esa sincronización, estas especies tienen otros mecanismos diferentes para su reproducción.

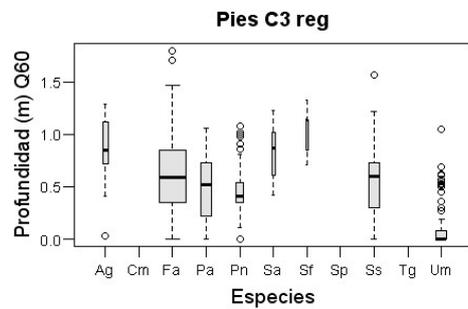
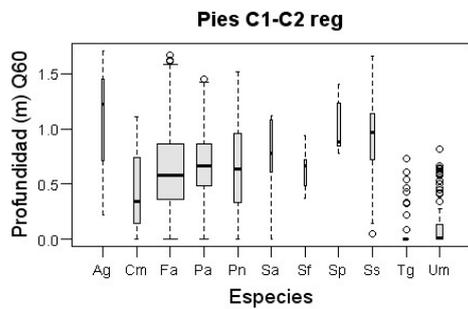
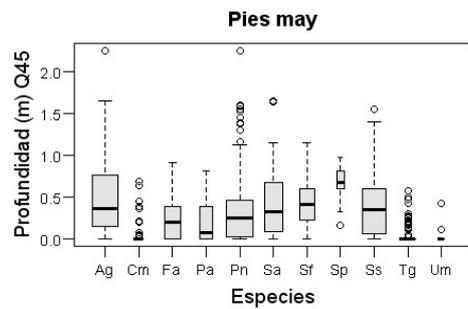
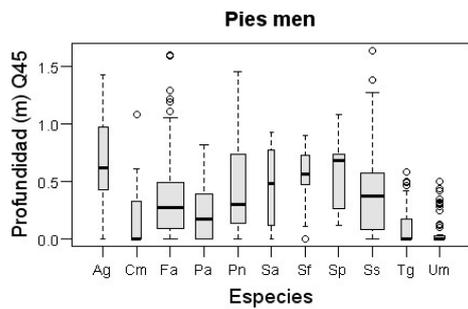
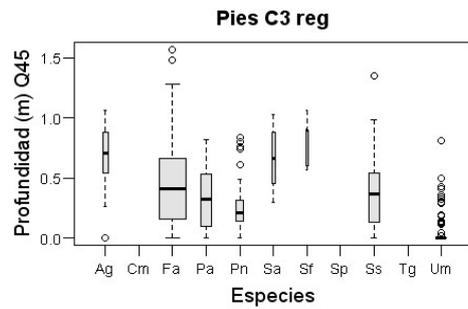
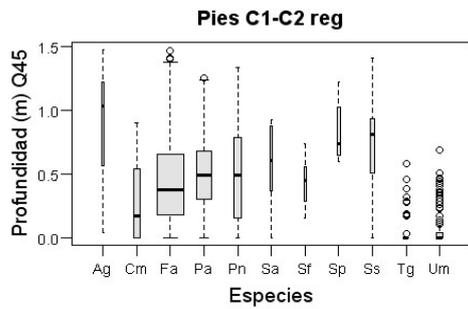
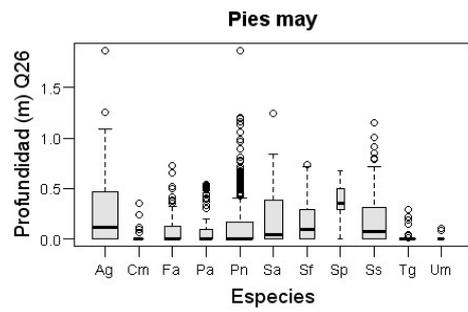
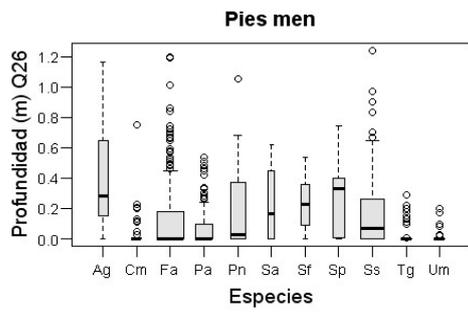
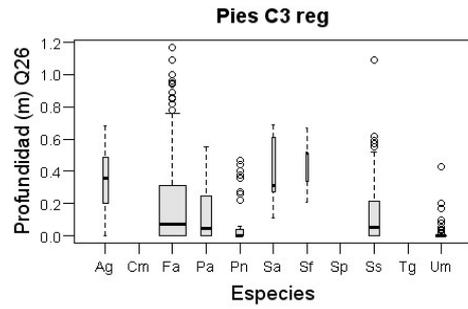
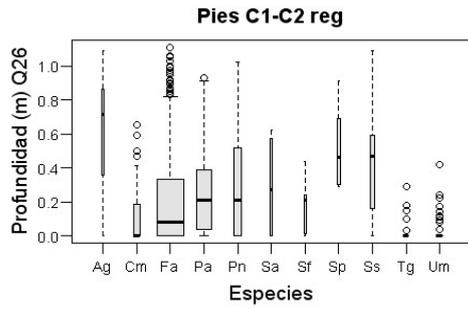
Se han comprobado los caudales circulantes para los años anteriores al muestreo para estas especies. En Algete (T2), el Percentil 50 del regenerado C1-C2 de Pa y Pn se mojan a partir de 10 m³/s. Si bien los dos años anteriores al muestreo, 2010 y 2011, y el anterior, 2010 (2013 y 2011), en los meses de marzo, abril y mayo se superaron esos valores durante varios días, que son los meses en los que puede estar madura la semilla.

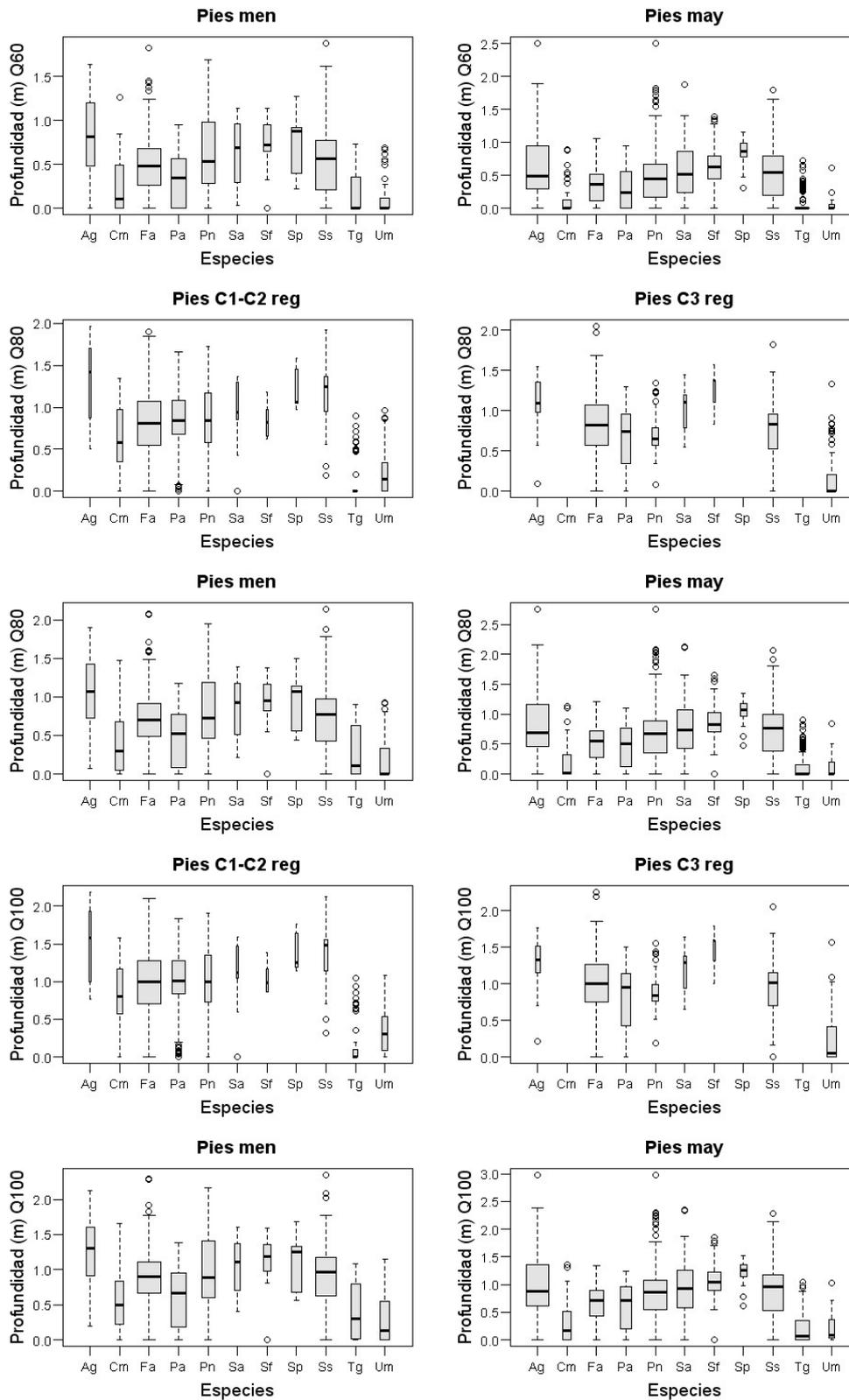
En Tamanca, el P50 del regenerado de Pa y Pn se ha situado en 20 m³/s y en 21 m³/s, si bien el año anterior los valores de caudales no superaron los 5 m³/s, ese mismo año 2013 y dos años antes, en 2011, se ha superado el valor varios días a lo largo de marzo, abril y mayo.

F. Resultados de los análisis de la variable Dp

En la figura 10 se muestran los diagramas de cajas cada especie por agrupación para varios valores de la variable profundidad de la lámina de agua (Dp). Para los caudales de 18 m³/s y 26 m³/s categorías existen muchos ceros, lo que implica que, al ser caudales bajos, todavía hay muchos individuos a los que no les ha llegado el agua, por lo tanto, no hay profundidad de la lámina de agua. En las categorías más profundas ya disminuyen los ceros, exceptuando Tg, que empieza con valores no atípicos para el caudal de 60 m³/s y Um hasta 80 m³/s. En las categorías más pequeñas (Pies C1 y C2-C3) puede observarse que Ag, Ss, Pn, Pa y Fa alcanzan mayores valores de profundidades. Para categorías de pies menores es Ag la especie con mayor dispersión y Sp la que puede soportar mayores profundidades a caudales bajos. A medida que aumenta los caudales son Ag, Sp, Sf y Sa las especies con mayores medianas y Cm y Um las de menor. En la categoría de pies mayores, se pueden hacer cuatro grupos de especies en mayor a menor mediana: por un lado, están Sp y Sf, seguidos de cerca por Ag, Ss, Sa y Pn, después Pa y Fa, y finalmente Cm, Tg y Um que están a profundidades más bajas.







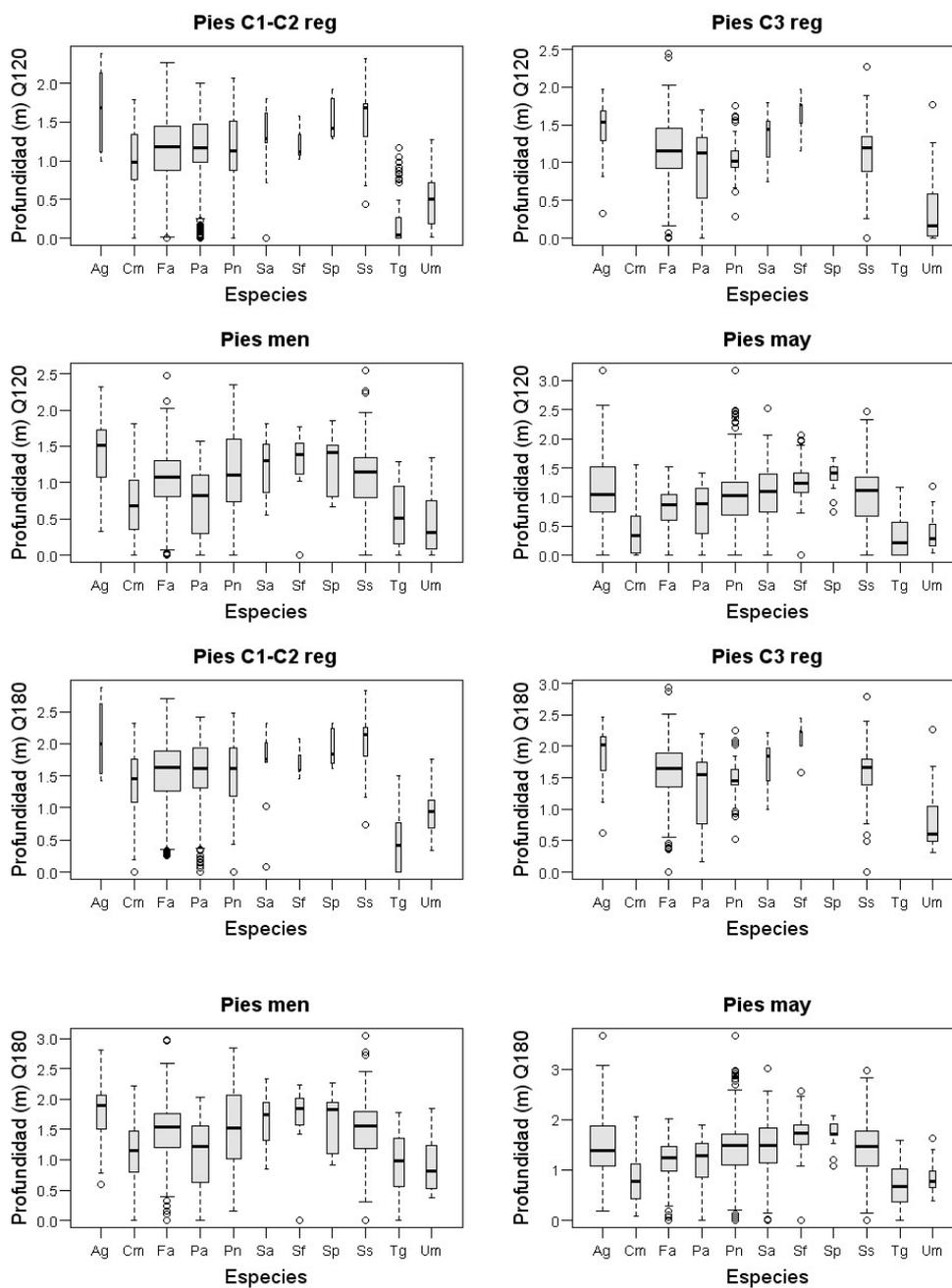


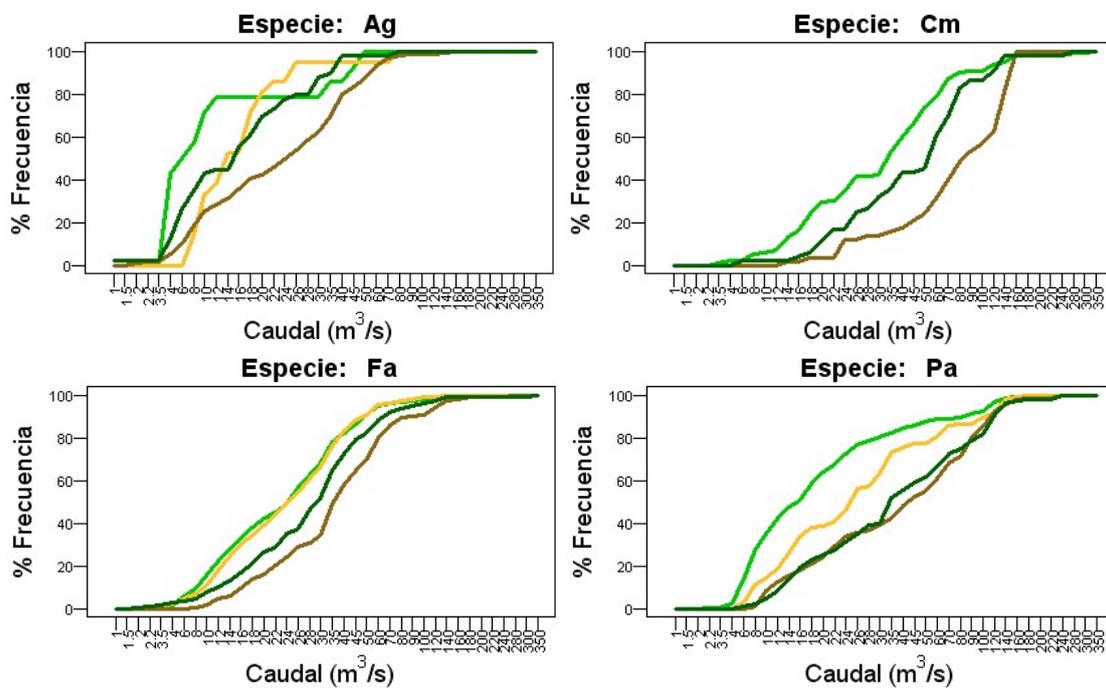
Figura 10 Diagramas de caja de la profundidad de la lámina de agua a diferentes caudales por categoría de crecimiento y especies

3.3. Curvas de respuesta

Ha sido posible generar curvas de respuesta para las variables Q, NinA, DurA y DurAc, y conocer así las necesidades hídricas de las especies inventariadas. Se presenta un gráfico por especie, y en cada gráfico una curva por categoría de crecimiento (4 curvas para especies arbóreas y 3 en las arbustivas). En cuanto a las variables de Duración de la inundación anual (DurA) y Duración de la inundación continua anual (DurAc), al ser datos promedios de los 41 años de la serie histórica de caudales circulantes, los resultados se han redondeado al número entero superior. Seguidamente se resumen los resultados más significativos, proporcionando el valor de las variables para el 50% de la frecuencia (Q y NinA) o el máximo (DurA y DurAc) para facilitar la comparación entre especies y categorías de crecimiento.

A. Curvas de la variable Q

Las curvas para la variable caudal de inundación del pie (curva de caudales acumulados) se muestran en la figura 11. Se puede observar que a medida que se avanza en la categoría de crecimiento, aumenta el caudal a partir del cual se inundan una mayor cantidad de pies, exceptuando las curvas de pies C3 reg. de Pn y Tg. Los valores más bajos de caudales a partir del 50% de la frecuencia corresponde al Ss para pies C1-C2 reg. ($10 \text{ m}^3/\text{s}$), seguido de los pies menores y mayores de Sp ($14 \text{ m}^3/\text{s}$) y pies menores de Ag ($16 \text{ m}^3/\text{s}$). En cuanto a los valores de caudales más elevados, ocurren en las especies Tg (Pies C1-C2 reg., $140 \text{ m}^3/\text{s}$) y Um (Pies menores, $100 \text{ m}^3/\text{s}$).



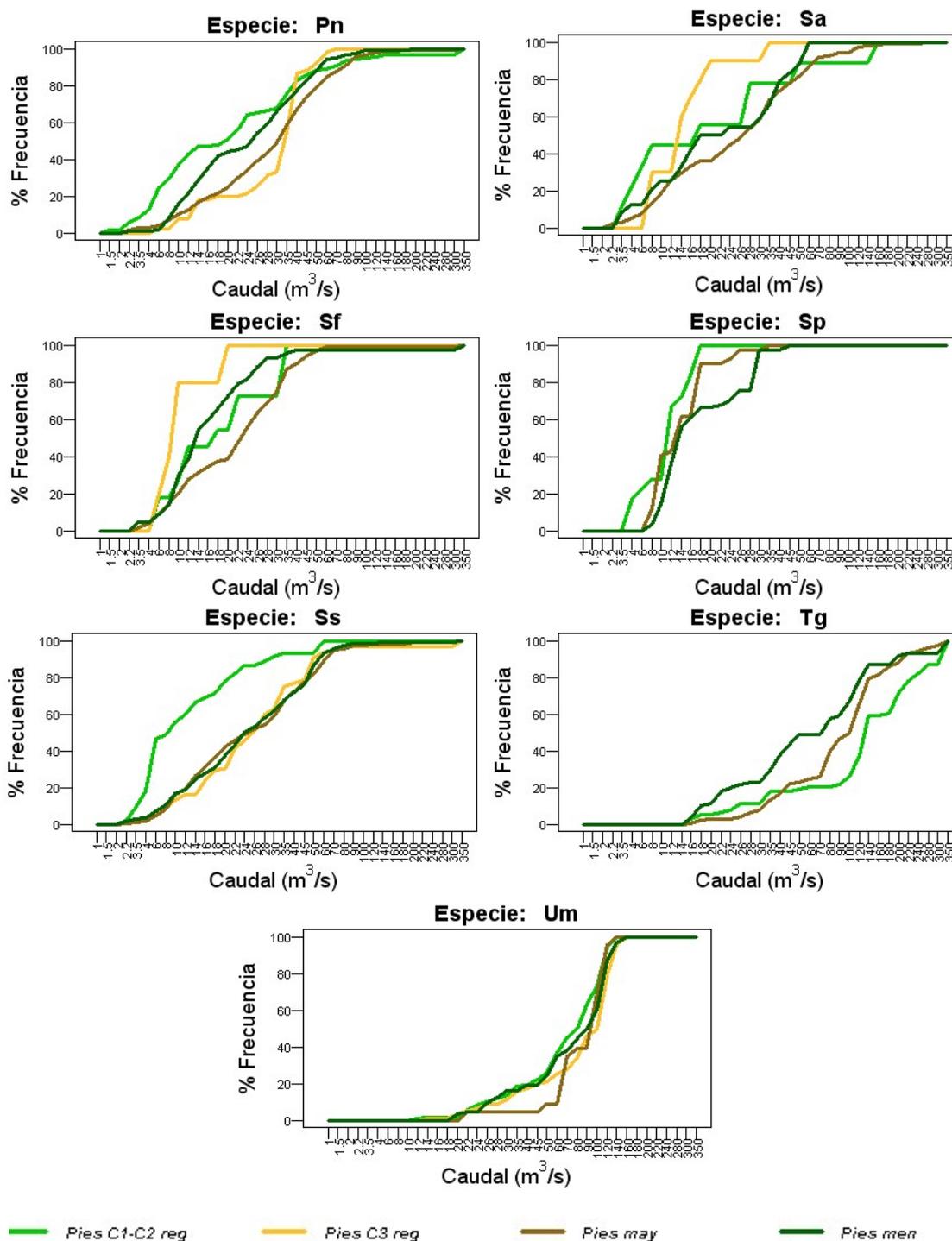
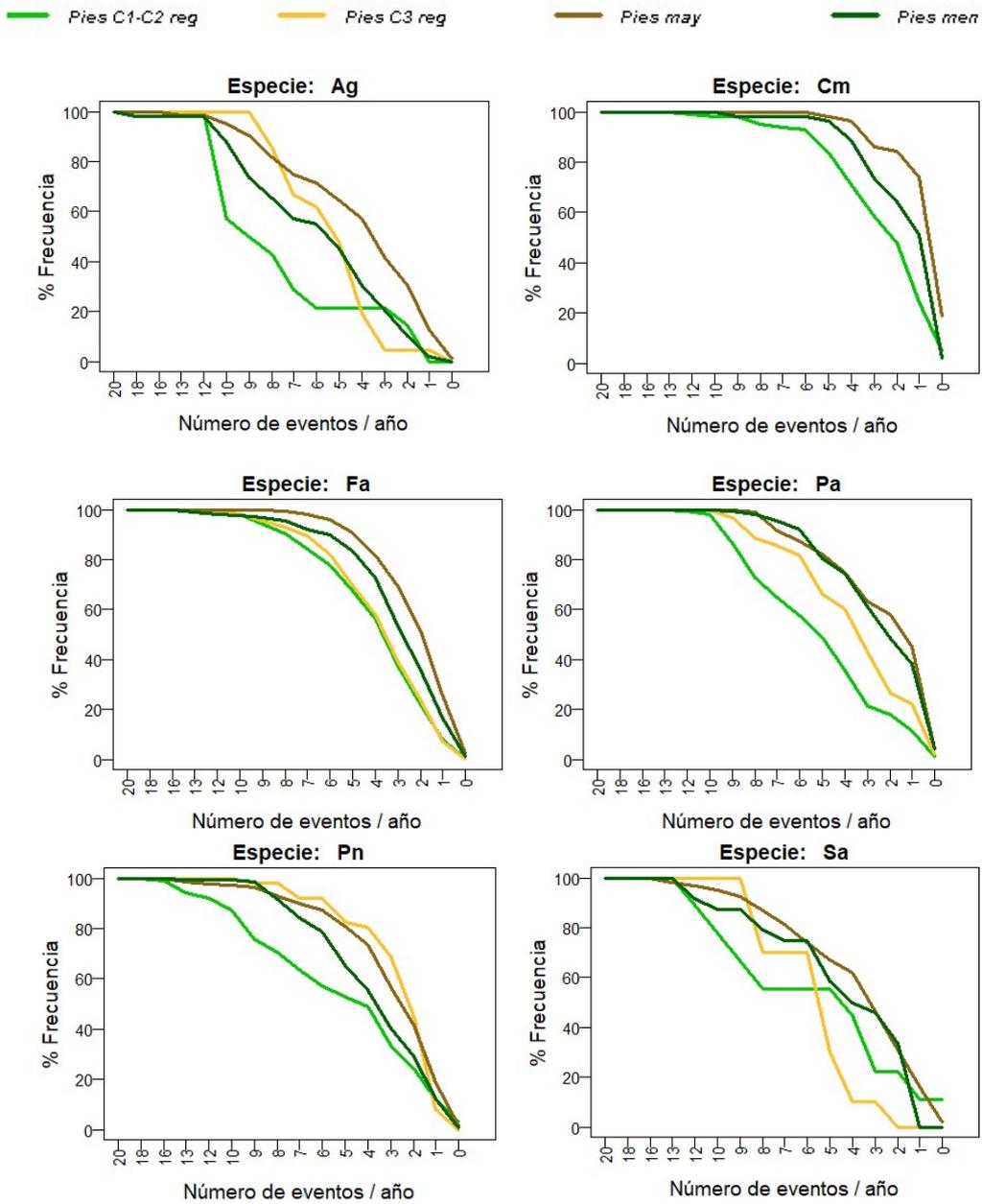


Figura 11 Curvas de frecuencia acumulada de la variable Q para cada una de las especies, y la muestra total (T2-T1).

B. Curvas de la variable NinA

Para representar la variable número de inundaciones al año que se producen para el caudal Q (NinA.), en este caso se ha modificado la representación en el eje x (con el cero a la derecha). Como se observan en las curvas de la figura 12, por grupos de crecimiento, a medida que las categorías de crecimiento son mayores, la frecuencia en el número de eventos al año disminuye. En cuanto a las especies, los valores más elevados de número

de eventos que son necesarios al año para que la lámina de agua llegue a más del 50% de la frecuencia de C1-C2 reg. son para las especies Ag (9) y Ss (7) eventos/año) y Pa (7 eventos/año), para pies menores Ag, Sf, y Sp (6-5 eventos/año). En cuanto a los más bajos Tg y Um, para casi todas las categorías (1-2 eventos al año para el 50% de la frecuencia), y para pies mayores de Cm (cerca de 0 eventos/año, es decir, no es necesario que ocurra en un año).



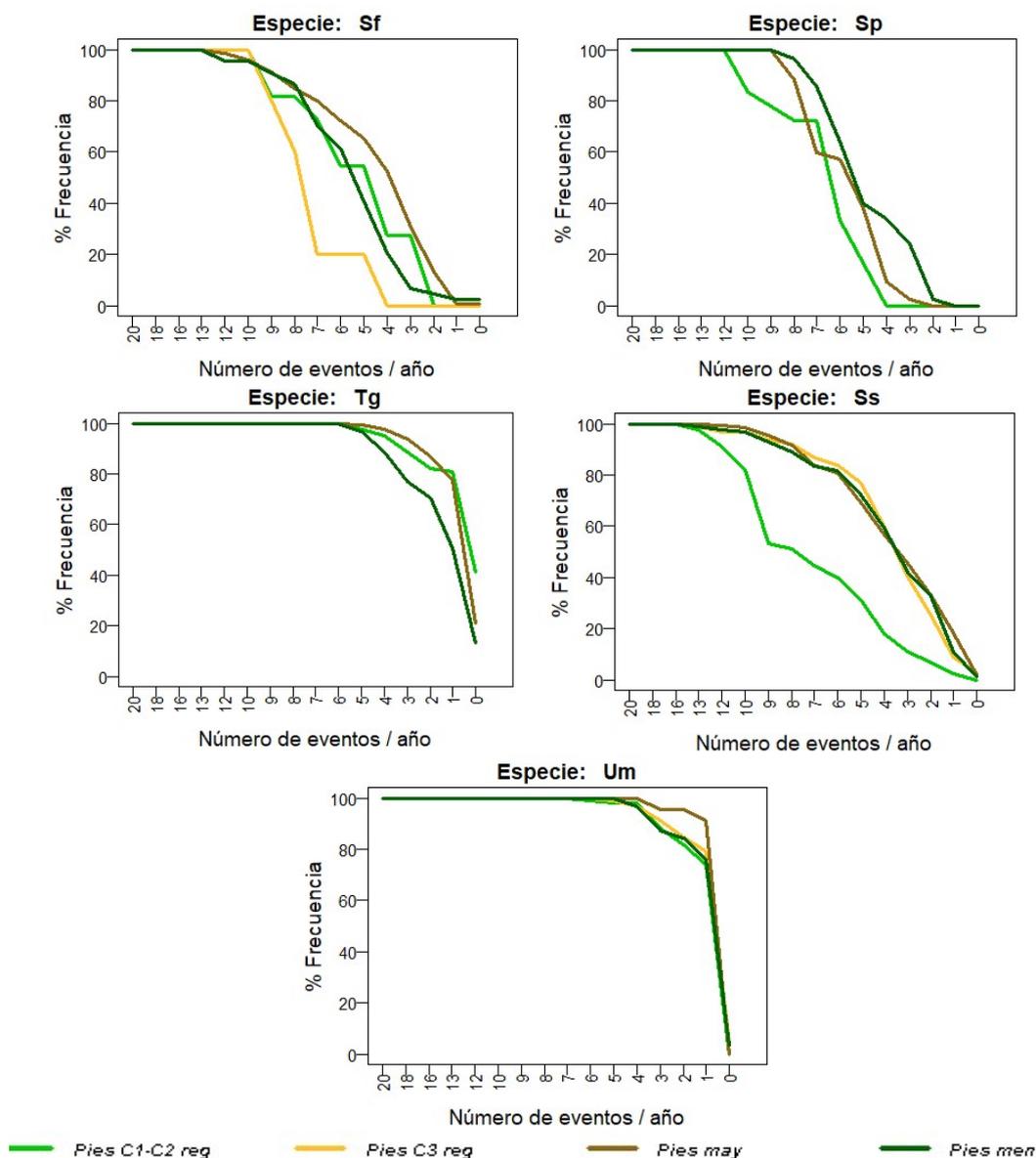
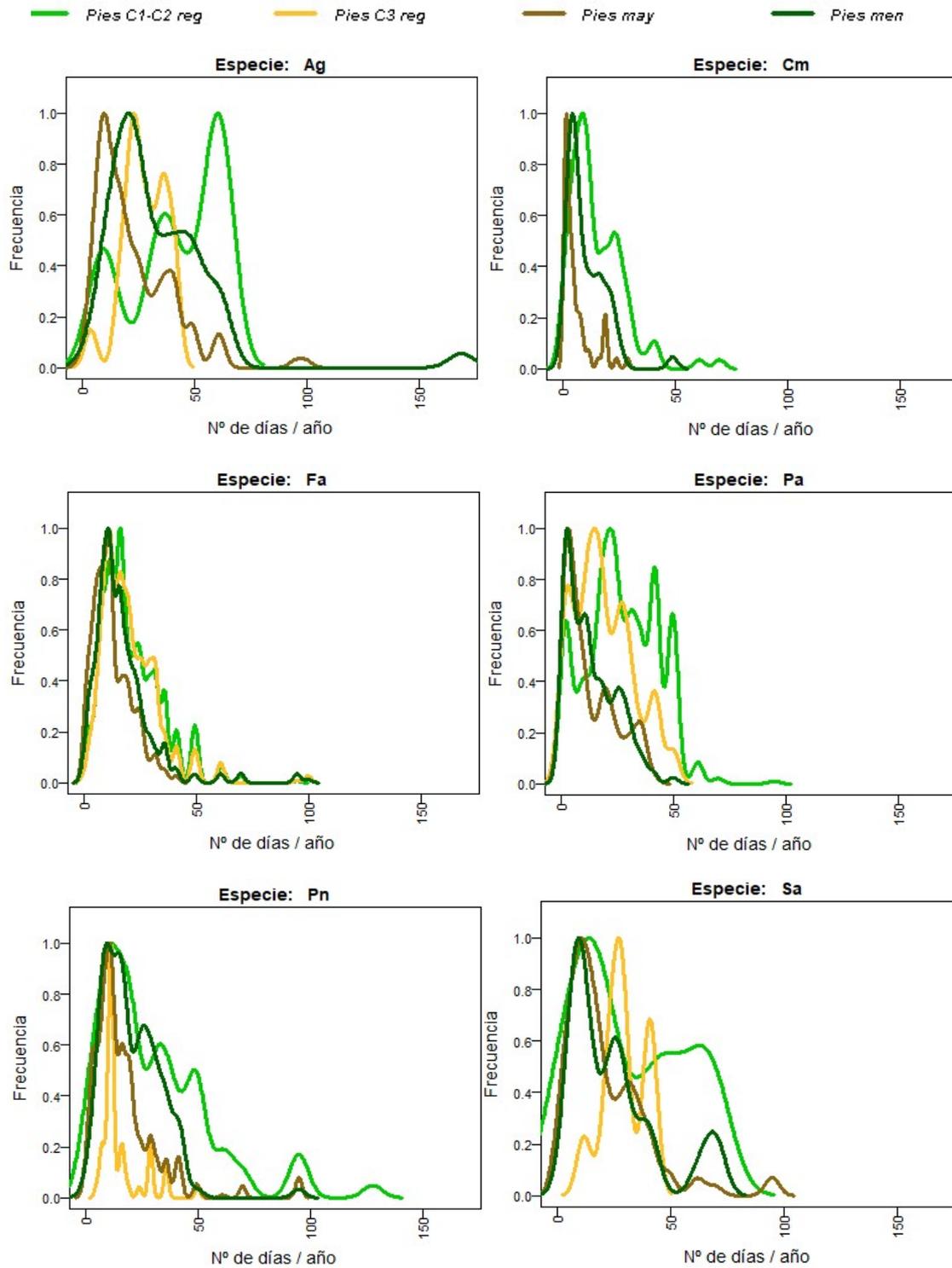


Figura 12 Curvas de frecuencia de la variable NinA para la muestra total (T2-T1)

C. Curvas de la variable DurA

En general, y para todas las especies exceptuando Tg, los pies C1-C2 reg. pueden necesitar o soportar más días de inundaciones en su base, siendo la curva de pies C1-C2 reg. de Ag y Ss las que están más desplazadas a la derecha (corresponden con los mayores valores de número de días totales de inundación al año), con valores máximos de frecuencia correspondientes a 65 y 60 días/año respectivamente. En pies menores también existen varias especies con máximos de frecuencia en 22, 25 y 30 días, correspondientes a las especies Ag, Sf, Sp, respectivamente. Para Sp, cercano el valor de 24 días también se dan los máximos para pies mayores. En el otro extremo, y coinciden Cm (categorías mayores), Tg y Um para todas las categorías con un valor de 1-0 día acumulado. Las curvas se muestran en la figura 13.



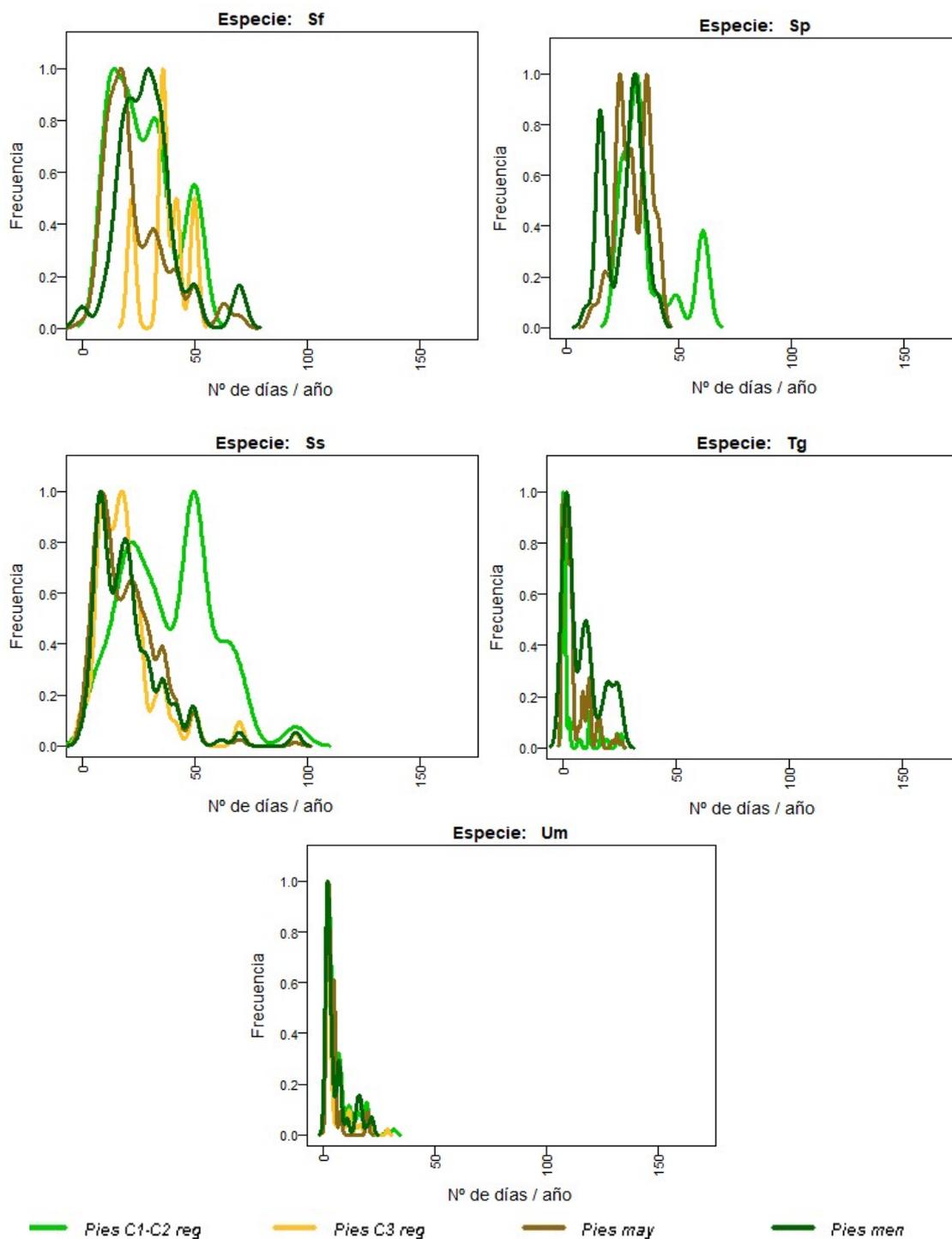


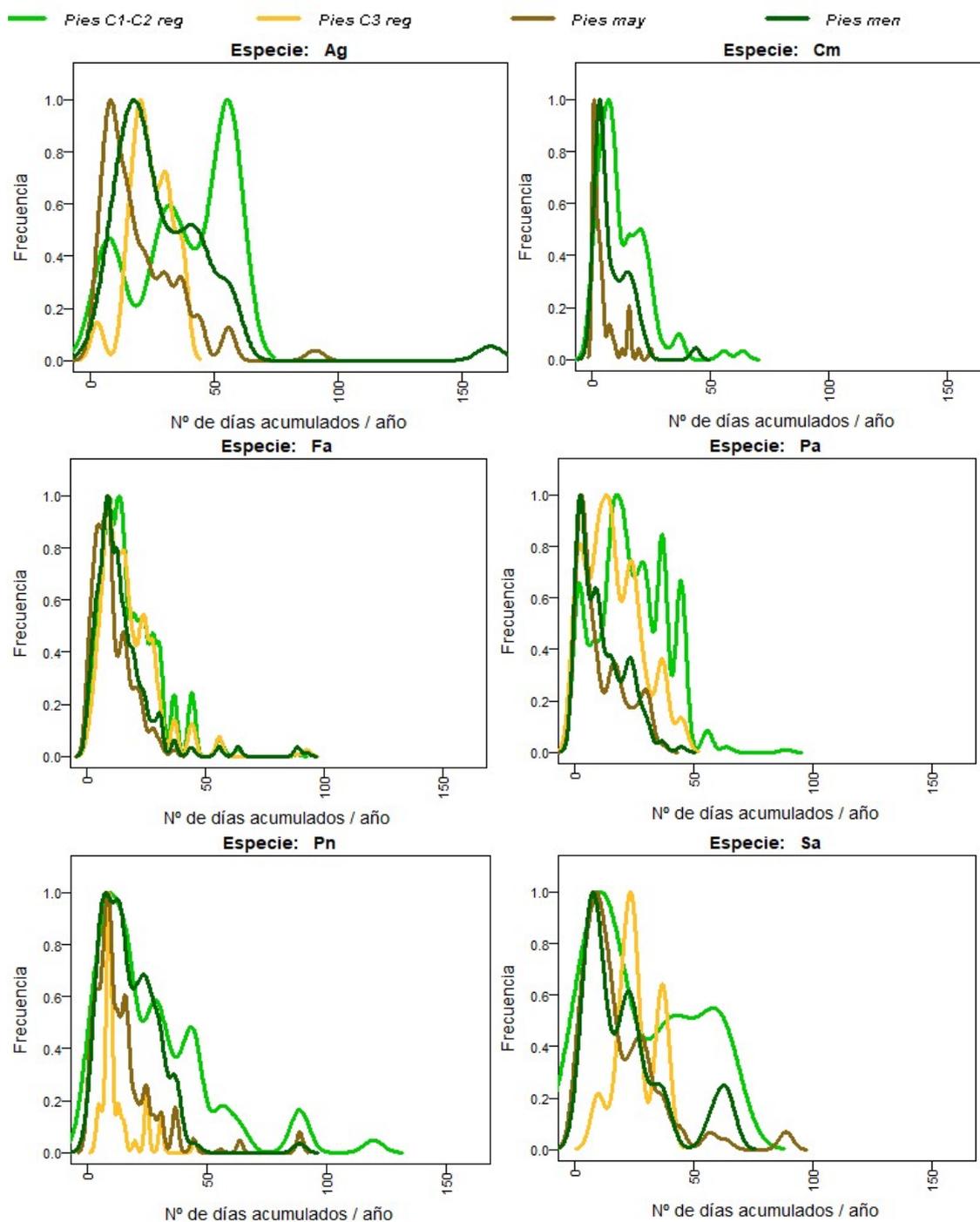
Figura 13 Curvas de frecuencia de la variable DurA para la muestra total (T2-T1)

D. Curvas de la variable DurAc

Tal y como se puede observar, las curvas de la figura 14 tienen formas muy parecidas a las de la variable anteriores (figura 13). Los valores a los que se dan los máximos sí que han variado. Para C1-C2 reg. de Ag y Ss siguen siendo las que están más desplazadas a la derecha, pero con valores máximos de frecuencia correspondientes a 60 y 50 días acumulados/año respectivamente. Los máximos para las especies Ag, Sf y Sp para pies menores corresponden a 20, 21 y 22 días consecutivos respectivamente. Para Sp, ese



mismo valor de 24 se da para pies mayores. En el otro extremo están las curvas de pies mayores, la mayoría de ellas más desplazadas a la izquierda: Pa, Fa y Pn (7, 8 y 9 días respectivamente). Considerando ya valores mucho más bajos, coinciden los pies mayores de Cm, pies menores de Tg y pies C1-C2 reg. Con el valor de 2 días y el resto de las categorías de Tg y Um con un valor de 1 día.



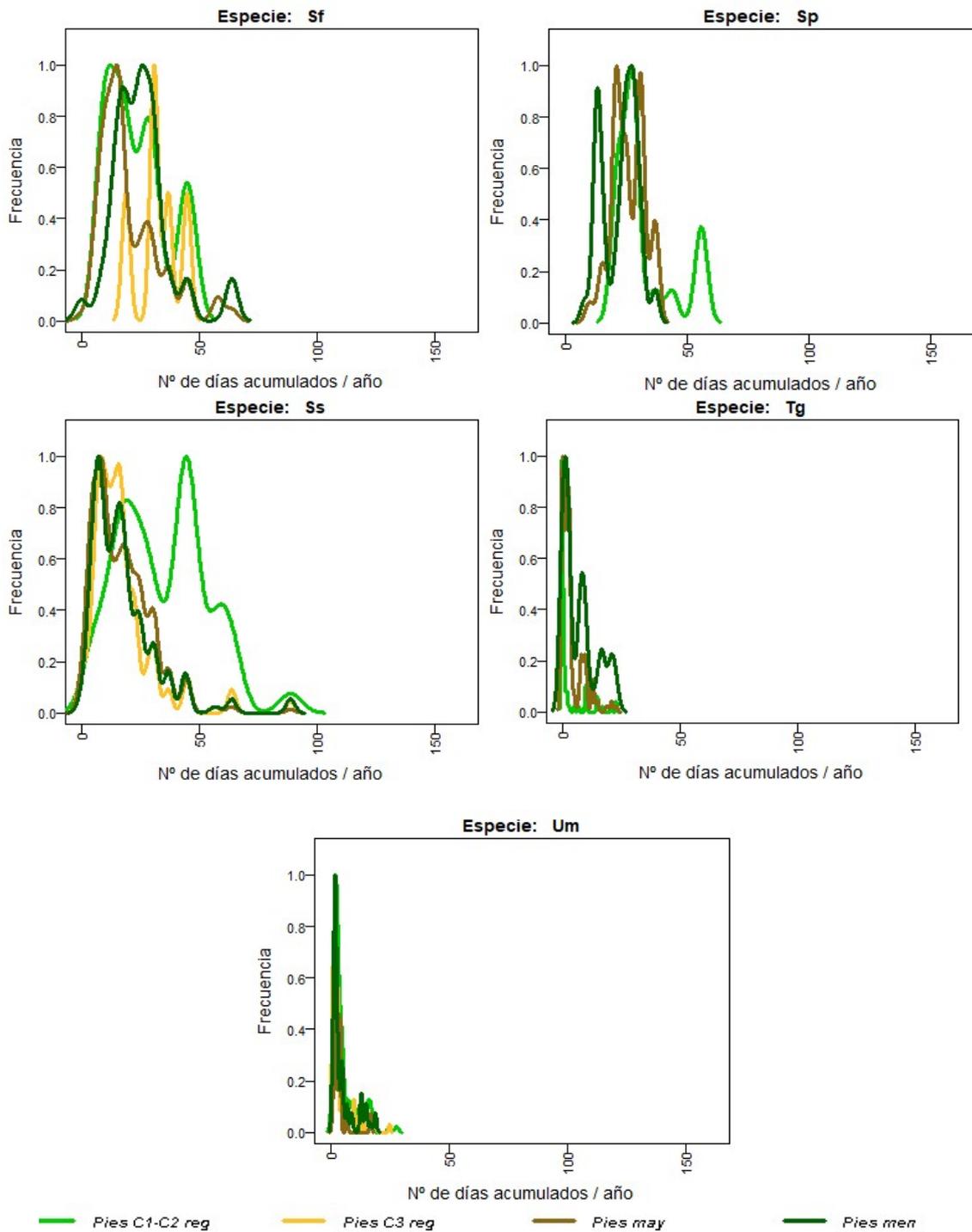


Figura 14 Curvas de frecuencia de la variable DurAc para la muestra total (T2-T1)



3.4. Resultados de los análisis para la asociación en grupos funcionales

Tal y como se ha descrito en el apartado de metodología, para comprobar si existen gremios de ribera se han analizado para todas las variables de manera independiente los estadísticos Cross-Bin y Chi-Cuadrado, y los resultados obtenidos se resumen en la tabla 21.

Para la profundidad se han obtenido más asociaciones, sobre todo en el caso de los caudales mínimos. Esto se debe a que, tal y como se comentaba en los resultados del apartado de profundidad, para las profundidades a caudales más bajos (Dp18, Dp22, Dp24 y Dp26), hay bastantes ceros, sobre todo para los pies mayores. No se han introducido los resultados para todas las profundidades porque se ha considerado introducir más ruido, y lo que se busca también es concentrar los resultados en aquellas asociaciones más claras. Así, en el caso de la variable profundidad que se muestran las asociaciones que se han repetido a lo largo de las demás profundidades, y para el resto de las variables. Resumiendo, y considerando la mayoría de las variables para obtener asociaciones menos dudosas, los gremios ribereños obtenidos fueron los siguientes.

- En el grupo de regenerado C1-C2: **Fa-Pa-Pn**.
- Para el grupo de reg. C3: **Fa-Pa-Ss**. El fresno tiene un gran número de regenerado, por lo que, en algunos casos también se asocia con pies de chopo negro que, en este caso, está más alejado del cauce y precisa de eventos de inundación con menores frecuencia (Fa-Pn).
- En el grupo de pies menores hay especies que, dependiendo de la variable, están asociadas con unas u otras especies. Las que más se repiten son: **Fa-Pn-Ss**, **Cm-Pa** y **Tg-Um**. También ha habido otras agrupaciones como para pies menores Sa*-Ss-Pn, pero tan solo para dos de las variables (magnitud y para una de las profundidades), por lo que no se ha considerado como tal.
- En pies mayores los gremios han sido **Ag-Ss-Sa-Sf**, en algunos casos, en otros **Ag-Sa-Ss-Pn**; **Fa-Pa-Pn** y **Cm-Tg-Um***. En este grupo de edad podría haber un gremio de Salicáceas y aliso, para la gran mayoría de variables para las especies de chopo negro y sauce frágil, el valor de Cross-Bin se encontraba alejado del P25, sin embargo, P-value sí que tenía un valor superior a 0.05 (por ejemplo, para variable Q P-value= 0.61).

Finalmente, hay que destacar que la mimbrera (Sp) no se ha asociado en ningún caso con ninguna otra especie.

En vista a los resultados, se han obtenido tres tipos de grupos diferenciados. Uno de ellos representa a las especies que están más cercanas al río, y precisan de inundaciones con una mayor frecuencia; otro es el de las especies que están más alejadas, pero con necesidad de inundaciones, si bien no tan frecuentes como el anterior grupo, y que en función del estado de crecimiento en el que se encuentran, se asocian con unas u otras especies, y, finalmente, especies que soportan inundaciones de frecuencias más elevadas.

Tabla 21 Asociaciones en función del valor de Cross-Bin y Chi-Cuadrado para la muestra completan (T2-T1). Aquellas asociaciones “débiles” (Cross-Bin del P25 y P-value < 0.05 y ≥0.01) se indican mediante (-)

	Q	DurT	DurAct	NinT	Dp22	Dp45	Dp60	Dp80	Dp100	Dp120	Dp140	Dp180
Pies C1-C2 reg	Fa-Pa-Pn (-)	Fa-Pa-Pn (-)	Fa-Pa-Pn (-)	Fa-Pa-Pn (-)	Fa-Pa Cm-Um-Tg (-)	Fa-Pa-Pn (-) Tg-Um	Fa-Pa-Pn (-) Tg-Um	Fa-Pa-Pn	Fa-Pa-Pn	Fa-Pa-Pn	Fa-Pa-Pn	Fa-Pa-Pn
Pies C3 reg.	Fa-Pa; Fa-Ss Fa-Pn (-)	Fa-Pa-Ss (-) Fa-Pn (-)	Fa-Pa-Ss Fa-Pn (-)	Fa-Pa-Ss (-) Fa-Pn (-)	Fa-Pa-Ss (-)	Fa-Pa-Ss Pa-Pn-Ss (-)	Fa-Pa-Ss (-) Fa-Pn (-)	Fa-Ss	Fa-Pn; Fa-Ss	Fa-Pa-Ss (-) Fa-Pn (-)	Pa-Ss (-) Fa-Pn-Ss (-)	Fa-Ss; Pa-Ss (-)
Pies men.	Fa-Pa Fa-Pn-Ss Sa*-Ss-Pn	Fa-Pa Fa-Pn-Ss	Fa-Pa (-) Fa-Pn-Ss	Fa-Pa (-) Fa-Pn-Ss	Fa-Pa Sa*-Ss-Pn	Fa-Pa (-) Pn-Sa*; Pn-Ss	Fa-Pa (-) Pn-Sa*; Pn-Ss	Fa-Pa (-) Fa-Ss; Pn-Ss (-)	Fa-Ss; Pn-Ss (-)	Fa-Ss; Pn-Ss (-)	Fa-Ss Pn-Ss(-)	Fa-Ss Pn-Ss (-)
		Cm-Pa (-) Tg-Um (-)	Cm-Pa (-) Tg-Um (-)	Cm-Pa (-); Cm-Tg (-) Tg-Um (-)	Cm-Pa-Tg (-) Cm-Tg-Um	Cm-Pa-Tg Cm-Um-Tg	Cm-Pa-Tg Cm-Um (-)	Cm-Pa; Pa-Tg (-) Tg-Um		Cm-Pa; Pa-Tg (-) Tg-Um	Cm-Pa-Tg (-) Tg-Um (-)	Cm-Pa; Pa-Tg (-)
Pies may.	Ag-Ss-Sa-Sf Ag-Sa-Ss-Pn (-) Fa-Pa-Pn (-) Cm-Tg (-)	Sa-Sf (-) Ag-Sa-Ss-Pn (-) Fa-Pa-Pn (-) Cm-Tg-Um (*) (-)	Sa-Sf (-) Ag-Sa-Ss-Pn (-) Fa-Pa-Pn (-) Cm-Tg (-)	Sa-Sf (-) Ag-Sa-Ss-Pn (-) Fa-Pa-Pn (-) Cm-Tg	Ag-Sa (-); Ss-Sa-Sf (-) Ag-Sa (-); Pn-Sa-Ss (-) Fa-Pa-Pn (-) Cm-Tg-Um (*)	Ag-Sa-Ss-Sf-Pn (-) Fa-Pa-Pn Cm-Tg-Um (*)	Ag-Sa-Ss-Pn (-) Fa-Pa-Pn (-) Cm-Tg-Um (*)	Ag-Sa-Ss-Pn Fa-Pa; Fa-Pn (-) Cm-Tg-Um (-)	Ag-Sa-Ss-Pn Fa-Pa; Fa-Pn (-) Cm-Tg-Um (-)	Ag-Sa-Ss-Pn Fa-Pa; Fa-Pn (-) Cm-Tg-Um (*) (-)	Ag-Sa-Ss-Pn Fa-Pa Cm-Tg	Ag-Sa-Ss; Ag-Pn; Pn-Sa Fa-Pa Cm-Tg

* Um tiene una muestra de 23 individuos, y Sa 24



4. DISCUSIÓN

Las variables estudiadas han sido magnitud (Q), número de inundaciones (NinA), duración de las inundaciones (anual, DurA, y continua anual, DurAc), momento en el que ocurre la inundación (TiM) y profundidad del pie cuando este está inundado (Dp), y son consideradas como las más importantes a la hora de modelar los rasgos de las especies de ribera, condicionando así su respuesta a la variabilidad del flujo (Merrit et al., 2010).

Web et al (2012) focalizaron su revisión bibliográfica en artículos donde se demostró empíricamente los efectos de las componentes sobre la vegetación de estas cinco variables. La variable duración (en general) se ha demostrado que está directamente relacionada con la riqueza de especies arbóreas, diversidad y composición de especies (De Sousa et al., 2019), y se ha presentado en otros estudios como buena predictora de la composición de los bosques (Marks et al., 2014) y gremios (Bejarano et al., 2018) de ribera. Por otro lado, la frecuencia ha sido la componente con menos evidencias de proporcionar cambios en las componentes de la vegetación de ribera. Según Casanova et al., (2011), la frecuencia de las inundaciones tiene efectos sobre la riqueza la biomasa, entre otros, pero al estar estrechamente vinculada con la profundidad y la duración, sus efectos son difíciles de aislar. En este estudio NinA apoya los resultados de los gremios obtenidos por las otras variables, por lo que aporta robustez a los resultados y una mayor información sobre requerimientos de las especies estudiadas.

En este estudio se han relacionado curvas de respuesta de las especies de ribera en el tramo medio del río Jarama frente a las variables hidrológicas. Son curvas realizadas en tramos alterados hidrológicamente, por lo que no es posible asumir que las especies estén en el lugar ecológicamente más beneficioso con respecto al espacio disponible para su establecimiento, con respecto a la disponibilidad de agua (frente a estudios que, si se hicieron en tramos con régimen natural, como Frances et al. (2009) y Garófano-Gómez (2013). Ya no es posible encontrar tramos medios de los ríos con un óptimo desarrollo de la vegetación de ribera y que no estén mínimamente modificados, debido a las presiones sufridas a lo largo del último siglo (Magdaleno y Fernández-Yuste, 2011, 2013; Molina y Menárguez, 2006). Pero, aunque no sea lo óptimo, es una representación de lo que hay en la actualidad en el tramo medio del río Jarama.

Se han encontrado diversos gremios; las especies existentes dependen en gran medida de perturbaciones ribereñas con intervalos de retorno más largos que otros (Sakai et al., 1999). Como se observa, las especies no se han mantenido en asociaciones fijas a lo largo de todas las etapas de crecimiento, pero resulta normal debido a varias causas. Por un lado, está la gran diferencia numérica entre especies y grupos de edad. Por otro, están las alteraciones en el caudal (no hay que olvidarse de que el régimen de caudales circulante está muy alterado) y lo que esto puede provocar en la dinámica de la población, ya que las especies se van adaptando a hidrología y a la geomorfología, según las necesidades que tenga en cada etapa, pudiendo sobrevivir o no en función de muchos factores. Debido a estas diferencias y similitudes significativas entre las respuestas de las especies a las variables, ha sido posible definir gremios de ribera. En la categoría de pies adultos, donde el número de individuos ya estaba un poco más repartido entre varias especies, ha permitido distinguir más claramente gremios. Se puede afirmar que se han obtenido cuatro gremios donde se asociaron diez de las once



especies presentes. Sp no se agrupó con ninguna otra especie, al ser el único arbusto pionero típico (Bejarano et al., 2012). Considerando los gremios de Lytle et al. (2017), Sp es el único representante del gremio “arbustos hidrorripícolas”, *gremio que representa arbustos con una alta resistencia a las inundaciones y que crecen agresivamente después de las inundaciones, pero muy propensos a la mortalidad durante años de sequía*. Las asociaciones Ag-Ss-Sa-Sf y Ag-Sa-Ss-Pn son las representantes de “árboles hidrorripícolas”, *especies de larga vida adaptadas a las inundaciones que dependen de sustratos desnudos recién rastreados para su reclutamiento* (Lytle et al., 2017).

En cuanto al grupo Fa-Pa-Pn, compuesto por dos especies freatófitas obligadas (Pa y Pn), y una especie freatófita no obligada (Fa), la asociación se está comportando como tal al tener un porte de altura considerable y raíces profundas (son pies adultos) que facilitan el acceso la luz y al agua (Stella et al. 2013b), y en consonancia con observaciones de Fa en Bejarano et al. (2012).

Los valores obtenidos para estos grupos en cuanto a la variable duración de la inundación, se encuentran entre 11 y 29 días al año (d/a) estimaciones dentro del rango del estudio de Marks et al., (2014), realizado para caracterizar la inundación de la vegetación de ribera en más de 100 tramos del río Connecticut, donde las especies dependientes de la inundación dominaban las elevaciones que se inundaban entre el 4.5 d/a y 95 d/a. Si se incluyen también los valores del regenerado para estas especies, el rango se amplía de 11 a 41 d/a.

En este estudio, Tg sería el representante del gremio de “arbustos xerorripícolas”, *especies con ciclo de vida similar a los árboles hidrorripícolas, pero con menores tasas de mortalidad por sequía debido a sus profundas raíces y tallos más cortos, con menor edad hasta la madurez y una ventana de fecundidad más grande* (Lytle et al., 2017). Si bien en este estudio Tg se agrupa a Um y Cm, especies que no comparten la misma ecología, obteniendo este resultado porque las tres especies están ubicadas en zonas con menor frecuencia de inundaciones: Um es especie de ribera, y precisa de esas inundaciones, pero Cm es un árbol generalista, que soporta diferentes patrones climáticos (Lara et al., 2004).

Para estas especies, los valores de duración de las inundaciones se encuentran entre 2 y 3 d/a, ya fuera del rango obtenido por Marks et al. (2014) para las especies dependientes de la inundación. Si bien, el valor de la magnitud de los caudales se encuentra entre 94-107 m³/s, valores cercanos al límite de la magnitud del caudal generador del lecho, calculado mediante el programa IAHRIS, cuyo valor corresponde a unos 100 m³/s para el régimen de caudales circulantes. Lógicamente, el resto de las especies se encuentran por debajo de este valor, resultado en consonancia, de nuevo, con el estudio de Marks et al. (2014), que según defienden, este caudal es de gran consideración para la propuesta de caudales con el objetivo de mantener estos hábitats, y no entra en conflicto con la protección de la infraestructura humana (carreteras y edificios).

Por otro lado, no ha sido posible establecer gremios con las especies de Ag, Sa, Sf y Ss para el regenerado, y una de las causas es que ni siquiera ha sido posible realizar las pruebas porque no existía suficiente muestra. Se ha comprobado en campo que no está habiendo un reemplazo en algunas de las especies. Durante el muestreo se ha



constatado que una gran parte del regenerado es asexual en ciertas especies (regenerado de cepa en Ss o Ag o regenerado de raíz en Um), incluso para plantas del género *Salix* casi no se ha encontrado regenerado proveniente de semilla.

Se ha comprobado que la respuesta de las plantas de ribera a la sincronización de temporada es específica de la especie. Según explican Lytle y Merritt (2004), en el modelo de estructura de población que desarrollaron para *Populus deltoides*, la dispersión de la semilla se produce antes del 15 de julio en Deerlodge Park, así que el reclutamiento se limitó a años en que el hidrograma alcanzó su punto máximo antes de esa fecha. En este estudio no es ni una única especie ni un único género el que tiene problemas de regenerado, sino que son diversas especies que pertenecen a dos géneros diferentes, por lo que ambas especies están respondiendo al mismo problema, o a la misma presión. Tal y como afirman Bejarano et al. (2018), el enfoque de gremio garantiza que se tengan en cuenta los impactos de los cambios de caudal en el funcionamiento ribereño; y dada la dificultad de entender las respuestas ribereñas a la regulación del flujo, es posible identificar gremios de plantas ribereñas que podrían indicar cambios de flujo, lo que puede estar ocurriendo en este estudio en el caso concreto del regenerado de Ag, Sa, Sf y Ss. En el estudio de Lytle et al., (2017), por ejemplo, para el gremio *hidroriparian shrub*, el reclutamiento solo ocurre en los años de inundación, pero para el gremio *hidroriparian trees* asumen una dependencia particular de la tasa o el momento de la disminución de la etapa de inundación, más específicamente, el reclutamiento, tiene lugar solo en años donde se produce una inundación de socavación, donde al menos parte rama descendente del hidrograma ocurre durante el período de liberación de la semilla. El modelo predictivo de “caja de reclutamiento” de Mahoney y Rood (1998), que en su día se diseñó para los álamos en los ríos del oeste de Canadá, para predecir la tasa de disminución de la capa freática, el momento del pico de inundación y la elevación ideal para un año exitoso de reclutamiento de plántulas. Este modelo se ha utilizado con éxito para lograr objetivos particulares de regeneración (Hughes et al., 2001) para las salicáceas en general; si bien en muchos casos, las condiciones para el establecimiento de plántulas de las Salicaceas son naturalmente tan restrictivas que pueden pasar décadas sin una regeneración efectiva a gran escala (González et al., 2018).

La reproducción asexual, por lo tanto, es una alternativa en la propagación de las salicáceas, y el crecimiento clonal puede ser una forma mucho más eficiente de regeneración de este tipo de bosques. Sin embargo, la reproducción vegetativa por sí sola no permite el intercambio genético necesario para adaptarse al cambio ambiental y mantener las poblaciones de salicáceas a largo plazo (González et al. 2016; Pemán García et al. 2012). La etapa de germinación de la planta es la más vulnerable del ciclo de vida para la mayoría de las especies, siendo necesaria la comprensión de los “nichos de regeneración” (Merritt et al., 2010). Si bien es fundamental la sincronización del momento en el que ocurre la inundación con la diseminación de las semillas, muchas veces esta sincronización no es el único factor limitante.

Los resultados obtenidos en la variable timing ha sido que en los meses de marzo, abril y mayo se superaron los valores de las magnitudes durante varios días, que son los meses en los que puede estar madura la semilla, por lo que estos resultados no apoyan la hipótesis de que la falta de regenerado sea debido a la falta de timing, si bien es cierto



que en el proceso de establecimiento influyen muchos otros procesos además de que la inundación esté sincronizada con la liberación de las semillas. El establecimiento es el paso final en un ciclo de vida de las plántulas, después de los procesos clave de producción, liberación, dispersión, germinación, colonización, supervivencia y crecimiento de las semillas. Además de otros puntos de los que ya se ha hablado, como que las semillas pueden perder su viabilidad rápidamente, también necesitan superficies desnudas, libres de competencia, pero las inundaciones capaces de realizar trabajos geomórficos suelen ser de gran magnitud, por lo que en muchos casos no es posible prescribir estos flujos debido a la seguridad de las infraestructuras y de las personas (González et al., 2018).

La restauración de la vegetación de ribera requiere una comprensión profunda de las interacciones entre las especies y los regímenes de flujo (Lytle y Stromberg, 2005; Merritt et al., 2010). Las especies tienden a responder individualmente al cambio ambiental, siendo este el nivel más apropiado para comprender una respuesta temporal y espacialmente compleja; pero una síntesis general es difícil cuando hay una gran cantidad de especies presentes, por lo que es tan interesante agrupar las especies (Auble et al., 1994). La investigación futura debería abordar la resistencia de los gremios ribereños y los efectos de factores estresantes que interactúan sobre la distribución de los gremios (Aguiar et al., 2018). Los resultados obtenidos mediante gremios de ribera pueden ser de gran utilidad para la identificación de rangos de variables hidrológicas necesarios para las especies del río Jarama, y contribuir al éxito de futuras medidas para mantener, e incluso restablecer etapas del ciclo de vida de las especies que pueden estar fallando debido a la necesidad de determinados flujos que no están ocurriendo. Hasta la actualidad, las curvas de respuesta se han utilizado para describir cambios en atributos ecológicos (por ejemplo, presencia o distribución de especies). Pero estas curvas tienen un gran potencial de uso para comprender los controles de los atributos del ecosistema físico y predecir cambios en la vegetación en función de las variaciones en el flujo (Diehl et al., 2018).

La regulación del caudal aguas abajo de las presas deberían centrarse en componentes de flujo específicos (magnitud, frecuencia y duración de los eventos de caudales extremos) enfocados a la mitigación de los efectos inducidos por los embalses sobre la vegetación ribereña (Aguiar et al., 2018). En consecuencia, estos resultados pueden apoyar la propuesta de un régimen de caudales extremos mediante la gestión de embalses en beneficio de la vegetación de ribera del Jarama. Resultados en otros estudios han demostrado que utilizar la gestión de embalses para la restauración de los flujos, y beneficiar así los bosques de ribera existentes no necesita entrar en conflicto con la protección contra inundaciones (Marks et al., 2014).

Las metodologías y variables para considerar en estudios sobre ecosistemas ribereños pueden ser bastante complejas, por lo que en esta investigación se han realizado ciertas asunciones con el objetivo de reducir la complejidad. Algunos ejemplos de estas simplificaciones fueron: considerar constante la morfología fluvial, no haber considerado variables como velocidad o esfuerzo de corte; ni movimientos de los sedimentos. Gracias a ello, ha sido posible utilizar un modelo 1D, lo que ha repercutido en una modelación de menor esfuerzo a nivel de generación del modelo calibración y tiempo, pero a su vez, con resultados robustos.



5. BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar, F. C., Cerdeira, J. O., Martins, M. J., & Ferreira, M. T. (2013). Riparian forests of Southwest Europe: are functional trait and species composition assemblages constrained by environment? *Journal of Vegetation Science*, 24(4), 628-638.
- Aguiar, F. C., & Ferreira, M. T. (2005). Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation*, 32(01), 30-41.
- Aguiar, F. C., Segurado, P., Martins, M. J., Bejarano, M. D., Nilsson, C., Portela, M. M., & Merritt, D. M. (2018). The abundance and distribution of guilds of riparian woody plants change in response to land use and flow regulation. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2227-2240.
- Alberdi, I., Vallejo, R., Alvarez-Gonzalez, J. G., Condes, S., Gonzalez-Ferreiro, E., Guerrero, S., Canellas, I. (2017). The multi-objective Spanish National Forest Inventory. *Forest Systems*, 26(2), 17.
- Arthington, A. H., & Zalucki, J. M. (1998). *Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: review of methods*: Occasional Paper No. 27/98. Land and Water Resources Research and Development Corporation: Canberra, Australia.
- Auble, G. T., Friedman, J. M., & Scott, M. L. (1994). Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications*, 4(3), 544-554.
- Barron, O., Silberstein, R., Ali, R., Donohue, R., McFarlane, D. J., Davies, P., . . . Donn, M. (2012). Climate change effects on water-dependent ecosystems in south-western Australia. *Journal of Hydrology*, 434, 95-109.
- Bejarano, M. D., González del Tánago, M., García de Jalón, D., Marchamalo, M., Sordo, A., & Solana, J. (2011). Responses of riparian guilds to flow alterations in a Mediterranean stream. *Journal of Vegetation Science*, 23(3), 443-458.
- Bejarano, M. D., C. Nilsson and F. C. Aguiar (2018). Riparian plant guilds become simpler and most likely fewer following flow regulation. *Journal of Applied Ecology*, 55(1): 365-376.
- Bejarano, M. D., del Tanago, M. G., de Jalon, D. G., Marchamalo, M., Sordo-Ward, A., & Solana-Gutierrez, J. (2012). Responses of riparian guilds to flow alterations in a Mediterranean stream. *Journal of Vegetation Science*, 23(3), 443-458.
- Bendix, J., & Hupp, C. R. (2000). Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 2977-2990.
- Benjankar, R., Egger, G., Jorde, K., Goodwin, P., & Glenn, N. F. (2011). Dynamic floodplain vegetation model development for the Kootenai River, USA. *Journal of Environmental Management*, 92(12), 3058-3070.
- Benjankar, R., Jorde, K., Yager, E. M., Egger, G., Goodwin, P., & Glenn, N. F. (2012). The impact of river modification and dam operation on floodplain vegetation succession trends in the Kootenai River, USA. *Ecological Engineering*, 46, 88-97.
- Benjankar, R., Yager, E., Tonina, D., & Merz, N. (2016). REI: riparian ecosystem index to assess the impact of hydrologic regime changes on riparian ecosystems. *Ecohydrology*, 9(1), 153-166.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492-507.



- Camporeale, C., Perucca, E., Ridolfi, L., & Gurnell, A. M. (2013). Modeling the interactions between river morphodynamics and riparian vegetation. *Reviews of Geophysics*, 51(3), 379-414.
- Capon, S. J. (2003). Plant community responses to wetting and drying in a large arid floodplain. *River Research And Applications*, 19(5-6), 509-520.
- Casanova, M. T. (2011). Using water plant functional groups to investigate environmental water requirements. *Freshwater Biology*, 56(12), 2637-2652.
- CHT. (2014). *Plan hidrológico de cuenca de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo*. Recuperado de: http://www.chtajo.es/Informacion%20Ciudadano/PlanificacionHidrologica/Planif_2009-2015/Paginas/ProyPHC_2009-2015.aspx.
- CHT (2018) *Censo oficial de vertidos de la web de la CHT*. Recuperado de: <http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/ControlVertidos/Paginas/default.aspx#Censo%20de%20Vertidos>
- CHT. (2018a). *Estado químico de las aguas subterráneas en la cuenca hidrográfica del Tajo (2011/2015)*. Recuperado de: <http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/AguasSup/Paginas/R%C3%ADosEstado.aspx>
- CHT. (2018b). *Evaluación del estado ecológico y químico de las masas de agua categoría ríos [2013-2015]*. Recuperado de: <http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/AguasSup/Paginas/R%C3%ADosEstado.aspx>
- Conservancy, T. N. (2011). Indicators of Hydrologic Alteration (IHA). Version 7.1.
- Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., y Gurnell, A. M. (2007). Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews*, 84 56-86.
- De Sousa Lobo, G., Wittmann, F., & Piedade, M. T. F. (2019). Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. *Forest ecology and management*, 434, 110-118.
- Diehl, R. M., Wilcox, A. C., Merritt, D. M., Perkins, D. W., & Scott, J. A. (2018). Development of an eco-geomorphic modeling framework to evaluate riparian ecosystem response to flow-regime changes. *Ecological Engineering*, 123, 112-126.
- Dietrich, A. L., Nilsson, C., & Jansson, R. (2015). Restoration effects on germination and survival of plants in the riparian zone: a phytometer study. *Plant Ecology*, 216(3), 465-477.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, DOUE-L-2000-82524 C.F.R. (2000).
- Egger, G., Politti, E., Woo, H., Cho, K.-H., Park, M., Cho, H., . . . Lee, H. (2012). Dynamic vegetation model as a tool for ecological impact assessments of dam operation. *Journal of Hydro-environment Research*, 6(2), 151-161.
- Engineers, U. S. A. C. o. (2010). HEC-RAS , V 4.1.0. Descargado de: <http://www.hec.usace.army.mil/>.
- Estrela, T., y Quintas, L. (1996). El sistema integrado de modelización precipitación—aportación SIMPA. *Revista de Ingeniería Civil*, 104, 43–52.



- Frances, F., Martínez-Capel, F., Garofano-Lopez, V., García-Arias, A., Morales, M., Muñoz-Mas, R., . . . J.F., V. (2009). *Proyecto RIBERA: Modelación matemática de ecosistemas de ribera para la determinación de regímenes ecológicos en el río 2009*. Valencia: IGIC – Universidad Politécnica – Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- FRAXIGEN. (2005). *Ash species in Europe: biological characteristics and practical guidelines for sustainable use*. Oxford: Oxford Forestry Institute, University of Oxford, UK.
- Funk, D. T. (1990). *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., European alder. In H. B. Burns RM, tech. coords. (Ed.), *Silvics of North America* (Vol. 2, pp. 105-115).
- García-Arias, A., Francés, F., Ferreira, T., Egger, G., Martínez-Capel, F., Garófano-Gómez, V., . . . Rodríguez-González, P. (2012). Implementing a dynamic riparian vegetation model in three European river systems. *Ecohydrology*, 1-17.
- Garófano-Gómez, V. (2013). *Riparian vegetation patterns according to hydrogeomorphological factors at different spatial and temporal scales in Mediterranean rivers*. Tesis Doctoral - Universitat Politècnica de València, Valencia.
- Garofano-Gomez, V., Martinez-Capel, F., Bertoldi, W., Gurnell, A., Estornell, J., & Segura-Beltran, F. (2013). Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: a synthetic analysis based on historical data sources. *Ecohydrology*, 6(4), 536-553.
- Garssen, A. G., Verhoeven, J. T. A., & Soons, M. B. (2014). Effects of climate-induced increases in summer drought on riparian plant species: a meta-analysis. *Freshwater Biology*, 59(5), 1052-1063.
- Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I., & Kienast, F. (2006). Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3), 1-13.
- Gonzalez-Muñoz, N., Castro-Diez, P., & Godoy, O. (2014). Lack of superiority of invasive over co-occurring native riparian tree seedling species. *Biological Invasions*, 16(2), 269-281.
- González, E., González-Sanchis, M., Comín, F. A., & Muller, E. (2012). Hydrologic thresholds for riparian forest conservation in a regulated large Mediterranean river. *River Research And Applications*, 28(1), 71-80.
- González, E., Martínez-Fernández, V., Shafroth, P. B., Sher, A. A., Henry, A. L., 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.
- Greet, J. (2012). *The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics*. PhD. The University of Melbourne, Melbourne.
- Greet, J. O. E., Webb, J. A., & Downes, B. J. (2011). Flow variability maintains the structure and composition of in-channel riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 56(12), 2514-2528.
- Gurnell, A. M., Bertoldi, W., & Corenblit, D. (2012). Changing river channels: The roles of hydrological processes, plants and pioneer fluvial landforms in humid temperate, mixed load, gravel bed rivers. *Earth-Science Reviews*, 111(1-2), 129-141.



- Hickey, J. T., & Salas, J. D. (1995). *Environmental effects of extreme floods*. Paper presented at the US-Italy research workshop on the hydrometeorology, impacts, and management of extreme floods. Perugia.
- Horner, G. J., Cunningham, S. C., Thomson, J. R., Baker, P. J., & Mac Nally, R. (2012). Forest structure, flooding and grazing predict understory composition of floodplain forests in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 286(0), 148-158.
- IGME. (2000). Mapa geológico de España, Escala 1:50,000. Colmenar Viejo. Recuperado de:
<http://info.igme.es/cartografia/datos/magna50/memorias/MMagna0534.pdf>.
- Ihaka, R., & Gentleman, R. (1996). R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5, 299-314.
- Kingsford, R. T. (2000). Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25(2), 109-127.
- Kozłowski, T. T., & Pallardy, S. G. (2002). Acclimation and adaptive responses of woody plants to environmental stresses. *Botanical Review*, 68(2), 270-334.
- Lara, F., Garilletei, R., & Calleja, J. A. (Eds.). (2004). *La vegetación de ribera de la mitad norte española*: Ministerio de Fomento, CEDEX. Centro de Publicaciones.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T. (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(12), 474-478.
- Leigh, C., Bush, A., Harrison, E. T., Ho, S. S., Luke, L., Rolls, R. J., & Ledger, M. E. (2015). Ecological effects of extreme climatic events on riverine ecosystems: insights from Australia. *Freshwater Biology*, 60(12), 2620-2638.
- Lite, S. J., & Stromberg, J. C. (2005). Surface water and ground-water thresholds for maintaining *Populus-Salix* forests, San Pedro River, Arizona. *Biological Conservation*, 125(2), 153-167.
- Loar, J. M., & Sale, M. J. (1981). *Analysis of environmental issues related to small-scale hydroelectric development V. Instream flow needs for fishery resources* (No. ORNL/TM-7861). Oak Ridge National Lab., TN (USA).
- Lytle, D., & Merritt, D. (2004). Hydrologic regimes and riparian forests: a structured population model for cottonwood. *Ecology*, 85 (9), 2493-2503.
- Lytle, D. A., Merritt, D. M., Tonkin, J. D., Olden, J. D., & Reynolds, L. V. (2017). Linking river flow regimes to riparian plant guilds: a community-wide modeling approach. *Ecological Applications*, 27(4), 1338-1350.
- Magdaleno, F., & Fernandez-Yuste, J.A. (2011). Hydromorphological alteration of a large mediterranean river: relative role of high and low flows on the evolution of riparian forests and channel morphology. *River Research And Applications*, 27(3), 374-387.
- Magdaleno, F., & Fernández-Yuste, J. A. (2013). Evolution of the Riparian Forest Corridor in a Large Mediterranean River System. *Riparian Ecology and Conservation*, 1, 36-45.
- Mahoney, J. M., & Rood, S. B. (1998). Streamflow requirements or cottonwood seedling recruitment – an integrative model. *Wetlands*, 18, 634–645.
- Molina, P., y Berrocal, A. B. (2006). *Los efectos ambientales de la regulación de los cursos de la cabecera de la cuenca del Tajo: la reducción de los bosques aluviales del*

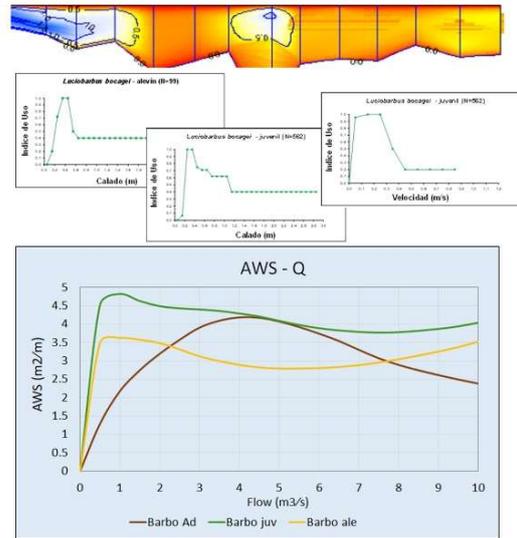


- Tajo-Jarama*. III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente: “Agua, Biodiversidad e Ingeniería”, 25-27 octubre, Zaragoza.
- Magdaleno, F., & Fernández-Yuste, J. A. (2013). Evolution of the Riparian Forest Corridor in a Large Mediterranean River System. *Riparian Ecology and Conservation*, 1, 36-45.
- Malanson, G. P. (1993). *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press..
- Marks, C. O., Nislow, K. H., & Magilligan, F. J. (2014). Quantifying flooding regime in floodplain forests to guide river restoration. *Elementa Science of the Anthropocene*, 2: 000031., 2, 1-15.
- Martínez, C., & Fernández-Yuste, J. A. (2010). *Programa IAHRIS*. Descargado de: http://www.ecogesfor.org/IAHRIS_es.html.
- Merritt, D., Scott, M., Poff, L., Auble, G., & Lytle, D. (2010). Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. *Freshwater Biology*, 55, 206-225.
- Morales, M., y Fernández, J. (2010, 25-27 de octubre). *Aspectos relevantes de la interacción entre la vegetación de ribera, la hidráulica y la morfología de cauces*. Paper presented at the III Congreso De Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Agua, Biodiversidad e Ingeniería, Zaragoza.
- Naiman, R., & Décamps, H. (1997). THE ECOLOGY OF INTERFACES: Riparian Zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28, 209-212.
- Nilsson, C., & Svedmark, M. (2002). Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes: Riparian Plant Communities. *Environmental Management*, 30(4), 468-480.
- Pemán, J., Navarro, R. M., Nicolás, J. L., Aránzazu, M., y Serrada, R. (2013). *Producción y manejo de semillas y plantas forestales*. Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Ed.
- Poff, N. L., Allan, D., Bain, M., Karr, J., Prestegard, K., Richter, B., . . . Stromberg, J. (1997). The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(No. 11).
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., . . . Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55(1), 147-170.
- Politti, E., Egger, G., Angermann, K., Rivaes, R., Blamauer, B., Klösch, M., . . . Habersack, H. (2014). Evaluating climate change impacts on Alpine floodplain vegetation. *Hydrobiologia*, 737(1), 225-243.
- Prada, M. A., y Arizpe, D. (2008). *Manual de propagación de árboles y arbustos de ribera. Una ayuda para la restauración de riberas en la región mediterránea*. Valencia: Generalitat Valenciana.
- Reinecke, M. K., Brown, C. A., Esler, K. J., King, J. M., Kleynhans, M. T., & Kidd, M. (2015). Links Between Lateral Vegetation Zones and River Flow. *Wetlands*, 1-14.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174.
- Richter, B. D., & Richter, H. (2000). Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology*, 14, 1467-1478.



- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G., & Ferreira, M. T. (2012). Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology*.
- Rivaes, R. P., Rodríguez-González, P. M., Ferreira, M. T., Pinheiro, A. N., Politti, E., Egger, G., . . . Francés, F. (2014). Modeling the Evolution of Riparian Woodlands Facing Climate Change in Three European Rivers with Contrasting Flow Regimes. *PLoS ONE*, *9*(10), e110200.
- Ruiz-García, J. M. (1999). *Modelo distribuido para la evaluación de recursos hídricos*: Centro de Estudios Hidrográficos, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Centro de Publicaciones, Ministerio de Fomento.
- Sakai, T., Tanaka, H., Shibata, M., Suzuki, W., Nomiya, H., Kanazashi, T., & Nakashizuka, T. (1999). Riparian disturbance and community structure of a Quercus-Ulmus forest in central Japan. *Plant Ecology*, *140*(1), 99-109.
- Sarr, D. A., Hibbs, D. E., Shatford, J. P. A., & Momsen, R. (2011). Influences of life history, environmental gradients, and disturbance on riparian tree regeneration in Western Oregon. *Forest Ecology and Management*, *261*(7), 1241-1253.
- Shaw, J. R., & Cooper, D. J. (2008). Linkages among watersheds, stream reaches, and riparian vegetation in dryland ephemeral stream networks. *Journal of Hydrology*, *350*(1-2), 68-82.
- Stella, J., Rodríguez-González, P., Dufour, S., & Bendix, J. (2013). Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia*, *719*(1), 291-315.
- Stromberg, J. C., Lite, S. J., & Dixon, M. D. (2010). Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: implications for a changing climate. *River Research And Applications*, *26*, 712–729.
- Stromberg, J. C., Tiller, R., & Richter, B. (1996). Effects of Groundwater Decline on Riparian Vegetation of Semiarid Regions: The San Pedro, Arizona. *Ecological applications*, *6*, 113–131.
- Terradas, J. (2001). *Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. España.
- Webb, R. H., & Leake, S. A. (2006). Ground-water surface-water interactions and long-term change in riverine riparian vegetation in the southwestern United States. *Journal of Hydrology*, *320*(3–4), 302-323.
- Wilson, J. (1999). Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos*, *86*, 507-522.
- You, X., Liu, J., & Zhang, L. (2015). Ecological modeling of riparian vegetation under disturbances: A review. *Ecological Modelling*, *318*, 293-300.

V. ESTIMACIÓN DEL RÉGIMEN DE CAUDALES ECOLÓGICOS SEGÚN LAS NECESIDADES DE LAS ESPECIES PISCÍCOLAS Y LA VEGETACIÓN DE RIBERA PRESENTES EN EL TRAMO MEDIO DEL JARAMA



ÍNDICE CONTENIDOS DEL CAPÍTULO

1. INTRODUCCIÓN.....	157
2. METODOLOGÍA	160
2.1. Caracterización e información de interés de la zona y los tramos de estudio	161
2.2. Estudio del régimen de caudales bajos mediante la modelación del hábitat físico	163
A. <i>Caracterización hidrológica natural</i>	164
B. <i>Toma de datos</i>	166
C. <i>Simulación</i>	166
D. <i>Selección de curvas de idoneidad y bio-periodos</i>	171
E. <i>Resultado de la simulación y selección del caudal mínimo</i>	172
2.3. Propuesta de régimen de caudales a partir del caudal base	174
2.4. Propuesta de régimen de caudales para el mantenimiento de la vegetación de ribera.....	175
2.5. Propuesta del régimen de caudales para el mantenimiento de la vida piscícola y la vegetación de ribera	177
3. RESULTADOS	177
3.1. Resultados de los índices hidrológicos para caudales mínimos	177
3.2. Resultados de la modelación del hábitat físico	178
3.3. Resultados del régimen de caudales para el mantenimiento de la vegetación leñosa de ribera	184
3.4. Propuesta del régimen de caudales para el mantenimiento de la vida piscícola y la vegetación de ribera	188
4. DISCUSIÓN	190
5. BIBLIOGRAFÍA	194
6. ANEXOS.....	201

1. INTRODUCCIÓN

Los embalses afectan a más de la mitad de los grandes sistemas fluviales del mundo, regulando el 83% de su flujo total, y en Europa, solo cinco de los 41 grandes sistemas fluviales siguen fluyendo libremente (Jansson et al., 2019). El aumento en las demandas de agua, unido a los cambios en los patrones climáticos y a las recientes sequías, ha producido escasez de agua en muchas regiones del mundo, así como el deterioro constante de los ecosistemas directamente dependientes del agua dulce. En la actualidad, es necesario ya reconocer al medio ambiente como un usuario legítimo del agua, y los caudales ecológicos se ofrecen para equilibrar la disponibilidad de agua en apoyo de las necesidades humanas y ecológicas, manteniendo la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos (Arthington et al. 2010, Kennen et al., 2018).

Los caudales ecológicos fueron tomando la relevancia que tienen desde mediados del siglo XX, materializándose en diferentes metodologías clasificadas en cuatro grandes grupos (Tharme, 2003): métodos hidrológicos, métodos hidráulicos, métodos de hábitat físico y métodos holísticos. Los primeros se basan en el análisis estadístico de los datos hidrológicos; los hidráulicos analizan los cambios en las variables hidráulicas simples (como el perímetro mojado o la profundidad máxima), como indicadores de factores limitantes para la biota de agua dulce. En los métodos de hábitat físico se evalúa la cantidad y la idoneidad del hábitat físico para las especies o conjuntos objetivo bajo diferentes flujos. Finalmente, la metodología holística (ejemplo Tharme y King, 1998) nace de la necesidad de intentar reflejar las condiciones de flujo necesarias para mantener la estructura y función de ecosistemas completos, las comunidades locales y los medios de vida que apoyan (Poff et al., 2017).

Según la revisión realizada por Tharme (2003) las metodologías más usadas son las hidrológicas, seguidas de cerca por los métodos de simulación de hábitat. Pero los primeros métodos hidrológicos ampliamente usados fueron estimaciones de un porcentaje de volumen estacional o mensual a dejar en un río (a menudo denominado flujo mínimo), recomendaciones basadas en índices de caudal bajo, derivados de curvas de duración del caudal como Q95, o la regla del 10% tan usada en España en el pasado, que establecía como caudal de mantenimiento el resultado de aplicar tal tanto por ciento al caudal medio interanual, y criticada por muchos autores por aquel entonces por ser totalmente arbitraria (Palau, 1994). Los métodos basados en hidrología se han elaborado de forma diversa a lo largo de los años, y en la última década más o menos han avanzado sustancialmente y se han ido utilizado metodologías menos simplistas y centradas en estimar los elementos del flujo de agua ecológicamente relevantes; como el momento y duración de eventos específicos de inundaciones y/o caudales bajos (Poff et al., 2017). Ejemplos de ello son el *Enfoque de rango de variabilidad* de Richter et al., (1996), los *Índices de alteración hidrológica en ríos* (IAHRIS) de Martínez y Fernández-Yuste (2010), o el *método del Caudal Básico* (Palau y Alcázar, 1996 y 2012).

La metodología de simulación de hábitat de peces, también denominada metodología de propuesta de flujos bajos, que se ha impuesto a lo largo de estos años, al considerarse el cuello de botella para mantener un ecosistema fluvial saludable (Acreman y Dunbar, 2004). Estas se enfocan en especies indicadoras, especies objetivo, en muchos casos salmónidos de gran interés piscícola, o especies consideradas como más sensibles,



asumiendo que, si las condiciones fueran apropiadas para las más sensibles, se conservarían otras especies y comunidades (Acreman et al., 2014). Si bien, esta tendencia ya se ha comentado que está cambiando en los últimos años, y los métodos de evaluación de caudales ecológicos están evolucionando hacia un enfoque a escalas espaciales de investigación más amplias (Arthington et al., 2018; Poff et al., 2017), al estar ampliamente reconocido que todos los elementos del régimen de flujo influyen en la biodiversidad y en las funciones de los ecosistemas de agua dulce, y son fundamentales para mantener un ecosistema de ribera en buen estado (Poff et al., 1997; Richter et al., 1997, Richter, 2010, Acreman et al., 2014).

En la actualidad, los marcos legislativos reflejan las necesidades sociales modernas para mejorar las condiciones ecológicas en los ríos regulados, incluida la implementación de regímenes de caudales ecológicos (Muñoz-Mas et al., 2016). En Europa, los requisitos de agua de los ecosistemas fluviales reciben cada vez más atención en la planificación del suministro de agua, es decir, dentro de la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea, que proporciona mecanismos generales para la protección de los ríos para devolver las masas de agua en mal estado a un buen estado ecológico, incluyendo la provisión de flujos ambientales capaces de sostener elementos biológicos y procesos fluviales (Godinho et al., 2014). También están tomando relevancia otros objetivos en la determinación de las necesidades hídricas de los hábitats, como pueden ser la incorporación de demandas socioculturales de las comunidades locales e indígenas. Estas demandas sociales pueden definirse como 'derechos de agua de propiedad legal y beneficio de las Naciones Indígenas en cantidad y calidad suficiente y adecuada, para mejorar las condiciones espirituales, culturales, ambientales, sociales y económicas de esas Naciones Indígenas', y que en ciertos países están siendo incluidas en la legislación, como es el caso de Australia (Magdaleno, 2018).

En el caso de los ríos de tipo mediterráneo, la evaluación del régimen de caudales ecológicos es particularmente difícil debido a su estacionalidad, variabilidad interanual y escasez de datos con respecto al monitoreo a largo plazo de variables tanto abióticas como bióticas. Dentro de estos países también se han desarrollado básicamente estudios de caudales mínimos. Las recomendaciones de flujo ambiental en Grecia se basan en métodos hidrológicos simplificados (Muñoz-Mas et al., 2016), la normativa portuguesa plantea la obligación de mantener un caudal mínimo aguas abajo de los embalses, y la Autoridad Portuguesa del Agua utiliza una metodología hidrológica (Godinho et al., 2014). En España, la legislación requiere la implantación de un régimen de caudales ecológicos que van desde los caudales mínimos, a caudales máximos, tasas de cambio bajo las centrales hidroeléctricas y caudales de crecida, en teoría para todas las masas de agua. Pero en la actualidad, en la gran mayoría de los casos tan solo se han implementado caudales mínimos, y ni siquiera en todas las masas de agua.

La ley sobre el ordenamiento de caudales ecológicos más actual en España se encuentra en el Decreto 638/2016, de 9 de diciembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, el Reglamento de Planificación Hidrológica, aprobado por el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, y otros reglamentos en materia de gestión de riesgos de inundación, caudales ecológicos, reservas hidrológicas y vertidos de aguas residuales, y define la finalidad de los mismos, indicando que *el establecimiento del régimen de caudales ecológicos tiene*



*la finalidad de contribuir a la conservación o recuperación del medio natural y mantener como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, **habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera y a alcanzar el buen estado o buen potencial ecológicos en las masas de agua, así como a evitar su deterioro. Así mismo, el caudal ecológico deberá ser suficiente para evitar que por razones cuantitativas se ponga en riesgo la supervivencia de la fauna piscícola y la vegetación de ribera.***

Pero es en la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) documento referencia del proceso de planificación hidrológica, concreta las pautas a seguir durante el procedimiento de cálculo del caudal ecológico, detallando claramente las componentes del régimen de caudales ecológicos que hay que definir (MMA, 2008), y que se recogen a continuación:

- a) Caudales mínimos que deben ser superados, con objeto de mantener la diversidad espacial del hábitat y su conectividad, de forma que se favorezca el mantenimiento de las comunidades autóctonas,
- b) Caudales máximos que no deben ser superados en la gestión ordinaria de las infraestructuras,
- c) Distribución temporal de los anteriores caudales mínimos y máximos, con el objetivo de establecer una variabilidad temporal del régimen, compatible con los requerimientos de los diferentes estadios vitales de fauna y flora,
- d) Caudales de crecida, con objeto de controlar la presencia y abundancia de las diferentes especies, mantener las condiciones fisicoquímicas del agua y del sedimento, mejorar las condiciones y disponibilidad del hábitat a través de la dinámica geomorfológica,
- e) Tasa de cambio, con objeto de evitar los efectos negativos de una variación brusca de los caudales, y que contribuya a mantener unas condiciones favorables a la regeneración de especies vegetales acuáticas y ribereñas.

Tal y como se muestra, los requisitos de la normativa española son muy amplios, y en los estudios técnicos realizados desde el 2008 para las propuestas de caudales ecológicos en los planes hidrológicos de cuenca, se han avanzado en muchos aspectos. Por ejemplo, paulatinamente se han ido acumulando experiencias de implementación de las crecidas generadoras, con diversos casos relevantes. Pero también es cierto que en la gran mayoría del territorio tan solo se han implementado regímenes de caudales mínimos. Esto es debido a todo lo comentado anteriormente: las metodologías de caudales mínimos son las que se han estado desarrollando a lo largo de todos estos años y hay gran conocimiento al respecto, por lo que técnicamente son de las más reconocidas. En la literatura científica existe un gran número de estudios a lo largo de todo el mundo de propuestas de caudales ecológicos mínimos cuyo objetivo es la fauna ictiológica, tal y como se ha comentado (Aguilar y Polo, 2016; Bovee, 1978; Galbraith, Blakeslee, Cole, Talbert, y Maloney, 2016; Godinho, Costa, Pinheiro, Reis, y Pinheiro, 2014; Im, Choi, y Choi, 2018; Papadaki et al., 2017; Raleigh, Zuckerman, y Nelson, 1986; Sánchez, 2008), también hay estudios cuya propuesta va más allá del estudio de una única componente del ecosistema (peces), como es el caso en el río Ebro, donde evalúan las relaciones entre los flujos medios y la calidad ecológica para peces, población de aves y especies de crustáceos (Belmar et al., 2019).



Pero los caudales enfocados a la vegetación de ribera están mucho menos desarrollados, existiendo todavía grandes lagunas en su aplicación. Existen dos enfoques reseñables en las propuestas de caudales ecológicos para la vegetación de ribera (Naiman, 2005), son los denominados “flushing flows” y flujos de mantenimiento de la llanura de inundación; y la caja de reclutamiento, “recruitment box” (Mahoney y Rood, 1998). Los primeros se han diseñado para mantener las propiedades físicas y geomorfológicas de la llanura de inundación, y pueden ser utilizados para la reducción del impacto de la regulación de las presas sobre la vegetación de ribera (Rui Rivaes et al., 2015); el segundo enfoque ha sido diseñado específicamente para iniciar el reclutamiento de especies de árboles de llanuras aluviales, ajustando las descargas planificadas aguas abajo de las presas para permitir picos de inundación oportunos, con curvas de retroceso de la inundación bien estudiadas que permitan el retroceso suave de la humedad para la germinación de las plantas. Este último aspecto ha sido ampliamente desarrollado para regenerar los bosques aluviales de chopos y sauces del hemisferio Norte, desde EEUU a Europa (Amlin y Rood, 2002; Clipperton, et al., 2003; Harper et al., 2011; Mahoney y Rood, 1998; Morrison y Stone, 2015; Rood et al., 2005).

Si bien en la Península Ibérica se ha desarrollado un gran número de estudios para conocer las necesidades hídricas de la vegetación de ribera, o han evaluado la dinámica de las poblaciones en relación con la hidrología (Benjankar et al., 2016; Egger et al., 2012; García-Arias et al., 2012; Rivaes et al., 2012; Rivaes et al., 2013), hay muy pocos estudios de propuestas de caudales específicos en lugares concretos. Muchos de los autores anteriores han trabajado con el modelo dinámico de vegetación ribera (Casimir-vegetación), que modela la respuesta de la vegetación según los diferentes caudales de inundaciones a lo largo de varios años. Con estas modelizaciones se puede observar cómo se modifica la estructura y dinámica de las poblaciones de vegetación de ribera, y, apoyados en esto, autores como Ferreira et al., (2014) han proporcionado regímenes de caudales que mejor se ajustan a la dinámica de la vegetación de ribera. Lo que se sigue traduciendo en pocos estudios para la amplia variedad de ríos y vegetación en la Península Ibérica.

Por lo tanto, todavía existe un gran camino que recorrer en la propuesta de caudales ecológicos enfocados a diferentes componentes del ecosistema ribereño, y concretamente en España, es necesario ampliar el conocimiento en este aspecto para poder dar respuesta a la legislación. Debido a todo esto, el objetivo de este capítulo es la propuesta de un régimen de caudales ecológicos en la zona de estudio del tramo medio del río Jarama, que ***mantengan como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera*** y ayude a alcanzar el buen estado en la masa de agua, así como a evitar su deterioro.

2. METODOLOGÍA

La zona de estudio es la misma que la presentada en capítulos anteriores, y gran parte de los trabajos de campo necesarios para este estudio ya se han planteado con anterioridad, pero en este capítulo se hará de nuevo hincapié en algunos de dichos detalles. Posteriormente, el estudio del régimen de caudales ecológicos se separará en dos grandes grupos: modelización del hábitat y la propuesta de caudales para la vegetación.



2.1. Caracterización e información de interés de la zona y los tramos de estudio

Los tramos seleccionados están ubicados en el municipio Talamanca del Jarama (T1) y en el municipio de Algete (T2). Pertenecen a la masa de agua *Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix* (código ES030MSPF0422021), y la zona de estudio se muestra en la figura 1.

El estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales. La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas establece cinco clases de estado ecológico, en función del grado de alteración de la masa de agua respecto a sus condiciones de referencia: muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo. Para clasificar el estado ecológico de las masas de agua superficial se aplicarán los indicadores de los elementos de calidad biológicos, fisicoquímicos y químicos e hidromorfológicos recogidos en el Real Decreto 817/2015 (BOE, 2015).

La estación que controla la masa de agua ES030MSPF0422021 se describe en la tabla 1. Tal y como se puede ver en la Fig. 1, está aguas arriba del tramo de Talamanca del Jarama, a menos de 2 km de este.

El **estado ecológico de la masa de agua** alcanza el nivel de “bueno” (DMA, 2000). Durante el periodo 2007-2011 la valoración del estado ha sido de “muy bueno” (Orío, 2012). En los tres últimos años que se ha valorado, 2015, 2016 y 2018, el estado de la masa de agua es “bueno” (Yañez et al., 2018; CHT, 2019). Han sido solo dos los indicadores que han hecho que la masa de agua descendiese en el nivel de su valoración (el resto de los indicadores están todos en muy buen estado): QBR desde el año 2015 (QBR: índice de calidad del bosque de ribera, Munné et al., 2003), y el IPS, en los años 2015 y 2018 (IPS: índice de Polusensibilidad Específica, CEMAGREF, 1982): Según la tabla 2, el IPS ha tenido valores menores a los de esos años, por lo que la diferencia en la valoración 2007-2011 a 2015-2018 puede deberse a temas legislativos (ha cambiado la legislación y las CR en el año 2015, incluso es una masa de agua muy modificada, y antes del 2015 se valoraban de otra manera diferente). El QBR sí que ha tenido una valoración más baja debido a la degradación, ya que las CR antes y después del 2015 han sido las mismas en este caso particular.

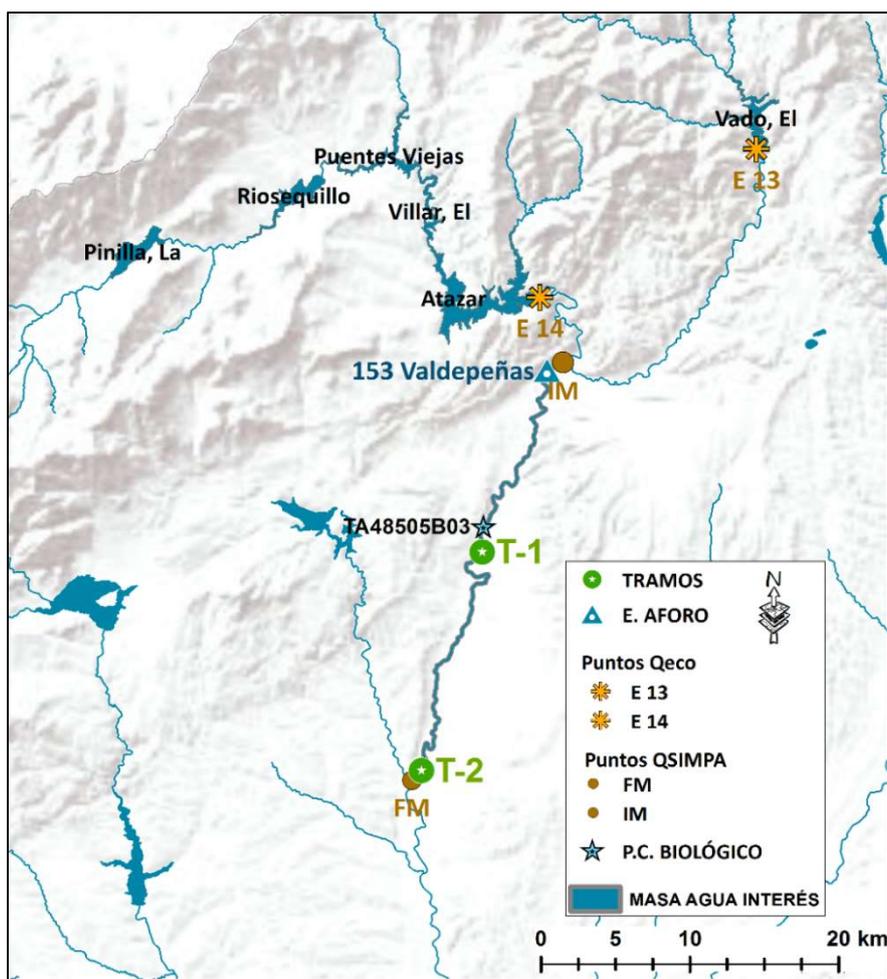


Figura 1 Ubicación de la zona de estudio

Tabla 1 Punto de control (PC) biológico de la masa de agua

Código	Nombre	Localización	X (UTM H30)	y (UTM H30)
TA48505B03	TALAMANCA - JARAMA	TALAMANCA DE JARAMA (Madrid)	456334	4513555

Tabla 2 Puntuación de los índices IPS y QBR (CHT, 2018)

Fecha de muestreo	IPS	QBR
14/05/2007	18	80
17/10/2007	10.9	80
30/05/2008	15.3	80
19/06/2009	15.7	80
24/06/2010	16.3	80
11/5/2015	16	75
27/05/2016	18.5	75
26/04/2018	16.4	75

El Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Tajo, PHT, (BOE, 2016) ha propuesto **caudales ecológicos mínimos en condiciones ordinarias** en 19 masas de agua para toda la cuenca, de las cuales, dos de ellas están aguas arriba de la zona de estudio. La propuesta ha sido un régimen de caudales mínimos trimestrales, que se resumen en la Tabla 3. En la figura 1 se ubican los puntos de control de esta propuesta (E13 y E14).



Tabla 3 Régimen trimestral de caudales ecológicos mínimos en condiciones ordinarias (m³/s) en la zona, fijados en el PHT (BOE, 2016) se fija el régimen trimestral de caudales ecológicos, para las masas de agua estratégicas que se encuentran en la zona de estudio

Masa de agua	Nombre	Punto de control	Caudales ecológicos (m ³ /s) en PHT			
			oct-dic	ene-mar	abr-jun	jul-sept
ES030MSPF0424021	<i>Río Jarama aguas abajo del Embalse El Vado</i>	E 13	0.4	0.52	0.57	0.32
ES030MSPF0443021	<i>Río Lozoya desde Embalse Atazar hasta Río Jarama.</i>	E 14	0.82	0.9	0.057	0.23

2.2. Estudio del régimen de caudales bajos mediante la modelación del hábitat físico

La modelización de la idoneidad del hábitat se basa en dos puntos básicos: en la simulación hidráulica acoplada al uso de curvas de preferencia del hábitat para una o varias especies ictiológicas. Estas curvas de preferencia de hábitat básicamente son valoraciones del microhábitat a través de índices de idoneidad. Estos índices de idoneidad son un conjunto de valores entre 0 y 1, que pueden responder a una sola o a varias variables en conjunto, según los métodos de cálculo utilizados. Para cada microhábitat, en función de las variables escogidas, se calcula un índice combinado de calidad o idoneidad. A escala de tramo para un caudal dado, el índice cuantitativo para valorar el hábitat disponible es el Hábitat Potencial Útil (HPU) o Área Ponderada Útil (Weighted Usable Area). El resultado final de la simulación del hábitat son curvas que relacionan el hábitat potencial útil (WUA) con el caudal, que se puede considerar que representa el "espacio vital" disponible para el organismo (Kondolf et al., 2000).

Estos modelados pueden realizarse con diferentes programas, pero en este caso se han utilizado modelos 1D. La modelación 1D supone un menor coste-precisión a la hora de la toma de datos (se modelan transectos a lo largo de un tramo previamente seleccionados, requiere tomar topografía, altura de la lámina de agua y velocidades de flujo de agua en todos esos transectos). La modelación 2D supone un mayor esfuerzo a la hora de la toma de datos (se toman datos de topografía y de altura de la lámina de agua en todo el tramo, aunque solo es necesario tomar caudales a la entrada del tramo), tiene grandes ventajas a la hora de obtener resultados como la descripción mejorada de los fenómenos hidráulicos complejos, especialmente en áreas de velocidad elevada, regímenes rápidamente variados y zonas de refluo. La principal ventaja de programas 2D (como River2D) es su capacidad para modelar condiciones de flujo transversal, variaciones a través del canal en la elevación de la superficie del agua y contracciones / expansiones de flujo (Gard, 2009). Para las evaluaciones del hábitat en los estudios de caudales ecológicos, pueden obtenerse recomendaciones confiables mediante un protocolo 1D optimizado en su balance coste-precisión. Otros análisis del micro-hábitat más avanzados precisan los dominios explícitos 2D (Hernández y Burbano, 2007; por ejemplo, para el estudio de Boavida et al., 2011). Pero el río Jarama en esos tramos no presenta esas características de velocidades ni de regímenes para caudales habituales, por lo que se ha considerado suficiente el utilizar una modelación 1D. Estudios previos



han demostrado que no hay una diferencia significativa en resultados de curvas de flujo-hábitat con modelado 1D vs. 2D en el mismo río, cuando no existen condiciones como las que se han explicado (Gard et al., 2009).

Por otro lado, se ha querido realizar un esfuerzo similar, y utilizar los datos recopilados durante la topografía, batimetría y medición de caudales realizada y explicada en los capítulos anteriores para los estudios de vegetación, por ello que el análisis mediante transectos 1D se complementa con los estudios de vegetación ya realizados.

Ahora bien, en este último punto puede existir controversia, ya que para la simulación de la modelación del hábitat físico 1D el estudio se basa en un muestreo de transectos estratégicamente ubicados en un tramo de cauce, utilizados para describir la distribución longitudinal de los distintos tipos de hábitat presentes en el río. La ubicación de los transectos puede tener una gran influencia en las predicciones del hábitat potencial útil debido a la gran variabilidad existente en la morfología del cauce y en la distribución de velocidades dentro de un mismo tramo. Este punto ha sido muy discutido, ya que hay autores que han comprobado el gran sesgo que produce en los resultados un muestreo con selección deliberada de muestras, defendiendo un tipo de muestreo sistemático (GRTS) (Williams, 2010). Para estudios de hábitat en ríos, autores como Simonson et al. (1994) o Bain y Stevenson (1999) hablan de muestro sistemático, colocar transectos con una longitud determinada, por ejemplo, corrientes de más de 5 m de ancho, colocar transectos separados el doble del ancho de la corriente. Por otro lado, estudios actuales de simulación de hábitat en 1D han realizado transectos cada 50 metros (Jowett y Duncan, 2012; Muñoz-Mas et al., 2016). Por lo tanto, para este estudio no pareció inadecuado el utilizar los transectos separados cada 40 m aproximadamente para el estudio de hábitat.

Por otro lado, el número de transectos óptimo influye en que estos representen todas las condiciones hidráulicas presentes en el tramo (Ayllón, 2007). Payne et al. (2003) concluyeron que se necesitaban entre seis y diez transectos para tramos simples y entre 18 y 20 transectos para tramos con hábitats más complejos. Tal y como se ha comentado anteriormente, estos tramos no se consideran complejos, por lo que han seleccionado 13 transectos para T1 (Talamanca del Jarama), y 10 transectos para T2 (Algete).

Para el cálculo de las necesidades de la ictiofauna, se han seguido los siguientes pasos:

- a) Caracterización hidrológica natural
- b) Toma de datos en campo
- c) Simulación
- d) Selección de curvas de idoneidad y bio-periodos
- e) Resultado de la simulación y selección del caudal mínimo

A. Caracterización hidrológica natural

Para el procedimiento de propuesta de régimen de caudales ecológicos se trabaja con el régimen previo a la regulación hidrológica, ya que es un indicativo de cómo debería fluctuar el régimen del río de una forma óptima, sin modificaciones en la magnitud ni en la frecuencia (entre otras componentes), por lo que será necesario realizar una



caracterización del régimen natural, y a nivel diario. Al no existir una serie suficiente de datos medidos por las estaciones de aforos en régimen natural, se ha trabajado a partir de la serie 1980-81 al 2004-05 de caudales medios naturales restituidos a escala diaria, procedentes de la desagregación de los datos mensuales en régimen natural simulados con el modelo de precipitación-aportación SIMPA desarrollado por el CEDEX (Estrela y Quintas, 1996; Ruiz-García, 1999); son las series restituidas a datos diarios y utilizadas para el estudio del régimen de caudales ecológicos propuestos en el Plan Hidrológico de Cuenca (CHT, 2016):

- Para el tramo T1, Talamanca, se ha utilizado la de final de masa de agua anterior, que recoge las aguas del Lozoya, y se le denominará, a partir de ahora, inicio de masa de agua (IM). Se encuentra a 16 km aguas arriba, por lo que se intentó corregir por superficies de cuenca para extrapolar estos caudales al punto T1, pero en algunos casos se obtuvieron valores de caudal superior al de aguas abajo, al de FM (Algete), por lo que se ha utilizado la serie de IM sin modificar.
- Para el tramo T2 se ha utilizado la serie de caudales a final de masa de agua (FM), ya que esta no contiene los caudales del río Guadalix, por lo tanto, coincide con la ubicación de este estudio.

Estos puntos seleccionados, FM y IM se muestran en la figura 1.

Se ha considerado que una serie de 24 años era suficiente para representar la variabilidad interanual en las condiciones hidrológicas naturales. A nivel general, para obtener estimaciones significativas en regímenes de caudales, se consideran necesarios datos de al menos 20 años (Aguilar y Polo, 2016).

Por otro lado, el cálculo de un flujo mínimo requiere cierta información hidrológica básica, desde estadísticas de duración del flujo a estadísticas que describen la cantidad promedio de agua en un río durante tiempos de bajo flujo (Jowett y Hayes, 2004). Estas se han calculado mediante los programas IAHRIS (Martínez y Fernández-Yuste, 2010) e IHA (Richter, et al., 1996), con las series anteriormente descritas.

Uno de estos estadísticos es el valor mínimo de 7 días. Para un régimen de caudales bajos, un dato interesante para tener en cuenta es el valor mínimo de 7 días (Q_{min7}) en régimen natural, ya que recoge tanto la magnitud como la duración de estos caudales (aspectos a contemplar para evaluar los umbrales de resiliencia de la biota acuática), ya que a partir del “paso” de 7 días se aprecia un incremento sensible (Yuste et al., 2005).

Además, como la legislación española indica que para la distribución temporal de caudales mínimos se deben de calcular una serie de indicadores hidrológicos, se han tomado los índices ya calculados al inicio de la masa de agua (IM) y al final de la masa de agua (FM) de los documentos del PHT.

Y, finalmente, el régimen natural también se utilizará para obtener el patrón de fluctuación del flujo (García de Jalón, 2003), más adelante se explicará el procedimiento que se ha seguido para su obtención, por lo que será útil esta caracterización del régimen natural.



B. Toma de datos

Los datos que se necesitan para un estudio como este dependerá del tipo de simulación que se realice. En la metodología 1D, una vez seleccionado el tramo de estudio se han localizado los diferentes transectos en los que se recaban los datos. Éstos constituyen una línea recta transversal al flujo, a lo largo de la cual se miden las condiciones hidráulicas. El criterio de ubicación y número de transectos se ha discutido en el apartado anterior. Resumiendo:

- Para el tramo T1 de Talamanca del Jarama se ha seleccionado un tramo de 530 m, con un total de 14 transectos
- Para el tramo de Algete, T2, se ha seleccionado un tramo de 360 m de largo, con 10 transectos repartidos a lo largo del mismo

En cada transecto se han tomado medidas, topografía, nivel de lámina de agua y sustrato en las ubicaciones marcadas, y caudal en la gran mayoría de los transectos. Por su parte, la caracterización del sustrato ha sido muy detallada, tomando datos del porcentaje de cada sustrato en cada punto medido topográficamente.

Para la modelización, además de las coordenadas de cada punto, es necesaria una descripción detallada de la granulometría, la medida de la altura de la lámina de agua y las velocidades de la corriente en las secciones de control de entrada y salida para una posterior estimación del caudal. En la Fig. 2 se muestran los tamaños y la clasificación de la granulometría.

Code	Substrate description
1	Fines (sand and smaller)
2	Small gravel (4-25 mm)
3	Medium gravel (25-50 mm)
4	Large gravel (50-75 mm)
5	Small cobble (75-150 mm)
6	Medium cobble (150-225 mm)
7	Large cobble (225-300 mm)
8	Small boulder (300-600 mm)
9	Large boulder (> 600 mm)

Figura 2 Clasificación de la granulometría (Fuente: Bovee, 1982)

C. Simulación

Existen muchos softwares para la modelización de la necesidad de las condiciones de hábitat para los peces, pero se ha seleccionado el programa SEFA, Sistema de Análisis de Flujo Ambiental (Aquatic Habitat Analysts, Inc., 2012), para utilizar en este estudio, por ser uno de los programas más actuales, y estar desarrollado por los principales creadores de los programas 1-D PHABSIM (Bob Milhous), RHYHABSIM (Ian Jowett) y RHABSIM (Tom Payne).

Este programa dispone de diferentes bloques donde han desarrollado la metodología IFIM, desde análisis jurídico-institucional, análisis hidráulico del hábitat unidimensional y bidimensional, desarrollo de criterios de idoneidad del hábitat, modelado de temperatura del agua, análisis de transporte de sedimentos, modelado de oxígeno



disuelto, modelado ribereño y análisis de series de tiempo (Payne y Jowett, 2013); para este apartado se ha usado, básicamente, el segundo bloque.

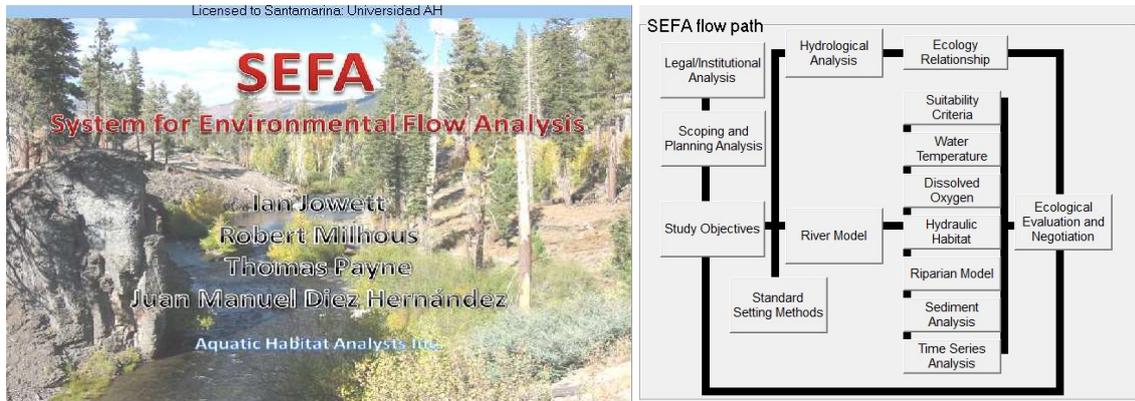


Figura 3 Portada del inicio del programa y esquema metodológico de SEFA

Hay algunas diferencias con otros programas de simulación del hábitat. Una de las novedades es en la salida del programa. El resultado de la simulación es una curva AWS-Q por especie y estadio. En este programa, el término *idoneidad ponderada del área* para el hábitat fluvial (*area weighted suitability, AWS, m²/m*) reemplaza a la *superficie ponderada útil original* (*weighted usable area, WUA, m²/m*) porque los autores lo consideran como una descripción más precisa del significado físico de la variable, ya que el índice en sí no es un área (las unidades son m²/m), sino un índice. A continuación, se explica el por qué: la idoneidad ponderada del área (AWS) es el índice combinado de idoneidad del hábitat (combined suitability index, CSI) ponderado por área. El CSI se basa en el carácter físico (profundidad del agua, velocidad y sustrato y otros atributos, si es necesario) especificado en las curvas de idoneidad del hábitat. Si la idoneidad del hábitat se especifica entre 1 (hábitat adecuado) y 0 (hábitat inadecuado), el área es el área utilizable en metros de ancho o m² por metro de tramo (m²/m). Si las curvas de idoneidad del hábitat se especifican con pesos entre 0 y 1, AWS es un índice de idoneidad y no una medida del área física, tal y como se denomina en WUA.

Los HSC son funciones matemáticas que intentan describir cómo una especie y talla (o estado de desarrollo) selecciona distintos tipos de hábitats, su probabilidad de presencia o su densidad en distintos hábitats, indicando valores de idoneidad entre cero (inaceptable) y uno (excelente) para cada variable, comúnmente velocidad media, profundidad y sustrato. El AWS se calcula evaluando la idoneidad del hábitat para la profundidad, la velocidad y el sustrato en cada punto de medición, combinando estas idoneidades de alguna de las tres maneras posibles en el programa (que se especifican más abajo), para obtener el CSI. El CSI tendrá un valor de entre 0 y 1, con 0 si no hay un hábitat adecuado en el alcance y 1 si todo el alcance es el hábitat ideal. Finalmente, ese CSI se pondera por el área de anchura y la longitud del tramo que representa el punto, para obtener el valor del AWS en un determinado caudal (Payne y Jowett, 2013). En la figura 4 se muestra un esquema de lo que se ha explicado aquí.

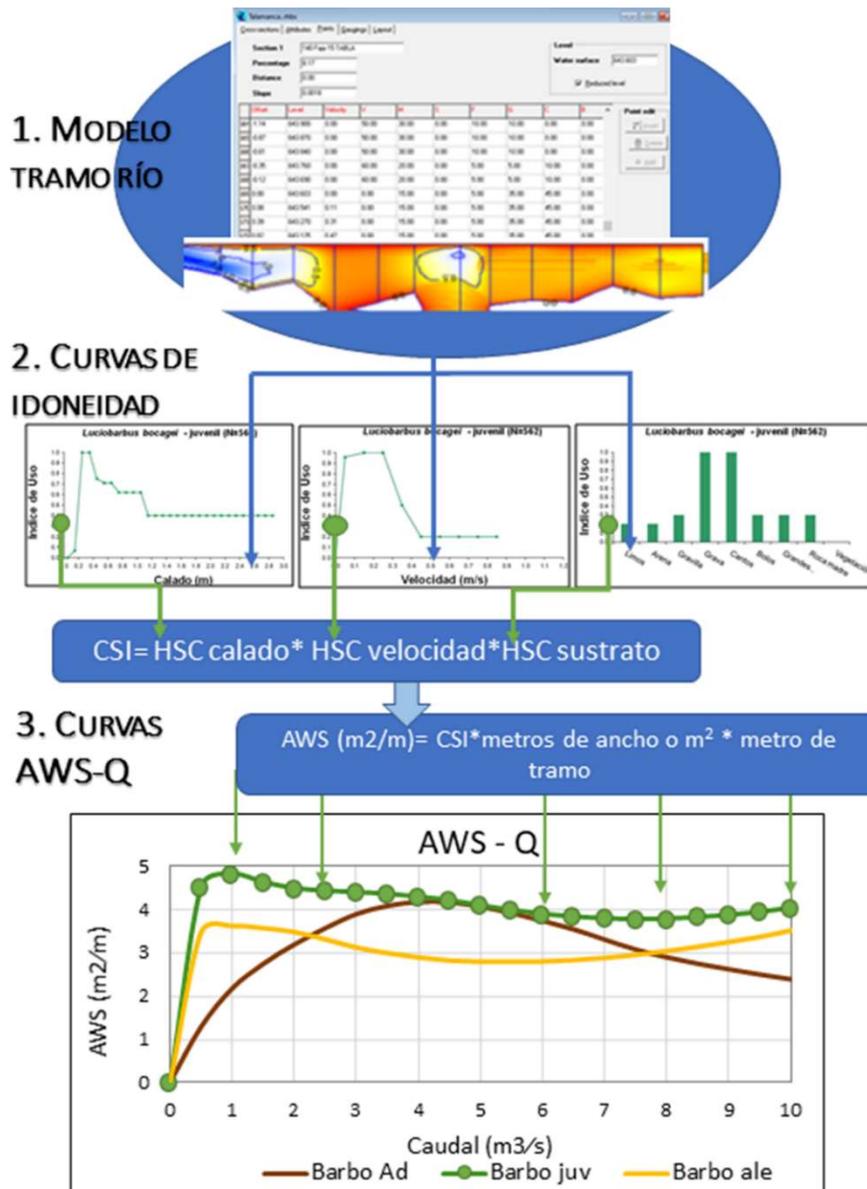


Figura 4 Esquema conceptual de la estimación de AWS (m²/m)

Para obtener el resultado del CSI, los criterios de idoneidad del hábitat (habitat suitability criteria, HSC) tienen que agregarse de alguna manera. Para ello, el modelo permite escoger entre las tres opciones que se muestran a continuación: el enfoque multiplicativo (el más comúnmente utilizado según Hudson et al., 2003), la media geométrica y el valor mínimo.

- 1) Método multiplicativo: $CSI = HSC(v) * HSC(p) * HSC(s)$
- 2) Media geométrica: $CSI = \sqrt[3]{(HSC(v) * HSC(p) * HSC(s))}$
- 3) Valor Mínimo: $CSI = MIN(HSC(v), HSC(p), HSC(s))$

Siendo:

CSI = índice de idoneidad combinada (*combined suitability index*)
 HSC (V) = criterios de idoneidad del hábitat para la variable velocidad
 HSC (P) = criterios de idoneidad del hábitat para la variable profundidad



HSC (S) = criterios de idoneidad del hábitat para la variable sustrato

El primero (usado en sistemas mediterráneos: Ferreira et al., 2014; Papadakis et al., 2017), se basa en el supuesto de que las especies piscícolas seleccionan cada variable independientemente de las otras (Bovee, 1986). El segundo, al ser un promedio, presupone un efecto compensador entre las variables, y la tercera supone que el hábitat disponible está limitado por la peor variable.

Los pasos que se han seguido durante la simulación han sido los siguientes:

- Introducción de los datos de campo y chequeo de los archivos de datos
- Cálculo de los caudales de calibración
- Cálculo y edición de los factores de distribución de velocidades
- Revisión de las curvas de altura/caudal (curvas de gasto) y selección de las más apropiadas
- Introducción de las curvas de idoneidad para las distintas especies piscícolas presentes en el tramo de las que se dispone de datos
- Obtención de las curvas AWS - Q (idoneidad ponderada del área - caudal)
- Obtención de la anchura de paso

Con los métodos de hábitat se busca el valor de un caudal bajo, por lo que las simulaciones deben moverse en estos rangos. Diferentes autores seleccionan rangos diferentes en las simulaciones de hábitat. Por ejemplo, Papadaki et al. (2017) y Muñoz-Mas et al. (2016) se enfocaron en condiciones de bajo flujo, flujos mensuales medios de verano (julio a octubre). Por lo tanto, analizando los flujos mensuales, se obtuvieron los valores mensuales resumidos en la tabla 4.

Tabla 4 Valores de la media y mediana para los caudales medios mensuales a régimen natural a inicio de masa de agua (IM) y a final de masa de agua (FM)

	IM		FM	
	MEDIANA	MEDIA	MEDIANA	MEDIA
Octubre	6.59	16.71	6.96	17.72
Noviembre	11.78	25.14	12.25	26.73
Diciembre	12.54	28.04	12.96	30.47
Enero	13.05	22.58	14.41	24.99
Febrero	14.53	19.39	15.90	20.84
Marzo	8.52	17.92	8.74	18.98
Abril	18.80	20.59	19.78	21.55
Mayo	15.62	20.71	16.59	21.73
Junio	4.65	8.57	4.95	9.26
Julio	1.66	2.31	1.92	2.70
Agosto	0.83	2.37	1.32	2.67
Septiembre	2.70	4.07	2.89	4.41
PROMEDIO ANUAL		15.62		16.74

Además de tener en cuenta que los caudales más elevados del periodo seco son los de la media de junio, 8.57 m³/s en IM y 9.26 m³/s a FM, hay que tener en cuenta también los caudales de calibración. Bovee y Milhouse (1978) propusieron que el rango de simulación del modelo hidráulico de hábitat no superase el 250% del caudal mayor de calibración, para no tener problemas con las extrapolaciones exteriores (Bovee y Milhouse, 1978, Díez-Hernández y Burbano, 2006). El mayor caudal de calibración para Talamanca es de 1.96 m³/s, y el de Algete es de 3.5 m³/s, por lo que Talamanca sería el



tramo limitante ($6.86 \text{ m}^2/\text{s}$); por lo que se simulará hasta $7 \text{ m}^3/\text{s}$ (dato cercano a percentil 50).

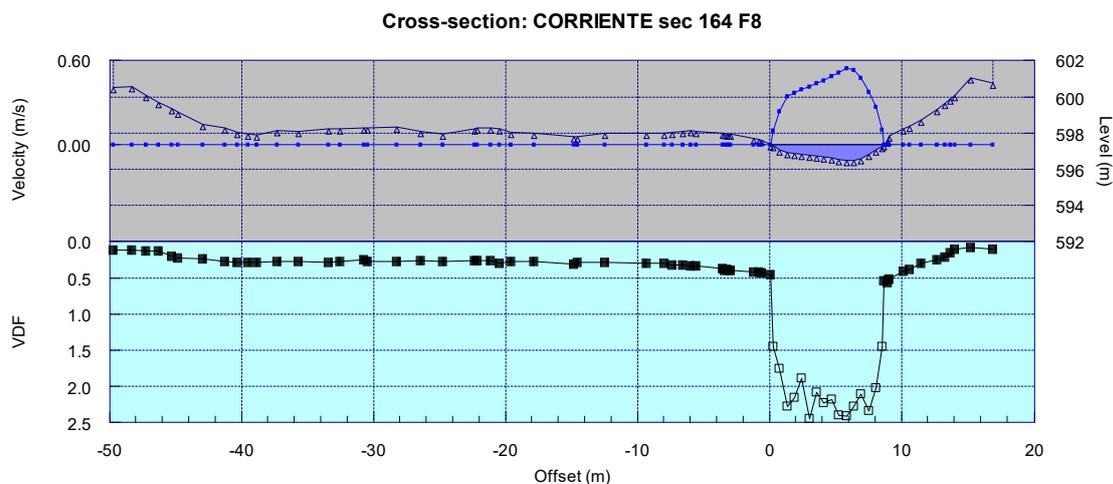


Figura 5 Ejemplo de VDF de una sección transversal

Uno de los pasos más importantes para la calibración del modelo son los factores de distribución de velocidad (VDF's). El factor de distribución de velocidad calcula las velocidades a través de una sección transversal. Es la relación entre la velocidad medida y la velocidad que se predeciría en un punto mediante ecuaciones de transporte que supongan una rugosidad uniforme. Por lo general, los factores de distribución de velocidad varían en una sección en un patrón regular. Los ajustes a los puntos deberían intentar emular este patrón. Notas de campo, fotografías, croquis, etc., pueden ayudar a la estimación de VDF en y por encima de las orillas y de la lámina de agua, teniendo en cuenta la vegetación, troncos, grandes rocas... que no permiten que la velocidad fluya como debería en la sección (Jowett et al., 2014). Es mediante la modificación de los VDF's (figura 4), que se modifican los caudales para poder simular a caudales bajos y a caudales medios. El corte para estos ha sido el percentil 25 (Tabla 5).

Tabla 5 Percentiles para inicio de masa (IM) y para final de masa (FM)

	IM	FM
Percentil 5	0.47	0.69
Percentil 10	0.82	1.09
Percentil 15	1.31	1.60
Percentil 20	2.03	2.34
Percentil 25	2.72	3.08
Percentil 30	3.55	3.86
Percentil 35	4.23	4.53
Percentil 40	5.13	5.39
Percentil 45	6.08	6.45
Percentil 50	7.34	7.94

Además de los caudales seleccionados, para las simulaciones, se han obtenido diferentes resultados en función de los índices de combinación:

- Multiplicativo
- Media geométrica
- Mínimo



D. Selección de curvas de idoneidad y bio-periodos

Tal y como se ha explicado con anterioridad, los microhábitats donde viven los peces u otras especies acuáticas son mayoritariamente modelados mediante tres variables abióticas clave, relacionada cada una de ellas con diferentes aspectos de la especie y que pueden definir las elecciones y preferencias de hábitat, y, por lo tanto, cuantificar cuánto de idóneo es un hábitat para esa especie:

- La **velocidad** media de la columna de agua, que básicamente aporta información sobre el gasto bioenergético necesario por los individuos durante la natación y la búsqueda de alimento,
- La **profundidad**, que se relaciona con la penetración de la luz y con la predación (por su valor como refugio, según sea la turbidez),
- El **sustrato** tiene influencia en la calidad de los frezaderos, la producción de invertebrados y las oportunidades de refugio.

Para la selección de las especies en la simulación del hábitat físico hay que considerar varios criterios:

- La presencia de especies acuáticas en el tramo de estudio y su relación con el estado de calidad de dicho tramo. Esto significa que las especies consideradas como no autóctonas en cada cuenca no se utilizarán en el estudio, dado que desde un enfoque científico y legislativo son consideradas como un factor de degradación del tramo, así como un indicador de dicha situación. Así pues, no serán consideradas como representativas, ya que no se trata de favorecer el hábitat que dichas especies prefieren (aunque podría coincidir parcialmente o en gran medida con ciertas autóctonas). Además de las especies que actualmente se han detectado en los tramos de estudio, hay que considerar también las especies de referencia histórica. Es decir, que ciertos organismos no presentes hoy día pueden ser referente histórico de unas condiciones ecológicas más deseables. Adicionalmente, en la selección de especies se ha dado prioridad a las especies en peligro de extinción, sensibles a la alteración de su hábitat, vulnerables o de interés especial, recogidas en los catálogos de especies amenazadas, así como a las especies recogidas en los anexos II y IV de la Directiva 92/43/CEE.
- Disponibilidad de funciones de idoneidad de microhábitat idóneas para los tramos de estudio, tal y como se ha expuesto en el capítulo II, este paso es muy importante para obtener resultados robustos, ya que los resultados de los modelos de hábitat son extremadamente sensibles a los criterios de idoneidad (Ayllón et al., 2009). Mientras que para los salmónidos existe una gran información a nivel internacional, pues han sido estudiados en numerosos ríos de EE.UU. y Europa, para los ciprínidos endémicos españoles la información empírica es escasa. Dado que las especies de ciprínidos autóctonos de la Península Ibérica son casi todas endémicas, no suele haber estudios en Europa de las mismas especies, aunque puedan coincidir en el género.



Para la simulación de la idoneidad del hábitat en este trabajo se han utilizado las curvas de preferencia del hábitat desarrolladas para las especies piscícolas autóctonas más representativas a partir de trabajos de la tesis doctoral de Martínez-Capel en el río Jarama, y modificadas en el 2011 (Martínez-Capel, 2011) para el cacho, el barbo y la boga de río.

Las curvas seleccionadas son robustas (ver capítulo II): son de tipo III y las variables se obtuvieron en el mismo río Jarama, aguas arriba de los tramos de estudio, por lo que el caudal, O.S., velocidades y profundidades son compatibles con las de los tramos donde se van a aplicar.

Una vez escogidas las especies objeto de la simulación, es necesario resumir el ciclo biológico de cada especie, y saber en qué época está presente cada especie y etapa de desarrollo, especificar los bio-periodos (“bioperiods”) o Periodos Biológicamente Significativos (“Biologically Significant Periods”, BSP). Mediante este cuadro se trata de deducir los periodos más críticos para cada especie y etapa durante el año. Lo que se pretende a través del régimen ecológico de caudales es que el régimen propuesto sea compatible con las etapas presentes a lo largo del año, por lo que no es necesario un detalle temporal excesivo. Para este estudio, la mínima unidad temporal ha sido de un mes, por lo tanto, se ha podido utilizar la tabla 6.

Tabla 6 Periodos biológicamente significativos estimados para especies de ciprínidos (CP) (La X indica la presencia de una etapa de desarrollo en un mes dado). FUENTE: Hernández et al., 2008

Mes	OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVER			VERANO		
	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO
Grupo y Etapa Vital												
CP - Alevines	X								X	X	X	X
CP - Juveniles		X	X	X	X	X	X	X				
CP - Adultos	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

E. Resultado de la simulación y selección del caudal mínimo

Como resultados de la simulación se obtendrá la curva relación AWS-Q y la gráfica de anchura de paso. La curva relación AWS-Q se utilizará para proponer el caudal mínimo, aunque en este apartado a esta relación se le denominará también como APU-Q porque es con ese término con el que viene en la IPH.

Según la legislación que está vigente en España, para la distribución de caudales mínimos en la IPH se han definido los siguientes criterios:

a) Considerar el caudal correspondiente a un umbral del hábitat potencial útil comprendido en el rango 50-80% del hábitat potencial útil máximo.

b) Considerar el caudal correspondiente a un cambio significativo de pendiente en la curva de hábitat potencial útil-caudal.

En el caso de que la curva de hábitat potencial sea creciente y sin aparentes máximos, podrá adoptarse como valor máximo el hábitat potencial útil correspondiente al caudal



definido por el rango de percentiles 10-25 % de los caudales medios diarios en régimen natural, obtenido de una serie hidrológica representativa de, al menos, 20 años.

Por otro lado, autores españoles como Mayo (2000), García de Jalón, (2003) o Magdaleno (2005), describen el significado de caudal mínimo separando en dos conceptos diferentes, resultado de la evolución de la metodología IFIM-PHABSIM en trabajos anteriores:

- Caudal óptimo (*óptimo potencial* en Mayo, 2000): caudal que produce un máximo valor del hábitat potencial. Se trata del caudal al que le corresponde el máximo en la curva APU/Q.
- Caudal básico: es el flujo mínimo necesario para la conservación de las comunidades. A flujos más bajos que el flujo básico, el hábitat potencial disminuye bruscamente, mientras que para valores mayores el hábitat aumenta solo ligeramente. Las diferentes etapas de desarrollo con requisitos particulares de hábitat pueden conducir a variaciones básicas de flujo a lo largo del año (García de Jalón 2003). Se puede establecer en función de tres criterios (Magdaleno, 2005):
 - Cambios relativos en la pendiente: el caudal básico se situaría en el punto de la curva de pendientes hábitat-caudal en el que la pendiente empieza a decrecer
 - Pendiente mínima absoluta: el caudal básico se puede localizar en el punto de la curva de pendientes hábitat-caudal en el que se produce un valor de pendiente significativamente bajo.
 - Proporción del caudal óptimo: el caudal básico puede definirse como el valor mínimo de caudal que produce un hábitat potencial útil correspondiente al 75% del máximo valor de la curva hábitat-caudal.

En este estudio se propondrá un caudal óptimo para el mes de caudales bajos, según tipo de año (húmedo, medio y seco) mediante el estudio en los máximos en las curvas, valorando el rango de caudales recogidos en la IPH. La diferenciación entre estas tres situaciones (años secos, promedio y húmedos) se recomienda como una forma de aumentar la resiliencia de los ecosistemas de agua dulce (Mezger et al., 2019).

El tramo de estudio tiene un elevado interés de conservación, debido a que se encuentra dentro de un LIC; además se encuentra en la zona de influencia de la gestión de los embalses de cabecera de la cuenca del Jarama, la gestión de los embalses de esa zona se verá reflejada en las comunidades de ribera de los tramos de estudio. Debido a esto y a la horquilla que propone la legislación española (entre un 30% -en tramos alterados como este, en no alterados no se puede bajar del 50% - y un 80% de HPU, considerando máximo para aquellas curvas que no lo tienen el índice de habitabilidad correspondiente a un caudal entre un percentil 10 y 25), siempre que sea posible se intentará seleccionar rangos superiores.

Además, en este estudio se están estudiando las necesidades para el mantenimiento de un hábitat para los ciprínidos del Jarama en dos tramos alterados (T1 y T2), por lo cual, lo que se obtenga en un tramo no tiene por qué corresponder hidrológicamente con el otro tramo. **La propuesta de caudal óptimo será la de la especie más restrictiva en el tramo donde precise de mayor caudal.** Como criterio comparativo, y debido a que las

pendientes de las curvas pueden ser diversas, un determinado caudal para mantener, por ejemplo, un 80% de HPU puede ser mayor para una especie, mientras que para mantener un 50% de HPU puede ser otra especie, **se comprobará qué especie es más restrictiva, es decir, precisa de un caudal más elevado, a lo largo de todo el rango de % AWS (30-80%).**

Por otro lado, estos caudales tendrán que ser validados mediante el procedimiento “anchura de paso”, donde se comprueba el rango de caudales para los cuales hay conectividad en cuanto a la velocidad y profundidad. Se realiza mediante el solape de mapas de los resultados hidráulicos, para comprobar si existe conexión longitudinal para las especies piscícolas a lo largo de todo el tramo. Este solape permite analizar los datos de anchura mínima de paso dado unas condiciones de caudal. Se considera de forma habitual, que no existe paso para peces cuando la profundidad resulta menor de 25 cm o la velocidad mayor de 1.25 m/s (Hernández et al., 2006).

Finalmente, se seleccionará un caudal básico para año húmedo, otro para año seco y otro para año intermedio, valores que estén en el intervalo propuesto por la IPH entre el 80% y el 30% del AWS. Estos valores tienen que cumplir las siguientes premisas:

- Estar por encima del Q min. 7 y del caudal mínimo para tener una anchura de paso contigua (salvo en casos excepcionales de periodos secos).
- No superar nunca el régimen natural ya que, lógicamente, si no se dan ciertos caudales en condiciones naturales, menos aún será posible en condiciones alteradas.

2.3. Propuesta de régimen de caudales a partir del caudal base

Tal y como se ha indicado a lo largo de todo el estudio, la variabilidad del régimen natural es fundamental para las comunidades acuáticas y la estructura de los ecosistemas fluviales, por lo tanto, para mantener el ecosistema del río lo más cerca posible de las condiciones naturales, también sería necesario mantener la variabilidad temporal en la propuesta del régimen caudales ecológicos (Palau y Alcázar, 2012). En este apartado existe también una infinidad de opciones, que se pueden agrupar en dos tipos:

- Hidrológicas: Se calcula un factor de variación temporal mediante la serie de caudales naturales, obteniéndose un régimen de caudales para cada unidad de tiempo definida. (mensual, trimestral, etc.). Ejemplo, método del QBM (caudal básico de mantenimiento).
- Biológica: Considerando el óptimo de las curvas, en función del momento del año en el que se encuentran los estadios alevín, juvenil y adulto de las especies ictiológicas, proporcionando caudales en función a sus necesidades. Ejemplo: Ferreira et al. (2014).

En la actualidad, la IPH propone que la *distribución de caudales mínimos se determinará ajustando los caudales obtenidos por métodos hidrológicos al resultado de la modelación de la idoneidad del hábitat*, esto se ha traducido en la gran mayoría de los estudios de caudales ecológicos que se han desarrollado en los planes hidrológicos de



cuencas intercomunitarias (para los que son de obligado cumplimiento la IPH), o autores como calcular mediante métodos hidrológicos esta variación, y posteriormente comprobar en los resultados de la modelización del hábitat, que estos caudales propuestos proporcionan un hábitat adecuado para la ictiofauna.

Por lo tanto, se ha seguido el método de Palau, que considera que el período de tiempo de un mes puede considerarse una buena opción en términos de conservación de ríos o gestión de embalses para esta variación, y también que el uso de la raíz cuadrada es importante, porque atenúa los valores extremos del ajuste temporal, mientras se mantienen las tendencias de variación del patrón natural de los flujos mensuales medios (Palau y Alcázar, 1998 y 2012). Según Fernández-Yuste et al. (2002) el factor de variabilidad temporal de cada mes i (F_i) se puede obtener de la siguiente manera:

$$F_i = \sqrt{\frac{Q_{\text{mes } i}}{Q_{\text{min}}}}$$

$Q_{\text{mes } i}$ = caudal natural del mes para el que se está calculando;

Q_{min} = caudal natural del mes con el mínimo caudal

Pero existen otras formas de calcular los factores de variación. A a continuación se indican algunas de ellas:

$$F_i (1) = \frac{Q_{\text{mes } i}}{Q_{\text{min}}} \quad F_i (2) = \sqrt[3]{\frac{Q_{\text{mes } i}}{Q_{\text{min}}}} \quad F_i (3) = 1 + \sqrt{\frac{Q_i - Q_{\text{min}}}{Q_{\text{max}} - Q_{\text{min}}}} \quad F_i (4) = \sqrt{\frac{\text{Perc } 15_i}{\text{Perc } 15_{\text{min}}}}$$

$Q_{\text{mes } i}$ = caudal natural del mes para el que se está calculando

Q_{min} = caudal natural del mes con el mínimo caudal

Q_{max} = caudal natural mensual con el máximo caudal

$\text{Perc } 15_i$ = Percentil 15 de la serie natural el mes para el que se calcula

$\text{Perc } 15_{\text{min}}$ = Percentil 15 de la serie natural del mes con el mínimo caudal

2.4. Propuesta de régimen de caudales para el mantenimiento de la vegetación de ribera

El objetivo de este apartado es proponer un régimen de caudales enfocados a la vegetación leñosa de ribera. En capítulos anteriores se ha podido constatar las variables hidrológicas más influyentes en el ciclo de vida de las especies de ribera. Autores como Hugues y Muller (2003), resumen los caudales necesarios en estos cinco puntos:

- Caudales altos periódicos que provocan el movimiento del cauce y los sedimentos: proporcionan posibles lugares de regeneración.
- Caudales altos durante la temporada de crecimiento: permiten que lleguen las semillas a la llanura de inundación y el establecimiento de las plántulas.
- Caudales suaves después del pico de inundación: permiten que la capa freática retroceda gradualmente para el establecimiento de las plántulas.
- Sin caudales altos durante la segunda mitad de la temporada de crecimiento: para no destruir las plántulas jóvenes.



- Caudales regulares, de bajos a medios, que ayuden en el mantenimiento de la capa freática: permiten que crezcan árboles ya establecidos; si bien para el mantenimiento del freático son fundamentales las inundaciones, que recargan los acuíferos (Poff et al., 1997).

Relacionando esto puntos con los tipos de inundaciones descritas en Poff et al. (1997) (esquematisadas en la figura 6); los caudales de los que se tratarán se explican a continuación.

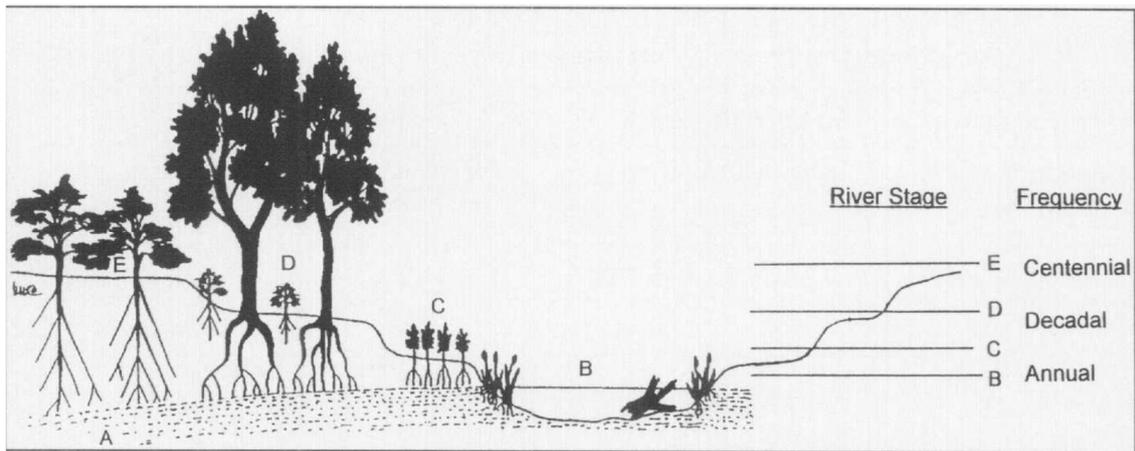


Figura 6 Funciones ecológicas y geomorfológicas de los diferentes niveles de flujo (de Poff et al., 1997)

- Pequeñas inundaciones, frecuentes. En este estudio se llamarán *avenidas habituales* (Martínez y Fernández-Yuste, 2010), interesantes para la vegetación porque promueven los propágulos, y ayudan al mantenimiento del nivel freático. Son las que marcan el umbral de las avenidas (Martínez y Fernández-Yuste, 2010).
- Inundaciones de tamaño intermedio, que inundan las llanuras de inundación bajas y depositan sedimentos arrastrados, lo que permite el establecimiento de especies pioneras (C). Estas inundaciones ayudan a mantener la forma característica del cauce activo, por lo tanto, en este trabajo, se denominarán *caudales generadores del lecho* (CGL).
- Grandes inundaciones (D) e inundaciones raras (C), denominadas como *caudales de conectividad*, ya que inundan toda la llanura de inundación. Estos caudales están relacionados con la dinámica de la banda ribereña (Martínez Santa-María y Fernández-Yuste, 2010). Estos flujos permiten la provisión de sitios de regeneración de vegetación ribereña y el establecimiento exitoso de plántulas (Watts, 2009).

La propuesta de caudales estará basada en los requerimientos estudiados en el anterior capítulo. Siempre y cuando se considere necesario, también se propondrán caudales de magnitud menor al de las avenidas habituales. Se propondrá magnitud, frecuencia, y número de días totales y acumulados del evento.

Como el régimen de caudales es alterado, y tal y como se ha comprobado, existen algunas componentes de la vegetación de ribera que no están en buen estado, por ejemplo, no se ha encontrado regenerado para algunas especies en el tramo de estudio.



Por lo tanto, se compararán los aspectos del régimen de caudales que están más alterados según los resultados del programa IAHRIS para intentar modificarlos, y se mantendrán aquellos aspectos que se consideran que están relativamente bien.

2.5. Propuesta del régimen de caudales para el mantenimiento de la vida piscícola y la vegetación de ribera

Finalmente, los resultados obtenidos para los peces y para la vegetación de ribera se unirá, resumiendo la propuesta en dos gráficos donde se muestre la variabilidad de los caudales propuestos: un hidrograma anual y una gráfica de periodicidad 5 años.

3. RESULTADOS

3.1. Resultados de los índices hidrológicos para caudales mínimos

En el Anexo II se han incluido los índices hidrológicos propuestos por la IPH y calculados para el PHT. Sin considerar los percentiles, el índice de mayor valor es el caudal correspondiente a la media móvil de orden 25, Q25, que tiene un valor de 0.87 a inicio de masa (IM) y de 1.12 a final de masa (FM). En cuanto al valor más bajo es el del caudal básico, Qb, (Palau y Alcázar, 1998 y 2012), que en IM es de 0.68 y en FM es de 0.86. En cuanto a los percentiles (también propuestos como índices hidrológicos de caudales mínimos en la IPH), el P5 está en un rango entre 0.544 a IM y 0.736 a FM. El percentil 25 toma los valores de 1.41 en IM y 1.69 en FM.

El valor del caudal mínimo de 7 días mediante el método de medianas calculado por el IHA (Qmin 7) es de 0.45 para Talamanca y de 0.77 para Algete. Según Fernandez-Yuste et al. (2002), este valor debe considerarse como un umbral mínimo, salvo circunstancias excepcionales de salvaguarda en la garantía del abastecimiento, el caudal medio diario en siete días consecutivos no debe ser inferior a esa cifra. En la tabla 7 se muestran los caudales diarios mensuales según el tipo de año, y se observa que el caudal mínimo para el año seco es muy cercano al valor del Qmin 7.

Tabla 7 Caudales medios mensuales en régimen natural en inicio de masa (IM) según el tipo de año

TIPO DE AÑO MES	CAUDALES DIARIOS MENSUALES (m ³ /s)		
	HÚMEDO	MEDIO	SECO
Octubre	35.291	12.493	0.707
Noviembre	52.351	18.119	4.494
Diciembre	51.849	21.036	8.168
Enero	53.544	18.222	3.303
Febrero	35.462	24.180	6.344
Marzo	43.425	12.946	4.959
Abril	35.298	21.815	8.575
Mayo	36.513	17.247	11.113
Junio	17.860	6.922	3.624
Julio	5.776	1.806	0.733



CAUDALES DIARIOS MENSUALES (m ³ /s)			
TIPO DE AÑO	HÚMEDO	MEDIO	SECO
MES			
Agosto	5.032	1.641	0.520
Septiembre	8.898	3.469	0.525

3.2. Resultados de la modelación del hábitat físico

En este apartado se muestran los resultados obtenidos en las curvas AWS-Q por especie y tramo, los resultados para las diferentes habitabilidades, y la “anchura de paso” para comprobar el rango de caudales para los cuales hay conectividad en cuanto a la velocidad y profundidad.

En cuanto a los resultados de las curvas AWS-Q entre los tres métodos de agregación de los índices de idoneidad (multiplicativo, media geométrica y mínimos) han existido diferencias, que pueden llevar a proponer regímenes diferentes de caudales. El método de la media geométrica proporciona valores mayores de AWS que el resto de los métodos, pero para la mayoría de las especies, las curvas son crecientes, y se tendrían que trabajar considerando máximos en percentiles. Por otro lado, la forma de la gran mayoría de las curvas realizadas mediante la combinación por el método del mínimo y por el método multiplicativo tienen máximos, y entre estos dos, los valores de AWS por método multiplicativo son los más bajos. Finalmente, para los resultados se ha decidido seleccionar el método multiplicativo porque en los últimos años, es de los que más se ha usado en España. La gran mayoría de los estudios realizados de caudales ecológicos para la propuesta del régimen en los planes de cuenca han utilizado Rhyhabsim como programa de simulación en 1D (estudios de los Planes de cuenca de las Demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental y Occidental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana, Júcar...), y el multiplicativo es el método que trae por defecto (al igual que en el programa SEFA), y es interesante mantener ciertos criterios para posibles comparaciones futuras.

En las figuras 7 y 8 se muestran las curvas de AWS – Q mediante el método multiplicativo de combinación de las idoneidades de velocidad, profundidad y sustrato. También se muestran los percentiles 15%, 20% y 25% de los caudales medios diarios en régimen natural. Tal y como se ha dicho antes, por el método multiplicativo presentan máximos todas las curvas, a excepción del cacho alevín (Sp alevín) en ambos tramos. Las gráficas mediante media geométrica y valor mínimo se exponen en el Anexo I.

Tal y como se muestra para el tramo de Talamanca (T1), los barbos y las bogas presentan máximos, y, a excepción del barbo adulto, presentan una pendiente muy pronunciada al principio, para caudales bajos, tomando el máximo en torno a 1 m³/s. Pero el barbo adulto toma el máximo para caudales más elevados (4.81 m³/s), y la pendiente no es tan pronunciada, lo que es normal, ya que los alevines y juveniles suelen preferir profundidades y velocidades más bajas que los adultos. En cuanto a las curvas del cacho, también tienen una pendiente más pronunciada a caudales bajos, el juvenil y el alevín parece que tienen su máximo antes de 1 m³/s, pero la curva del alevín no decrece, sigue aumentando muy lentamente. El cacho adulto presenta un máximo en 3.20 m³/s



En cuanto a las curvas del tramo de Algete (T2), en general, las de los adultos tienen una pendiente inicial más pronunciada, y a partir de $1.6 \text{ m}^3/\text{s}$ crece muy lentamente, es decir, con una pendiente muy reducida. Los alevines y juveniles toman un primer máximo antes de $1 \text{ m}^3/\text{s}$, y en algunos casos vuelve a crecer, de forma más reducida a caudales más elevados.

Comparando entre tramos, el tramo de Talamanca presenta unos valores más elevados del índice AWS. El barbo adulto en el tramo de Algete es el que presenta valores más bajos de AWS, siendo la profundidad la variable más limitante.

En cuanto a los valores obtenidos de las curvas, se resume en la tabla 8 los valores más notables del % AWS- Q sobre el máximo que presentan las curvas. Tal y como se observa, para el caudal óptimo Algete es el tramo más restrictivo, ya que la mayoría de las especies presenta unos valores de caudales más elevados que para Talamanca. Pero para mantener los rangos propuestos por la IPH de caudales básicos (del 80% al 50%) es el barbo la especie más restrictiva en el tramo de Talamanca. Además, en el tramo de Algete los valores de AWS son más bajos que para Talamanca, y sobre todo el adulto.

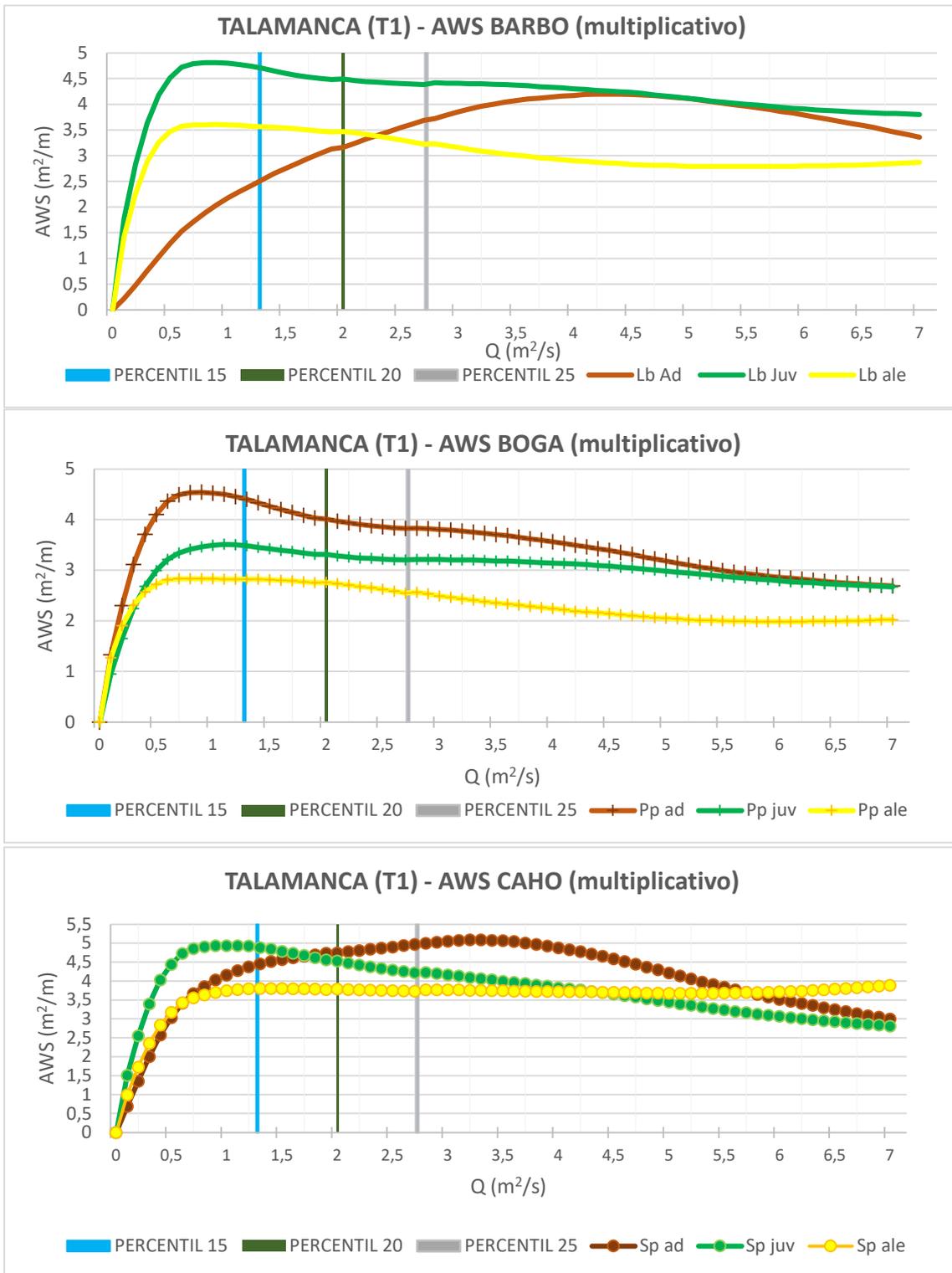


Figura 7 Curvas AWS – Q para T1

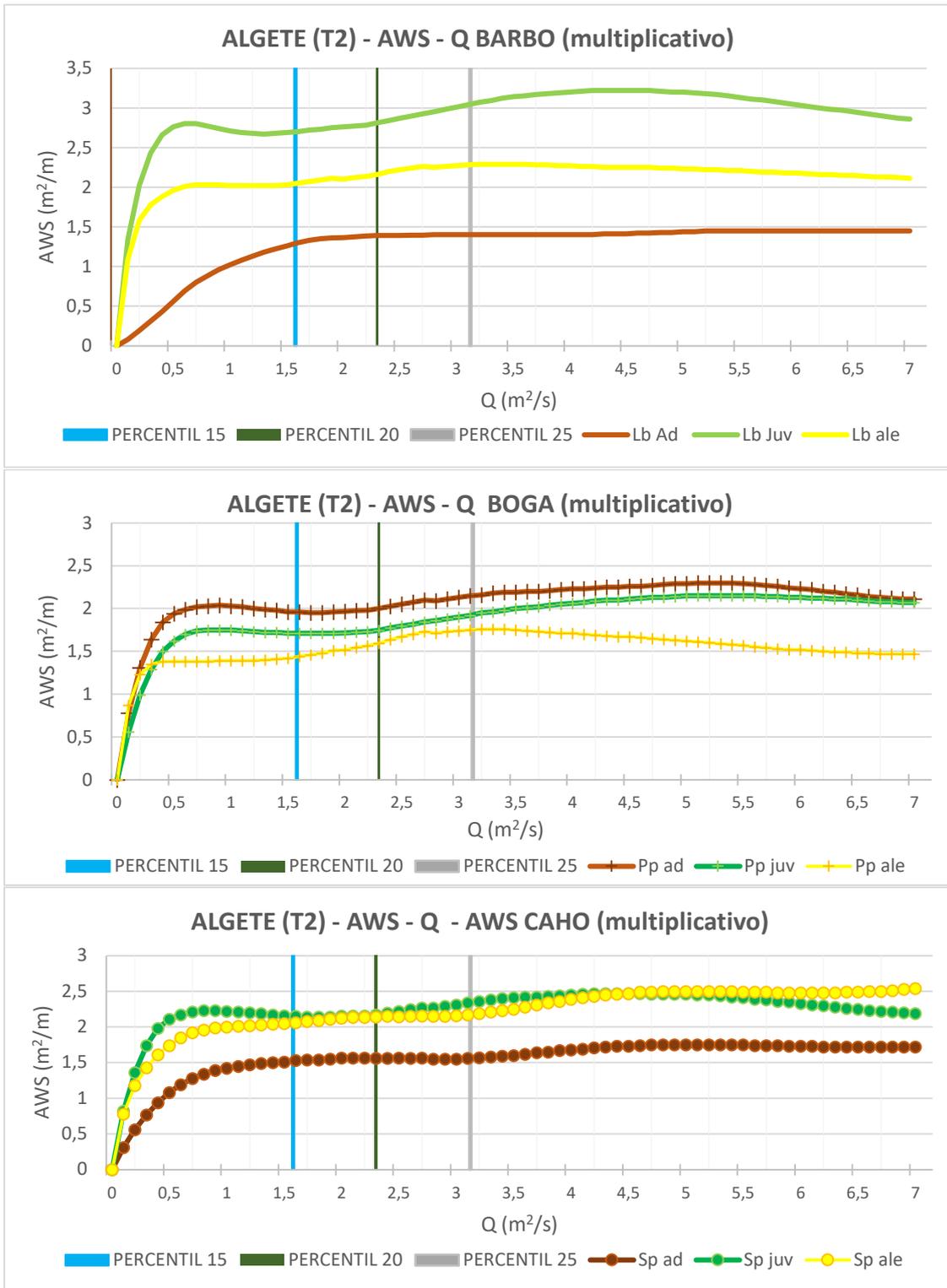


Figura 8 Curvas AWS – Q para T2



Tabla 8 Resultados de % AWS- Q para los dos tramos. El QAWS% indica el caudal (m³/s) necesario para mantener el total, el 80%; el 60% o el 40% de la AWS. En el caso de la curva del cacho alevín, en el Q 100% se indica que, al no alcanzar un máximo de AWS, se considera que este se alcanza en el percentil 25, y a partir de ahí, al considerar aquí el 100% del AWS, se ha calculado el 80%, 60% y 40%

Especie	Estadio	TALAMANCA (T1)					ALGETE (T2)				
		AWS MAX	Q 100%	Q 80%	Q 60%	Q 40%	AWS MAX	Q 100%	Q 80%	Q 75%	Q 40%
BARBO	Adulto	4.20	4.40	2.25	1.29	0.68	1.45	2.80	1.26	0.79	0.52
	Juvenil	4.81	0.80	0.34	0.21	0.11	3.22	4.20	0.36	0.19	0.1
	Alevín	3.61	0.90	0.30	0.19	0.10	2.29	3.20	0.35	0.16	0.08
BOGA	Adulto	4.54	0.90	0.38	0.25	0.15	2.30	5.10	0.40	0.22	0.13
	Juvenil	3.51	1.10	0.44	0.28	0.16	2.15	5.00	0.65	0.30	0.17
	Alevín	2.83	0.70	0.28	0.17	0.1	1.76	3.20	1.38	0.15	0.08
CACHO	Adulto	5.09	3.20	0.93	0.50	0.3	1.75	4.70	0.93	0.48	0.27
	Juvenil	4.94	0.90	0.39	0.25	0.14	2.47	4.20	0.40	0.23	0.13
	Alevín	3.78	P25%= 2.7	0.45	0.28	0.37	2.17	P25%= 3.1	0.50	0.25	0.12

Los caudales básicos propuestos serán:

- Q básico años húmedos – Q del 80% AWS: 2.25 m³/s, que por el método de cuencas supondría un 2.49 en el T2.
- Q básico años medios – Q del 60% AWS: 1.29 m³/s, 1.43 m³/s en T2.
- Q básico años secos– Q del 40% AWS: 0.68 m³/s, 0.77 m³/s en T2.

Para el caudal de año húmedo se ha seleccionado el dato más elevado que permite la IPH por lo comentado en el apartado de metodología. En cuanto al valor del caudal en años secos la IPH permite una horquilla más amplia en este tramo, ya que, según la misma, en tramos muy alterados hidrológicamente (como lo es este) se puede bajar hasta el caudal del 30% de AWS (0.40 en T1 y 0.45 para T2). No se ha optado por un caudal del 50% AWS porque el caudal de 0.94 m³/s está por encima del valor del caudal mínimo a régimen natural en años secos (0.52 m³/s según la tabla 8, calculando por cuencas, estos 0.52 m³/s supondrían 0.73 m³/s en T1 y 0.82 m³/s en T2). Si bien el dato del 40% AWS no baja del Q_{min} 7 (0.45 m³/s en T1, y 0.77 m³/s en T2), se tendrá que contrastar con el caudal de anchura de paso.

Tal y como se muestran en las salidas del programa representadas en las figuras 9 y 10, en Talamanca se precisa de un caudal mínimo de 0.53 m³/s, y en Algete de 0.82 m³/s, para que haya condiciones de paso para los peces, por lo que el caudal del 40% del AWS no proporcionaría una anchura de paso en Algete. Pero este caudal se proporcionará un mes, aunque esa magnitud es muy cercana a la del siguiente mes, por lo que en total son solo durante los meses de julio y agosto a lo largo de un año considerado como seco, y los peces podrán quedar relegados a las pozas existentes en los tramos, ya que el tramo no se seca. Lógicamente estas condiciones también se pueden dar de manera natural cuando hay años secos, lo importante es que esto no se mantenga a lo largo del tiempo.

Estos caudales propuestos están dentro del rango de los índices hidrológicos, donde el valor de Q_b (0.68 m³/s a IM) coincide con el caudal propuesto en Talamanca para años secos, y el de los años medios (1.29 m³/s) está por debajo del P15 a IM (1.41



m³/s, es el indicador hidrológico de mayor valor). Aunque el caudal mínimo propuesto para años húmedos (2.25 m³/s) es superior al P15, para este tipo de años no tendría que haber problema en gestionarlo, ya que en régimen natural a IM este caudal medio mensual es de 5.03 m³/s. Además, este régimen mantiene al resto de los estadios en unos % AWS apropiados, según la norma (IPH).

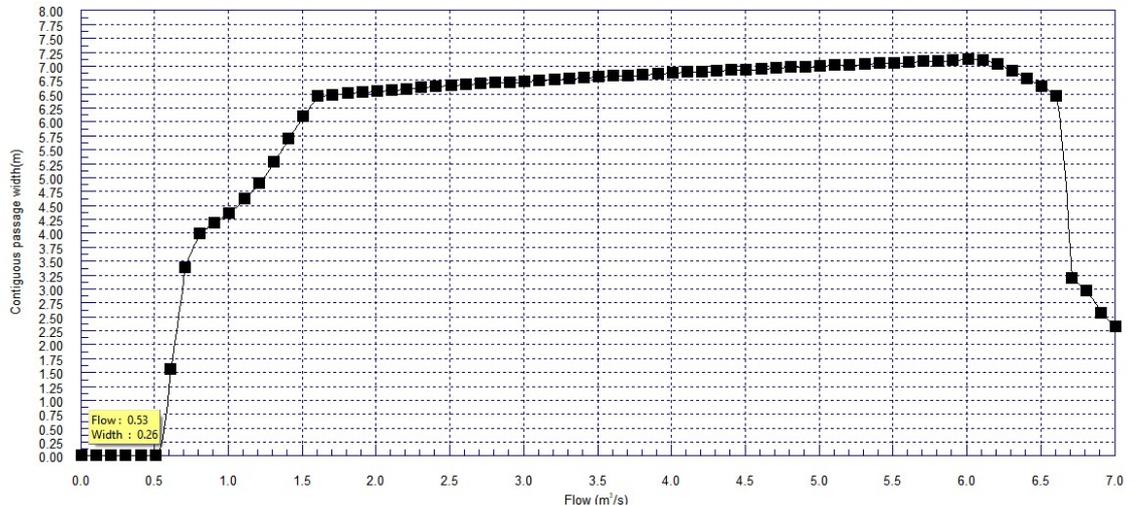


Figura 9 Curvas anchura de paso para T1

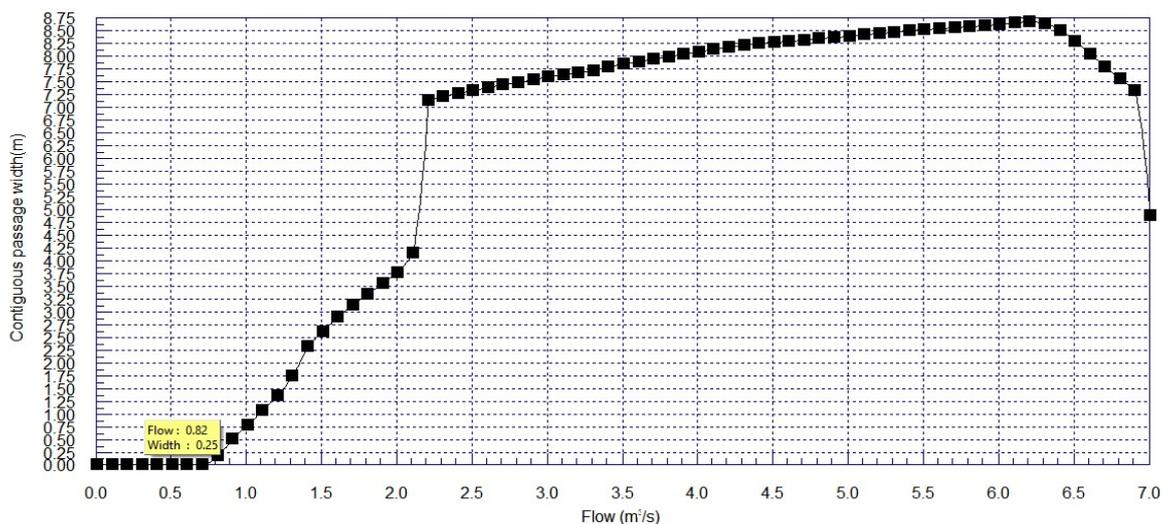


Figura 10 Curvas anchura de paso para T2

Finalmente, el régimen propuesto de caudales se presenta en la tabla 9 y en la figura 11. Es importante señalar que, en algunos meses, la propuesta de caudales ecológicos mínimos es superada por el régimen de caudales circulantes. Esto se debe a que el factor de variabilidad temporal de cada mes (Fi) utilizado para la propuesta del régimen ecológico se basa en el caudal natural. En un futuro, sería importante volver a estimarlo con los datos de las series SIMPA más actuales; así como valorar la utilización de los otros cuatro Fi propuestos en la metodología, para ajustar la variabilidad mensual de manera óptima. Ahora bien, algunos de ellos (ejemplo Fi (1): Qi/Qmin) podrían disparar los caudales mensuales y otros podrían aplanar la variabilidad mensual (ejemplo Fi (2): raíz tercera del cociente Qi/Qmin). Por lo tanto, este régimen mensual habría que ajustarlo y actualizarlo en función de la disponibilidad del recurso.



Tabla 9 Régimen de caudales ecológicos mínimos mensuales para cada tipo de año (Med es la media anual; Fi el factor de variabilidad temporal de cada mes)

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Med
Q natural	16.7	25.1	28.0	22.6	19.4	17.9	20.6	20.7	8.6	2.3	2.8	4.1	15.7
Q circulante EA	1.3	3.5	8.7	8.9	10.2	6.4	6.1	3.5	1.7	0.9	0.4	0.4	4.3
Fi	2.69	3.30	3.48	3.13	2.90	2.78	2.99	2.99	1.93	1.00	1.01	1.33	
Qb (años húmedos)	6.05	7.42	7.84	7.03	6.52	6.27	6.72	6.74	4.33	2.25	2.28	2.99	5.54
Qb (años medios)	3.47	4.26	4.49	4.03	3.74	3.59	3.85	3.86	2.48	1.29	1.31	1.71	3.17
Qb (años secos)	1.83	2.24	2.37	2.13	1.97	1.89	2.03	2.04	1.31	0.68	0.69	0.90	1.67

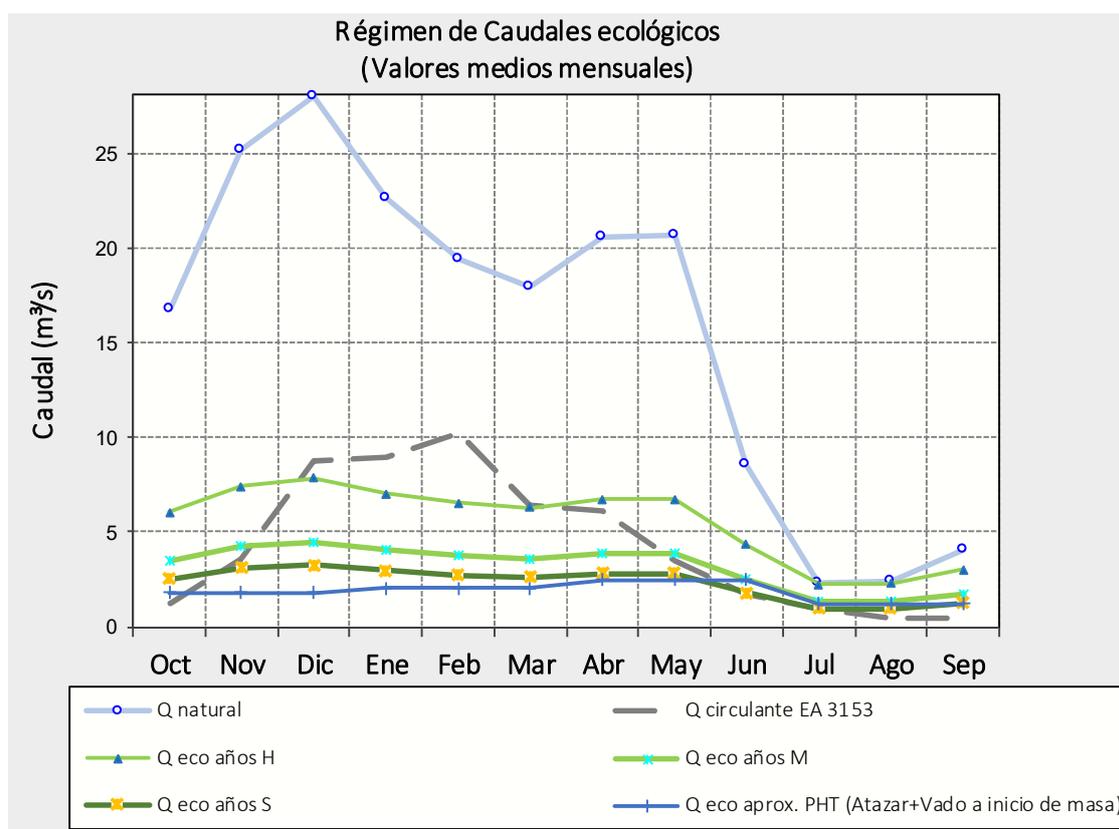


Figura 11 Régimen de caudales ecológicos propuesto. Se representa el caudal ecológico para los años húmedos (Q eco años H), secos (Q eco años S), y medios (Q eco años S) frente al régimen natural, al caudal medio aforado en la estación de aforos, y al propuesto en la actualidad. Este último es una aproximación por cuencas al que está propuesto en las dos masas de aguas arriba en el PHT.

3.3. Resultados del régimen de caudales para el mantenimiento de la vegetación leñosa de ribera

Tal y como se ha comentado anteriormente, en este apartado se partirán de los resultados obtenidos del análisis de las diferentes variables para la vegetación de ribera del capítulo anterior. Como estos caudales están alterados, y se ha visto que hay aspectos de la estructura de la vegetación leñosa de ribera que hay que mejorar, esta mejora se intentará a partir de los caudales proporcionados por el programa IAHRIS.



En la tabla 10 se resumen los aspectos más relevantes de las inundaciones, y el resultado de los índices de alteración del régimen circulante vs. régimen natural. Se muestran ordenados de peor valorados a mejor valorados, por lo que será necesario considerar esos aspectos a la hora de “prescribir” el régimen de caudales.

Tabla 10 Resultados de los índices de alteración IAHRIS y valores de ellos parámetros de las inundaciones

ASPECTO DE LA INUNDACIÓN	INDICES DE ALTERACIÓN HIDROLÓGICA (IAHRIS)		NIVEL II	NIVEL III	NIVEL IV	VALORES DE LOS PARÁMETROS	
	Código	Denominación	0,6 < I ≤ 0,8	0,4 < I ≤ 0,6	0,2 < I ≤ 0,4	Régimen Alterado	Régimen Natural
MAGNITUD	IAH9	Frecuencia del caudal de conectividad			0.29	150 m³/s (T=7)	216 m³/s (T=5)
DURACIÓN	IAH13	Duración de avenidas			0.39	4 días	10 días
MAGNITUD	IAH10	Magnitud de las avenidas habituales		0.43		24 m³/s	56 m³/s
MAGNITUD	IAH7	Magnitud de las avenidas máximas		0.47		73 m³/s	155 m³/s
MAGNITUD	IAH8	Magnitud del caudal generador del lecho	0.79			100 (T=2)	160 (T=2)
ESTACIONALIDAD	IAH14	Estacionalidad de avenidas	0.79				

Los caudales obtenidos en el anterior capítulo para el mantenimiento de los gremios de ribera según el indicador de Huber se resumen en la tabla 11.

Tabla 11 Rangos de caudales para los gremios según el estimador de Huber

Gremios	Magnitud m³/s	Nº eventos/año	Duración (Nº días)	Duración (Nº días acumulados)
Reg. C1-C2	Fa-Pa-Pn	18-26	5-6	19-26
Reg. C3	Fa-Pa-Ss	26-29	4	17-18
	Pn-Fa	26-35	3-4	11-18
Pies menores	Fa-Pn-Ss	28-32	3-4	14-19
	Cm-Pa	48-57	2-3	8-12
	Tg-Um	80-88	1	3
Pies mayores	Ag-Ss-Sa-Sf	23-30	4-5	18-21
	Ag-Sa-Ss-Pn	27-35	3-5	14-20
	Fa-Pa-Pn	35-54	2-3	11-14
	Cm-Tg-Um	94-107	1	2-3

Observando detenidamente los valores de la tabla, para la gestión de estos caudales se pueden resumir en diferentes tipos de prescripciones que cubran las necesidades de los distintos gremios de ribera, y a su vez, que puedan restaurar los aspectos de las inundaciones que están más alterados, influyendo no solo en el mantenimiento de estos gremios, sino también en la mejora de la estructura de la vegetación. Se les denominará tipos de inundaciones (aunque en algunos casos son tan solo pulsos), y una de “estas recetas” puede ser partir de cinco tipos, que se indican a continuación (en la tabla 12 se indican los valores de las variables de cada tipo):

- Tipo 1: Pulsos para mantener el gremio Fa-Pa-Pn (Reg. C1-C2).



- Tipo 2: Pulsos para mantener los gremios Fa-Pa-Ss (Reg. C3), Pn-Fa (Reg. C3), Fa-Pn-Ss (pies menores), Ag-Ss-Sa-Sf (pies mayores) y Ag-Sa-Ss-Pn (pies mayores).
- Tipo 3: Inundaciones para mantener los gremios Cm-Pa (pies menores) y Fa-Pa-Pn (pies mayores). En este caso, la magnitud y los días acumulados están muy cercanos al valor en régimen natural obtenido por el programa IAHRIS para la *Magnitud de las avenidas habituales* (56 m³/s), por lo que se ha indicado este valor para tenerlo en consideración, proponiendo, en este caso, un caudal muy cercano (54 m³/s).
- Tipo 4: Inundaciones para mantener el gremio Tg-Um (pies menores).
- Tipo 5: Inundaciones para mantener el gremio Cm-Tg-Um (pies mayores). Este valor corresponde a la *Magnitud del caudal generador del lecho* en régimen alterado, y como se observa el indicador de alteración según la tabla 10 está en buen estado. Aun así, se deja indicado entre paréntesis el valor de la *Magnitud del caudal generador del lecho* en régimen natural para tenerlo en consideración, como la magnitud óptima a alcanzar.

Tabla 12 Valores de las variables para cada pulso o inundación

Tipo	Magnitud (m ³ /s)	Nº eventos/año	Duración (nº días/año)	Duración (nº días acumulados/año)
1	18	5	19	16
2	28	4	18	14
3	54 (56)	2	11	9
4	80	1	3	1
5	100 (160)	1 (0.5)	2	1

Finalmente, y para prescribir regímenes de caudales que puedan ser gestionados por los embalses de aguas arriba, y a la vez, que tengan en cuenta la realidad de los eventos de inundación, esto todo se puede cubrir “otorgando” tres tipos diferentes de eventos, para dos tipos diferentes de años, según si ese año se tiene que proporcionar caudal generador o no (resumidos en las tablas 13 y 14 respectivamente). En el caso que sea el año para proporcionar caudal generador, uno de ellos será el evento del caudal generador del lecho, que tendrá que ser mantenido durante 16 días, con un periodo de retorno de $T=2$ años, y para llegar a este pico de caudal, el evento pasará por los diferentes pulsos 1, 2, 3 y 4. Los otros dos tipos de eventos se producirán todos los años: uno de ellos será del tipo 3 (con pulsos de tipo 1 y tipo 2 hasta llegar al caudal punta), y otro de tipo 2 (con pulsos de tipo 1 hasta llegar al caudal punta).

Es muy importante que el evento que más dura, de 16 días/a, se proporcione en el momento en el que las semillas estén presentes y maduras, y esa humedad pueda hacer que germinen. Este momento va en función del tipo de año (si va muy avanzada o no la primavera), y generalmente se produce entre febrero, marzo y abril.



Tabla 13 Eventos para proporcionar caudales necesarios para mantenimiento de la vegetación. Año 1: Con evento de TIPO 5. Magnitud en m³/s

TIPO 5	TIPO 3	TIPO 2
<p>T=2 años</p> <p>Evento de duración total de 16 días, durante los cuales se pondrá especial interés a la fase de recesión, que irá disminuyendo poco a poco:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 1 día magnitud ≥ 100 (160) - 2 días magnitud ≥ 80 - 6 días magnitud ≥ 54 - 5 días magnitud ≥ 28 - 2 días magnitud ≥ 18 <p>Momento del año: que coincida con el momento de dispersión de las semillas. Previo al evento, habrá días de pulsos de magnitud de 18 (2 pulsos), 28 (1 pulso) y 54 (1 pulso) que pueden ocurrir durante el ascenso al caudal punta de 100 (160). De no ser posible, estos pulsos se darán en otros momentos del año, evitando que sean a posteriori de este evento para no destruir las plántulas jóvenes.</p>	<p>T= 1 año</p> <p>Evento durará 5 días, de los cuales:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 1 día magnitud ≥ 54 - 2 días magnitud ≥ 28 - 2 días magnitud ≥ 18 <p>Momento del año: entre noviembre y febrero.</p>	<p>T= 1 año</p> <p>Evento durará 16 días, de los cuales:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 1 día magnitud ≥ 28 - 2 días magnitud ≥ 18 <p>Momento del año: entre noviembre y febrero.</p>

Tabla 14 Eventos para proporcionar caudales necesarios para mantenimiento de la vegetación. Año 2: Sin evento de TIPO 5. Magnitud en m³/s

TIPO 3	TIPO 3	TIPO 2
<p>T=2 años</p> <p>Evento de duración total de 16 días, durante los cuales se pondrá especial interés a la fase de recesión, que irá disminuyendo poco a poco:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 9 días magnitud ≥ 54 - 5 días magnitud ≥ 28 - 2 días magnitud ≥ 18 <p>Momento del año: que coincida con el momento de dispersión de las semillas. Previo al evento, habrá días de magnitud de 18 (2 pulsos), 28 (1 pulso) y 54 (1 pulso) que pueden ocurrir durante el ascenso al caudal punta de 54 (56). De no ser posible, estos pulsos se darán en otros momentos del año, evitando</p>	<p>T= 1 año</p> <p>Evento durará 5 días, de los cuales:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 1 día magnitud ≥ 54 - 2 días magnitud ≥ 28 - 2 días magnitud ≥ 18 <p>Momento del año: entre noviembre y febrero.</p>	<p>T= 1 año</p> <p>Evento durará 16 días, de los cuales:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 1 día magnitud ≥ 28 - 2 días magnitud ≥ 18 <p>Momento del año: entre noviembre y febrero.</p>



TIPO 3	TIPO 3	TIPO 2
que sean a posteriori de este evento para no destruir las plántulas jóvenes.		

Hasta aquí se mejoran algunos de los aspectos del régimen que, según IAHRIS, tienen una mala valoración del índice de alteración, como son la duración de avenidas, aumentando los días en los que estas se producen, y aumentando también la magnitud de las avenidas habituales; manteniendo los aspectos que mejor valorados estaban, como la magnitud del caudal generador del lecho y la estacionalidad de avenidas. Pero hay un aspecto del régimen de inundaciones destacable a mejorar, que es el caudal de conectividad. Se propone la magnitud y el periodo de retorno (T) obtenidos por el programa IAHRIS: 216 m³/s, T=5 años, pero para implementar este caudal es preciso realizar estudios de cómo afectará la magnitud a las infraestructuras que hay cercanas al cauce y a la población de la zona.

3.4. Propuesta del régimen de caudales para el mantenimiento de la vida piscícola y la vegetación de ribera

Finalmente, los resultados de este capítulo se exponen en dos figuras finales: un hidrograma anual y una gráfica de periodicidad 5 años que resumen los caudales propuestos: donde los caudales bajos son los calculados para mantener la vida de los peces y los pulsos y avenidas tienen el objetivo de mantener y mejorar la vegetación leñosa de ribera del existentes en el tramo medio del río Jarama.

En la figura 12 se muestra el hidrograma anual, y en él se compara el régimen propuesto de caudales ecológicos con los del año hidrológico 2012-2013. Como ese año (según los resultados del programa IAHRIS) ha sido año hidrológico medio, en el régimen propuesto se muestran los caudales para los peces en años medio.

Se ha seleccionado este año porque hubo un pico de inundación de magnitud de 136.6 m³/s, y apoya la hipótesis de que es posible llegar a estas magnitudes. No ha sido posible representar en el hidrograma datos de caudales más actuales porque el Anuario de Aforos (actualización de la web el 03/06/2020) tiene datos hasta el año hidrológico 2016-17; por lo tanto 2013 es el último año con datos publicados (CEDEX, 2016) con picos de caudal que superan el valor de 100 m²/s (valor cercano al caudal generador del lecho).

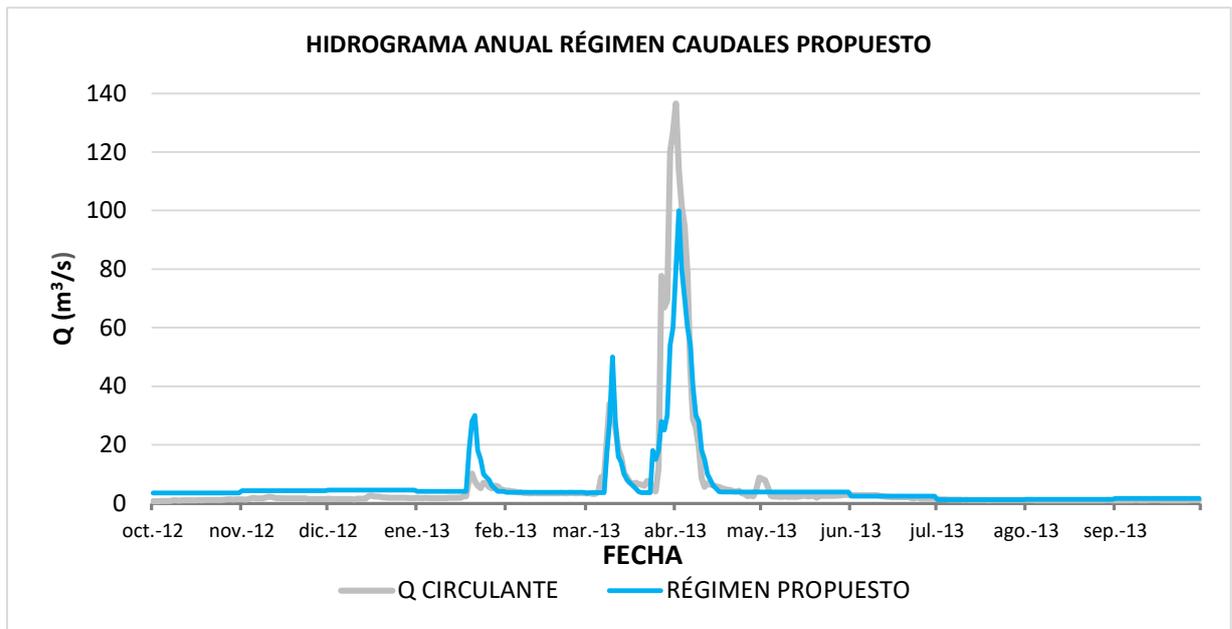


Figura 12. Régimen de caudales ecológicos propuesto

En la figura 13 se resumen los caudales que se proponen con una periodicidad quinquenal. Junto con el eje de la izquierda se proponen los caudales bajos para los peces, según el año sea húmedo, medio o seco. Relacionado con el eje de la derecha están las barras de picos de caudales que se han propuesto para mantener y mejorar la vegetación de ribera del tramo: caudal de conectividad (T=5 años), caudal generador del lecho (T=2 años) y pulsos de caudales y avenidas habituales que tendrán que darse todos los años (T=1 años).

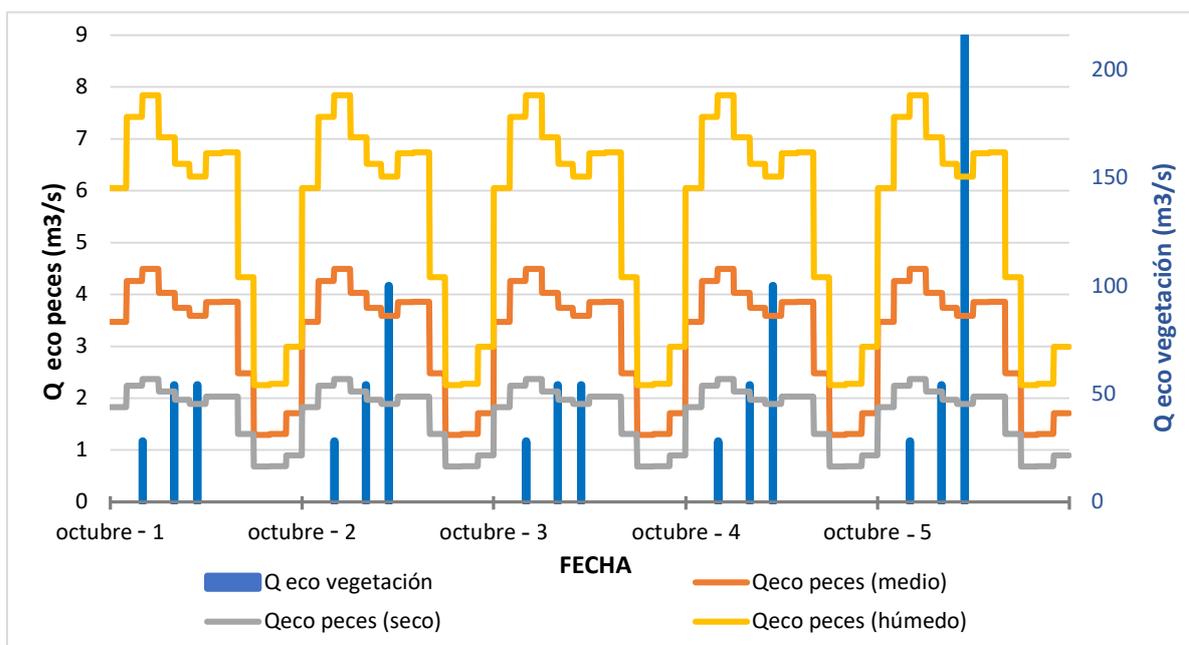


Figura 13 Régimen de caudales ecológicos propuesto según el tipo de año (húmedo, medio o seco). Los números 1, 2, 3, 4 y 5 que aparecen en el eje X después de “octubre” se refieren a los años del quinquenio: año 1, año 2 año 3 año 4 y año 5 respectivamente



4. DISCUSIÓN

En este estudio se ha determinado, tal y como propone la legislación española, un *régimen de caudales ecológicos cuya finalidad es la de contribuir a la conservación o recuperación del medio natural y mantener como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, **habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera.*** No son muchas las propuestas en este aspecto, al menos en la Península Ibérica. En Portugal, Ferreira et al. (2014) evaluaron estas dos componentes del ecosistema para la propuesta de caudales en el río Ocreza. El resultado, al igual que en este estudio, fue una propuesta de caudales mensuales, enfocados a las necesidades de la fauna ictiológica, con inundaciones de períodos de retorno plurianuales enfocadas al mantenimiento de la dinámica de la vegetación de ribera.

El régimen de caudales propuesto en este estudio para la vegetación leñosa de ribera, que consta de un caudal generador, con algún pulso intermedio, modifica la propuesta publicada en el PHT de caudal generador en la masa de agua. Tomando los datos publicados (Anexo III), la magnitud supera la propuesta aquí (220 m³/s frente a 160 m³/s), los días del evento son mucho menores (3.2 días propuestos en el PHT frente a los 16 días), así como el periodo de retorno (T=4 años frente a T= 2 años aquí propuestos). La magnitud de estos caudales, tanto el de 220 m³/s como el de 160 m³/s se han obtenido de la serie de caudales SIMPA a régimen natural, por diferentes metodologías, y es importante actualizar estos estudios para los caudales simulados del SIMPA más actuales y mejorados que se utilizarán en el nuevo ciclo de planificación. Si bien, mientras es importante no perder de vista los valores obtenidos para mantener, al menos, la vegetación existente en el tramo medio del Jarama, con un pulso alto que supere el valor de 100 m³/s, y manteniendo el pulso a lo largo de varios días, para que se mantenga la humedad en la llanura de inundación y promover la germinación de las semillas, y la regeneración de las especies. En cuanto al periodo de retorno, siendo el objetivo el de mantener la vegetación de ribera, si es posible, es fundamental que se amplíe (se estaba obteniendo con un T=3 años en régimen circulante), para favorecer a las comunidades vegetales de ribera, e intentar mejorar la estructura de edad de las especies de ribera “obligadas”.

La propuesta del caudal de T= 2 años coincide con la propuesta de varios estudios (por ejemplo, Ferreira et al., 2014 y Marks et al., 2014). Retomando el estudio de Ferreira et al. (2014), la planificación plurianual en el estudio ha sido decenal, mientras que en el presente estudio ha sido quinquenal. En el estudio en el río Ocreza, se han propuesto inundaciones de periodo de retorno de 2 y de 10 años. Para el presente estudio es necesario valorar la implementación del caudal de conectividad de T=5 años, pero el caudal de T=2 años, al igual que en el estudio de Ferreira et al. 2014, se consideran indispensables para el mantenimiento de la vegetación.

Según Hughes y Rood (2003) no solo es importante la propuesta de inundaciones periódicas para la vegetación de ribera, sino que también es fundamental que la recesión de la inundación tenga una forma cónica para el éxito del establecimiento de plántulas (enfoque de la “caja de reclutamiento”). Se han sugerido “recetas” en este aspecto, por ejemplo, para los regímenes de flujo para *Populus spp.*, se ha prescrito el valor para la pendiente de recesión de 2.5 cm/día, mientras que *Salix spp.* requieren una



etapa de disminución de 1 cm/día (Amlin y Rood 2002), pero son estimaciones generales, y difieren de las diferentes especies y distribuciones geográficas. El enfoque de la caja de reclutamiento si bien ha ayudado a regenerar los bosques aluviales de Salicáceas del hemisferio Norte, desde EEUU a Europa (Harper et al., 2011; Morrison y Stone, 2015; Rood et al., 2005), ha habido casos en los que no ha sido posible esta regeneración (González et al., 2018).

En el anterior capítulo se comenta uno de los problemas que se ha encontrado en los tramos de estudio: la falta de regenerado para alisos y sauces. La mayoría de los árboles y arbustos de ribera tienen requisitos muy específicos para su regeneración. Puede haber años en los que exista una gran abundancia de regenerado, frente a años que no. Estos "años de regeneración" están estrechamente relacionados con factores hidrológicos y con el régimen de inundaciones. Estudios han demostrado que décadas con alta regeneración se correlacionan con décadas con inundaciones medio-altas en primavera (Huges, 2003). En muchos casos las correlaciones de regenerado e inundaciones van más allá de los aspectos de existencia de zonas óptimas para el regenerado y del momento óptimo de la diseminación de las semillas. A veces la causa de la no regeneración de estas especies puede ser debida a la falta de fuente de semilla debido a la mortalidad prematura y la consecuente escasez de árboles parentales. En los sauces, la regulación también puede alterar las proporciones de sexo, desfavoreciendo a los pies femeninos, que son más tolerantes a las inundaciones, pero más sensibles a escasez de agua (González et al., 2018). Por lo tanto, el hecho de que no exista regenerado de ciertas especies no es solo un síntoma de que exista un único problema (por ejemplo, la no existencia de grandes inundaciones), si no que puede ser el síntoma de una serie de factores más complejos, y la prescripción de una única variable puede no ser suficiente para paliar el complejo problema. Un ejemplo de esto puede ser la liberación experimental de flujo al Delta del Río Colorado ocurrido en un momento puntual del 2014 (Shafroth et al., 2017), cuyo objetivo fue el promover el establecimiento de plántulas de Salicaceas. En este caso no fue efectiva en absoluto, es más, promovió el establecimiento de taray, especie invasora en esa zona.

Debido a las complejidades de estos organismos, es necesario utilizar toda la información que se tenga al respecto para la propuesta del régimen de caudales ecológicos. El estudio previo realizado en esta investigación es, por lo tanto, un pilar muy importante para conocer tanto las variables hidrológicas que más pueden influir en la estructura de vegetación de ribera, como para el éxito de proporcionar valores concretos de esas variables y cubrir así las necesidades de todos los gremios de ribera en todas las fases de crecimiento. Si bien, la gestión de embalses requiere una simplificación de todas estas necesidades, que, creemos, se han realizado en este estudio, dentro de las posibilidades que existían a la hora de simplificar la complejidad natural.

En este estudio no se ha llegado a proponer inundaciones con rangos específicos a la hora de la recesión, como los propuestos en la "caja de reclutamiento", ni existen todavía estudios en ese aspecto en profundidad para cada una de las especies de sauces y chopos de la zona. Pero con el enfoque de duración de la inundación se considera que se puede cubrir este factor (al igual que en el estudio de Marks et al., 2014), siempre y



cuando se sigan las recomendaciones propuestas en las tablas 13 y 14 de descender el caudal paulatinamente, en función de las necesidades de cada uno de los gremios.

Retomando la otra componente del régimen de caudales propuesto en este estudio, los caudales mínimos de la fauna ictiológica, aun siguiendo las pautas que propone la legislación española para su propuesta, este régimen difiere en varios aspectos de otros estudios anteriores. Primeramente, la metodología de campo y de simulación no ha sido la óptima, ya que en los estudios 1D (aunque sea un punto muy discutido, ejemplo: Williams, 2010) se basan en muestreos de transectos estratégicamente ubicados en un tramo de cauce, utilizados para describir la distribución longitudinal de los distintos tipos de hábitat presentes en el río, y en este caso se han ubicado cada 40 m. aproximadamente. El problema en este aspecto puede ser más que la ubicación de los transectos, el número bajo de los mismos, ya que, debido a la anchura del cauce, podría haber sido necesario simular con más transectos, para obtener resultados más sólidos. Los resultados obtenidos no distan mucho de los índices hidrológicos, por ello se consideran que los resultados no son erróneos. Pero otros aspectos, tales como la utilización de curvas de idoneidad óptimas para estos tramos, robustecen los resultados.

Otro de los aspectos que difiere de otros estudios es la propuesta final, que tiene en cuenta el tipo de año húmedo, medio y seco. Este enfoque ayuda a proponer caudales más adaptados al régimen natural del río, e introduce otra variable más del que depende parte del ecosistema de ribera: la variabilidad interanual (Poff et al., 1997).

Finalmente, falta analizar lo que propone la legislación española en cuanto a este régimen de caudales y el estado ecológico de la masa de agua: **alcanzar el buen estado o buen potencial ecológicos en las masas de agua, así como a evitar su deterioro.** Aunque el régimen propuesto no ayude a alcanzar el buen estado de la masa de agua, porque ya está valorada como tal, puede ayudar a evitar su deterioro. Según se ha expuesto en el apartado 2.1 de caracterización del tramo de estudio, uno de los indicadores que ha tenido una valoración baja ha sido el QBR (Munné et al., 2003) debido a la degradación del bosque de ribera. Este índice, entre otras variables, pondera atributos de la vegetación de ribera, como son la estructura o grado de madurez de la vegetación o la complejidad y naturalidad de la vegetación. El hecho de que en este tramo se proponga un caudal para mantener y mejorar ciertos aspectos de la estructura de la vegetación de ribera, repercutirá directamente sobre este indicador del estado ecológico, impidiendo el deterioro de la masa de agua en este aspecto.

Teniendo en cuenta la gran complejidad de las variables aquí consideradas, y debido a la naturaleza del estudio, si finalmente se pretende poner en funcionamiento este régimen de caudales, sería fundamental implementar un programa de monitoreo que evalúe la efectividad del régimen de caudales ecológicos, y mejore la gestión del régimen, si este no es efectivo. La aplicación de los caudales ecológicos están avanzando hacia intervenciones eficientes de caudales ecológicos que puedan producir resultados ecológicos medibles (Poff, 2018), y para ello la monitorización del régimen propuesto es uno de los factores fundamentale para ello. Según King et al. (2015), si bien se han desarrollado e implementado muchos regímenes de caudal ambiental a nivel mundial, hay pocos ejemplos de estudios de monitoreo a largo plazo (> 3 años) diseñados para determinar las respuestas ecológicas al uso de caudales ecológicos En la actualidad el



monitoreo de caudales ecológicos en España tiene un alcance geográfico limitado y no evalúa las respuestas ecológicas, (Mezger et al., 2019). La falta de estudios de monitoreo, y el desconocimiento de si los caudales ecológicos están cumpliendo los objetivos propuestos, pueden retraer a los gestores en su implementación (King et al., 2015).

Tal y como se ha comentado a lo largo de este capítulo, es necesario armonizar los usos del agua con las necesidades hídricas de los ecosistemas. Según la Declaración de Brisbane, realizada durante el 10º simposio internacional sobre ríos celebrada en 2007 en Australia, *estos Caudales Ambientales son esenciales para la Salud de los Ecosistemas y el Bienestar Humano, ya que los ecosistemas dulceacuícolas son la base de nuestro bienestar social, cultural y económico*. Esta declaración evidenció las dimensiones globales de la degradación del ecosistema de agua dulce y sus vínculos con la seguridad humana del agua, destacando la importancia vital de la gestión sostenible de los recursos hídricos (Arthington et al., 2018). En ella se instó a los gobiernos a *estimar los caudales ambientales que se requieren en los diferentes cuerpos de agua, caudales ambientales desarrollados sobre metodologías científicamente creíbles para cuantificar la variación – y no solamente el mínimo – del caudal requerido para cada cuerpo de agua, haciendo explícito el enlace de los caudales ambientales con funciones ecológicas específicas y valores sociales*.

El régimen de caudales propuesto en este estudio se considera que va en esta dirección: se ha propuesto un régimen de caudales ecológicos con objetivos claros, y respaldado por metodologías sólidas: por un lado, apoyado en una modelación del hábitat basada en una metodología ampliamente reconocida, y, por otro lado, respaldado por estudios en detalle de las necesidades hidrológicas de la vegetación de ribera en el tramo medio del río Jarama. Finalmente, este estudio se presenta como una evaluación innovadora en España, al proponer un régimen que cubre los diferentes aspectos que propone la legislación de este país.

Los siguientes estudios para realizar en un futuro tendrían que ir enfocados a la optimización en el diseño e implementación del régimen ecológico de caudales en el Jarama medio: por un lado, revisar y actualizar los cálculos en función de las nuevas series de caudales cuando estén disponibles, tanto los caudales naturales (SIMPA desagregado a régimen diario 2017-18) como los circulantes (2017-18). Por otro lado, sería importante introducir los datos en los modelos de simulación de sistemas de gestión, para calibrar el efecto del régimen propuesto sobre la disponibilidad de agua para diferentes usos, y poder así diseñar adecuadas estrategias de concertación e implantación.



5. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, C., & Polo, M. J. (2016). Assessing minimum environmental flows in nonpermanent rivers: The choice of thresholds. *Environmental Modelling & Software*, 79, 120-134.
- Aquatic Habitat Analysts, Inc. 2012. SEFA: System for Environmental Flow Analysis (Version 1.2 build 31). Descargado de: <http://sefa.co.nz/>.
- Ayllón, D. 2007. Estima de la capacidad de carga de la trucha común" salmo trutta" en los ríos de Navarra: aplicaciones a su gestión y conservación. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid.
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. 2009. Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns. *River Research and Applications*, 25(8), 1051-1065.
- Ayllón, D., Almodóvar, A., Nicola, G. G., & Elvira, B. 2012. The influence of variable habitat suitability criteria on PHABSIM habitat index results. *River Research and Applications*, 28(8), 1179-1188.
- Amlin, N., & Rood, S. (2002). Comparative tolerances of riparian willows and cottonwoods to water-table decline. *WETLANDS*, 22(2), 338-346.
- Arthington, A. H., Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D., Capon, S. (2018). The Brisbane declaration and global action agenda on environmental flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, 6.
- BOE, 2015. Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Núm. 219, de 12 de septiembre de 2015, páginas 80582 a 80677 (96 págs.).
- BOE, 2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro.
- Benjankar, R., Yager, E., Tonina, D., & Merz, N. (2016). REI: riparian ecosystem index to assess the impact of hydrologic regime changes on riparian ecosystems. *Ecohydrology*, 9(1), 153-166.
- Bovee, K. D. (1978). *Probability of use criteria for the family Salmonidae. Instream Flow Information Paper No4*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Bovee, K. D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper No. 12*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Bovee, K. D., y Cochnauer, T. (1977). *Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: Fisheries. Instream Flow Information Paper No.3*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.
- Bovee, K. D., y Milhous, R. T. (1978). *Hydraulic simulation in instream flow studies. Instream Flow Information Paper No. 5*. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service: Washington, D.C.



- Boavida, I., Santos, J. M., Katopodis, C., Ferreira, M. T., & Pinheiro, A. 2013. Uncertainty in predicting the fish-response to two-dimensional habitat modeling using field data. *River Research and Applications*, 29(9), 1164-1174.
- CEDEX (2016). *Anuario de Aforos*. Recuperado de: <https://ceh.cedex.es/anuarioaforos/default.asp>
- CEMAGREF. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. *Rapport Cemagref QE Lyon-AF Bassin Rhône Méditerranée Corse*.
- Confederación Hidrológica del Tajo (CHT). 2016. *Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo 2015-2021*. ANEJO DE LA MEMORIA 5 – CAUDALES ECOLÓGICOS. Recuperado de: http://www.chtajo.es/LaCuenca/Planes/PlanHidrologico/Planif_2015-2021/Paginas/Plan_2015-2021.aspx
- Confederación Hidrológica del Tajo (CHT). (2019). *Área de Calidad de las Aguas, Ríos: Estado/Potencial Ecológico*. Recuperado de: http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Paginas/RI_SupEstadoR%C3%ADos.aspx.
- Costa, M. R. D., Mattos, T. M., Fernandes, V. H., Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., & Araújo, F. G. (2015). Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic Forest Stream in South-eastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 13(4), 685-698.
- Clipperton, G. K., Koning, C. W., Locke, A. G., Mahoney, J. M., & Quazi, B. (2003). *Instream flow needs determinations for the South Saskatchewan River basin, Alberta, Canada*. Alberta Environment.
- Díez-Hernández, J. M., y Burbano, L. B. 2006. Técnicas avanzadas para la evaluación de caudales ecológicos en el ordenamiento sostenible de cuencas hidrográficas. *Ingeniería e investigación*, 26(1), 58-68.
- Díez-Hernández, J. M., y Burbano, L. B. 2007. Revisión de los modelos ecohidráulicos unidimensionales (1D) y bidimensionales (2D) en corrientes fluviales. *Avances en recursos hidráulicos*, (15).
- Declaración de Brisbane. (2007). *The Brisbane Declaration: Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being*. Paper presented at the 10th International River Symposium, Brisbane, Australia.
- Egger, G., Politti, E., Woo, H., Cho, K.-H., Park, M., Cho, H., . . . Lee, H. (2012). Dynamic vegetation model as a tool for ecological impact assessments of dam operation. *Journal of Hydro-environment Research*, 6(2), 151-161.
- Estrela, T., y Quintas, L. (1996). El sistema integrado de modelización precipitación—aportación SIMPA. *Revista de Ingeniería Civil*, 104, 43–52.
- Fernández-Yuste, J. F., Martínez-Santa-María, C. M., y Capel, F. M. 2002. Régimen ambiental de caudales en el tramo inmediato aguas abajo del embalse de “El Vado” (Guadalajara). En *La directiva marco del agua: realidades y futuros*, pp: 400-408.
- Fernández Yuste, J.A., C. Martínez Santa-María y F. Magdaleno Mas. 2011. La Instrucción de Planificación Hidrológica y el régimen ambiental de caudales: Principios, realidades y tareas pendientes. I Congreso Ibérico de Restauración Fluvial Restauraríos. León, 18-20 octubre 2011, pp: 486-494.



- Ferreira, M. T., Pinheiro, A. N., Santos, J. M., Boavida, I., Rivaes, R., y Branco, P. (2014). Determinação de um regime de caudais ecológicos a jusante do empreendimento de Alvito. Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 136 pp., 2014.
- Galbraith, H. S., Blakeslee, C. J., Cole, J. C., Talbert, C., & Maloney, K. O. (2016). Evaluating methods to establish habitat suitability criteria: a case study in the upper Delaware River Basin, USA. *River Research and Applications*, 32(8), 1765-1775.
- García-Arias, A., Francés, F., Ferreira, T., Egger, G., Martínez-Capel, F., Garófano-Gómez, V., Rodríguez-González, P. (2012). Implementing a dynamic riparian vegetation model in three European river systems. *Ecohydrology*, 1-17.
- García de Jalón, D. 2003. The Spanish experience in determining minimum flow regimes in regulated streams. *Canadian Water Resources Journal*, 28(2), 185-198.
- Gard, M. (2009). Comparison of spawning habitat predictions of PHABSIM and River2D models. *International Journal of River Basin Management*, 7(1), 55-71.
- González, E., Martínez-Fernández, V., Shafroth, P. B., Sher, A. A., Henry, A. L., 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.
- Godinho, F., Costa, S., Pinheiro, P., Reis, F., & Pinheiro, A. (2014). Integrated procedure for environmental flow assessment in rivers. *Environmental Processes*, 1(2), 137-147.
- Harper, E. B., Stella, J. C., & Fremier, A. K. (2011). Global sensitivity analysis for complex ecological models: a case study of riparian cottonwood population dynamics. *Ecological Applications*, 21(4), 1225-1240
- Hernández, J. M., Ferrer, J., Peris, A., Hernández, A. B., Martínez-Capel, F. & Bargay, M. 2009. *Guía para la determinación del régimen de caudales ecológicos*. Capítulo 3: Ríos permanentes, Dirección General del Agua (DGA).
- Hudson, H. R., Byrom, A. E., & Chadderton, W. L. 2003. A critique of IFIM: instream habitat simulation in the New Zealand context (Vol. 231). Wellington: Department of Conservation.
- Hudson, H. R. 2010. Assessment of potential effects on instream habitat with reduced flows in the Hutt River at Kaitoke. Environmental Management Associates, Christchurch. Report 2010-06. 103 pages.
- Hughes, F.M.R. & Muller, E. (2003). How can floodplain forests be restored? En Hughes, F.M.R. (ed) 2003. *The flooded forest: guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests*. European Union-FLOBAR2, Department of Geography, University of Cambridge, Cambridge, UK p.49-70.
- Im, D., Choi, S.-U., & Choi, B. (2018). Physical habitat simulation for a fish community using the ANFIS method. *Ecological Informatics*, 43, 73-83.
- Jansson, R., Ström, L., & Nilsson, C. 2019. Smaller future floods imply less habitat for riparian plants along a boreal river. *Ecological Applications*.
- Jowett, I. G., & Hayes, J. W. 2004. *Review of methods for setting water quantity conditions in the Environment Southland draft Regional Water Plan*. NIWA Client Report: HAM2004-018. Prepared for Environment Southland, under NIWA Project: ENS04202.



- Jowett, IG; Hayes, JW; Duncan, MJ. 2008. *A Guide to Habitat Survey Methods and Analysis*. NIWA Science and Technology Series No. 54. 118 p.
- Jowett, IG; Richardson, J. 2008. *Habitat Use by New Zealand Fish and Habitat Suitability Models*. NIWA Science and Technology Series No. 55.
- Jowett, I., T. Payne, and R. Milhous. 2014. SEFA: System for Environmental Flow Analysis Software Manual Version 1.21. Aquatic Habitat Analysts, Inc. 233 p.
- King, A. J., Gawne, B., Beesley, L., Koehn, J. D., Nielsen, D. L., & Price, A. (2015). Improving ecological response monitoring of environmental flows. *Environmental Management*, 55(5), 991-1005.
- Kondolf, G. M., Larsen, E. W., & Williams, J. G. (2000). Measuring and modeling the hydraulic environment for assessing instream flows. *North American Journal of Fisheries Management*, 20(4), 1016-1028.
- Mahoney, J. M., & Rood, S. B. (1998). Streamflow requirements or cottonwood seedling recruitment – an integrative model. *WETLANDS*, 18, 634–645.
- Martínez Santa-María, C. & Fernández Yuste, J.A. 2010. IAHRIS 2.2 *Índices de alteración hidrológica en ríos*. Manual de referencia metodológica
- Magdaleno, F. (2005). Caudales ecológicos: conceptos, métodos e interpretaciones. Monografías CEDEX, M-82, Madrid, 194.
- Magdaleno, F. (2018). Flows, ecology and people: is there room for cultural demands in the assessment of environmental flows? *Water Science and Technology*, 77(7), 1777-1781.
- Mayo Rustarazo, M. (2000). *Determinación de regímenes de caudales ecológicos mínimos. Adaptación del método IFIM-PHABSIM y aplicación a los ríos españoles*. Tesis Doctoral, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- MARM. 2008. *Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica*. BOE núm. 229, 22 de septiembre de 2008, 38472-38582.
- Marks, C. O., Nislow, K. H., & Magilligan, F. J. (2014). Quantifying flooding regime in floodplain forests to guide river restoration. *Elementa Science of the Anthropocene*. 2: 000031., 2, 1-15.
- Mezger, G., De Stefano, L., & González del Tanago, M. (2019). Assessing the Establishment and Implementation of Environmental Flows in Spain. *Environmental Management*, 64(6), 721-735.
- Milhous, R.T. and T.J. Waddle. 2001. PHABSIM for Windows User's Manual and Exercises. Open File Report 01-340. Fort Collins, CO: Midcontinent Ecological Science Center. 288p.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. J. A. C. M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13(2), 147-163.
- Morrison, R. R., & Stone, M. C. (2015). Investigating Environmental Flows for riparian vegetation recruitment using System Dynamics Modelling. *River Research and Applications*, 31, 485-496.



- Papadaki, C., Soulis, K., Ntoanidis, L., Zogaris, S., Dercas, N., & Dimitriou, E. (2017). Comparative assessment of environmental flow estimation methods in a Mediterranean mountain river. *Environmental Management*, 60(2), 280-292.
- Jorde, K., & Bratrich, C. (1998). River bed morphology and flow regulations in diverted streams: effects on bottom shear stress patterns and hydraulic habitat. *Advances in River Bottom Ecology*, 47-63.
- Orío, A. H. 2012. Evaluación del estado ecológico y químico de las masas de agua de la Confederación Hidrográfica del Tajo. Categoría: ríos [2007-2011]. Madrid, Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Palau, A. Los mal llamados caudales ecológicos. Bases para una propuesta de cálculo. 1994. *Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos*, 28, 5-15.
- Palau A, Alcazar J. 1996. The basic flow: an alternative approach to calculate minimum environmental instream flows. In *Ecohydraulics 2000. Proceedings of the 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics*, Leclerc M, Capra H, Valentin S, Boudreault A, Co[^]te Y (eds). INRS-Eau: Québec, Canada; A547-558.
- Palau, A., & Alcazar, J. (2012). The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows. *River Research and Applications*, 28(1), 93-102.
- Payne, T. and Jowett I. 2013. SEFA-Computer software system for environmental flow analysis based on the instream flow incremental methodology. Georgia Institute of Technology. Water Resources Conference, University of Georgia, Georgia.
- Payne, T. and Jowett, I. 2013. Sistema de software SEFA-Computer para análisis de flujo ambiental basado en la metodología incremental de flujo de flujo. Instituto de Tecnología de Georgia.
- Jowett, I. G., Payne, T. R., & Milhous, R. T. 2014. SEFA-System for Environmental Flow Analysis. Software Manual. Version, 1.21.
- Paredes-Arquiola, J., Solera, A., Martinez-Capel, F., Momblanch, A. & Andreu, J. 2013. Integrating water management, habitat modelling and water quality at basin scale environmental flow assessment - Tormes River (Spain). *Hydrological Science Journal*, 58.
- Poff, N. L. (2018). Beyond the natural flow regime? Broadening the hydro-ecological foundation to meet environmental flows challenges in a non-stationary world. *Freshwater Biology*, 63(8), 1011-1021.
- Poff, N. L., Allan, D., Bain, M., Karr, J., Prestegard, K., Richter, B., . Stromberg, J. (1997). The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(No. 11).
- Poff, N. L., Tharme, R. E., & Arthington, A. H. (2017). Evolution of environmental flows assessment science, principles, and methodologies. In *Water for the environment* (pp. 203-236). Academic Press.
- Portela, M. M. (2004). Caudais ecológicos em pequenos aproveitamentos hidroeléctricos: comparação de métodos de definição com base em dois casos de estudo. In 7^o Congresso da Água (Vol. 8).
- Raleigh, R. F., Zuckerman, L. D., & Nelson, P. C. (1986). *Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown trout. Biological report (USA). no. 82 (10.124)*.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1996). *A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems*. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174.

- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G., & Ferreira, M. T. (2012). Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology*.
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G., & Ferreira, M. T. (2013). Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers. *Ecohydrology*, 6(3), 413-424.
- Rivaes, R., Rodríguez-González, P. M., Albuquerque, A., Pinheiro, A. N., Egger, G., & Ferreira, M. T. (2015). Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecological Engineering*, 81(0), 428-438.
- Rood, S. B., Samuelson, G. M., Braatne, J. H., Gourley, C. R., Hughes, F. M., & Mahoney, J. M. (2005). Managing river flows to restore floodplain forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(4), 193-201.
- Richter, B., J. Baumgartner, R. Wigington and D. Braun (1997). "How much water does a river need?" *Freshwater Biology* 37(1): 231-249.
- Richter, B. D. (2010). "Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries." *River Research and Applications* 26: 1052-1063.
- Ruiz-García, J. M. (1999). *Modelo distribuido para la evaluación de recursos hídricos*: Centro de Estudios Hidrográficos, Centro de Estudios & Experimentación de Obras Públicas. Centro de Publicaciones, Ministerio de Fomento.
- Sánchez, A. (2008). *Modelización del hábitat físico de la saboga (Alosa fallax) en el curso inferior del río Ebro: aplicación para la validación de propuestas de caudales ambientales*. Technical Report of IRTA for ACA.
- Shafroth, P. B., Schlatter, K. J., Gomez-Sapiens, M., Lundgren, E., Grabau, M. R., Ramírez-Hernández, J., Flessa, K. W. (2017). A large-scale environmental flow experiment for riparian restoration in the Colorado River Delta. *Ecological Engineering*, 106, 645-660.
- Schlatter, K. J., M. R. Grabau, P. B. Shafroth and F. Zamora-Arroyo (2017). "Integrating active restoration with environmental flows to improve native riparian tree establishment in the Colorado River Delta." *Ecological Engineering* 106: 661-674.
- Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19, 397- 441.
- Tharme, R.E., King, J.M., 1998. *Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems*. Water Research Commission Report No. 576/1/98. Water Research Commission, Pretoria, South Africa.
- Torrez, Nicholas J., "Environmental Flow Regime Recommendations for the Promotion of Salicaceae Seedling Recruitment in California's Central Valley" (2014). Master's Projects and Capstones.
- Yáñez, A., M. V. Corral, A. Fernández-Santamarina, M. Zaragüeta, A. Goldenberg, A. Pérez-Bilbao, A. Bermejo, S. Robles and J. Rodríguez-Cristóbal (2018). Estado ecológico y químico de los ríos en la cuenca hidrográfica del Tajo. 2012/2015. C. H. Tajo. Madrid, Confederación Hidrográfica del Tajo. En: http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Documentos/AguasSuperficiales/R%C3%ADos/Informe%20R%C3%ADos%202012-2015.pdf
- Williams, J. G. (2010). "Sampling for environmental flow assessments." *Fisheries* 35(9): 434-443.



6. ANEXOS

ANEXO I: Curvas AWS por otros métodos de agregación de las variables (media geométrica y valor mínimo)

ANEXO II: Índices hidrológicos para los caudales mínimos (PHT)

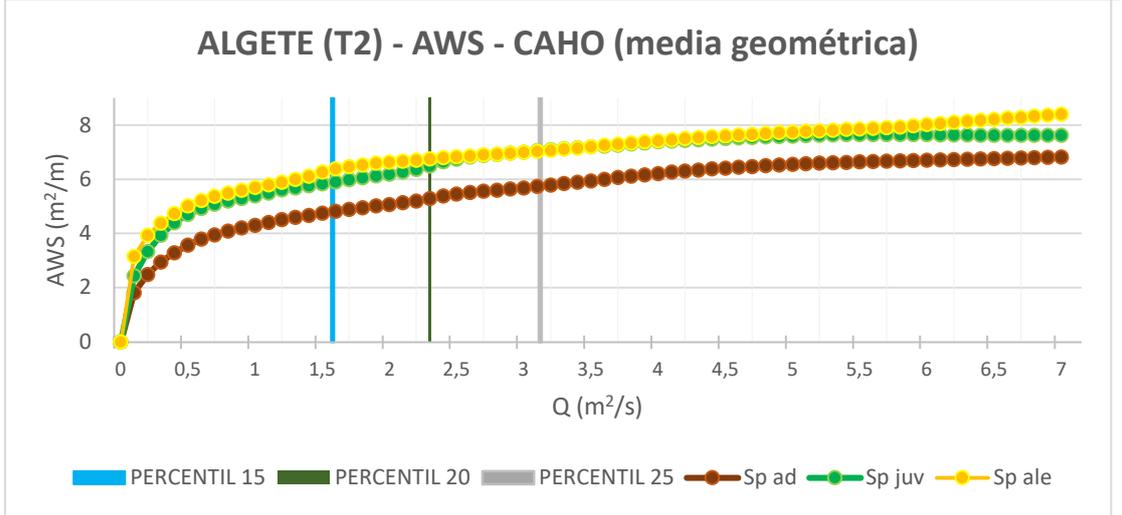
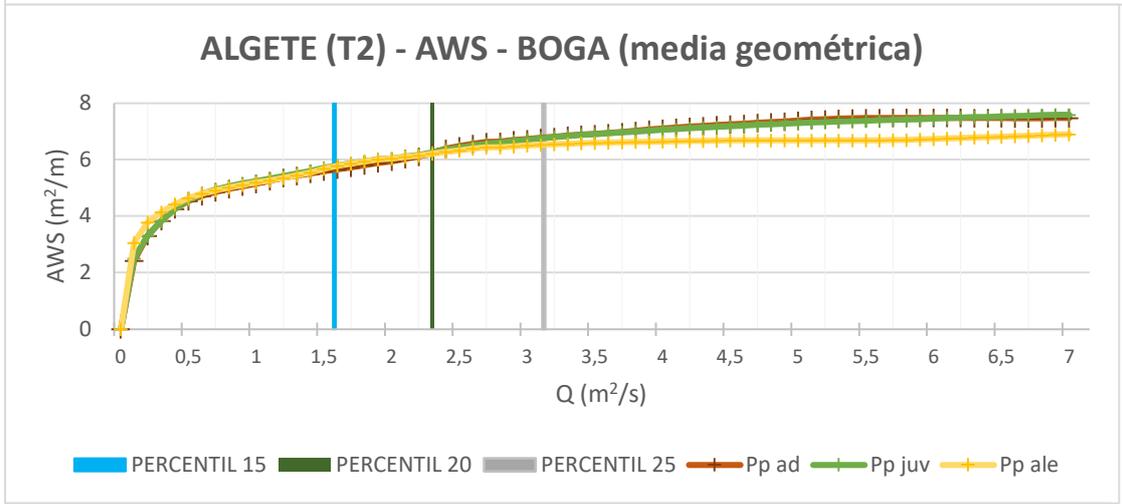
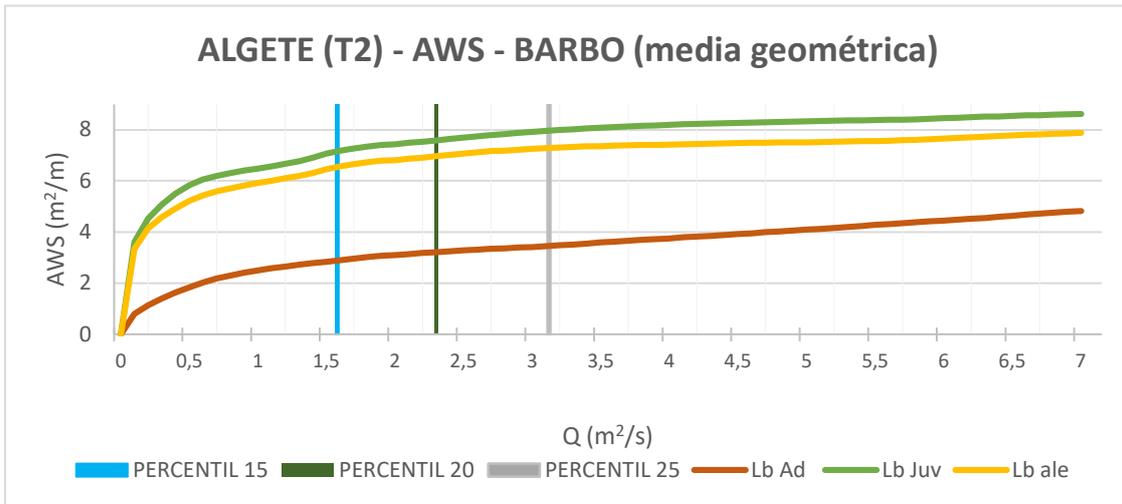
ANEXO III: Caudal generado del lecho (PHT)

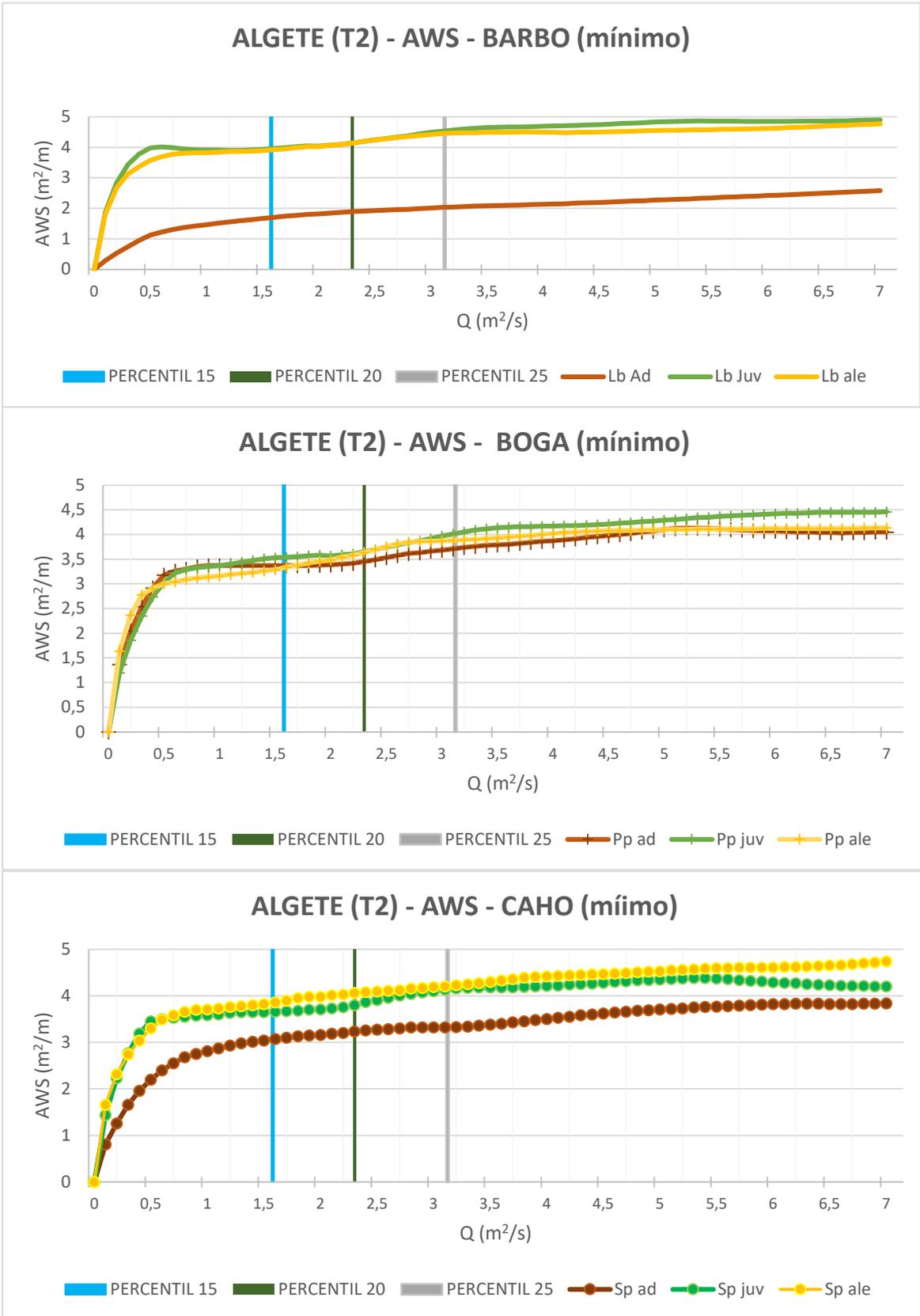




ANEXO I









ANEXO II





DH TAJO

ESTUDIO DE CAUDALES MÍNIMOS POR MÉTODOS HIDROLÓGICOS

CÓDIGO MASA DE AGUA	Rio Jarama en la confluencia con Rio Lozoya (FINAL DE MASA)	MASA SIMULADA
0423021		NO

CLASIFICACIÓN DE LA MASA	PERMANENTE
--------------------------	------------

RESULTADOS INDICADORES DEL CAUDAL ECOLÓGICO	Caudal (m³/s)	Aportación anual (hm³/año)	% s/Qnat
Q Básico (series anuales de datos diarios)	0,679 m³/s	21,40	4,33%
Percentil 5 (serie de datos diarios) *	0,544 m³/s	17,14	3,47%
Percentil 15 (serie de datos diarios) *	1,412 m³/s	44,54	9,01%
Q21 (series anuales de datos diarios)	0,828 m³/s	26,10	5,28%
Q25 (series anuales de datos diarios)	0,866 m³/s	27,32	5,52%

MEDIA DE CAUDALES (m³/s)

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Media anual	% s/Qnat	
Q natural	16,71	25,14	28,04	22,58	19,39	17,92	20,59	20,71	8,57	2,31	2,37	4,07	15,70	100%	
Perc 5 *	0,54	0,83	1,83	1,78	3,82	3,64	4,18	4,21	1,39	0,54	0,54	0,54	1,99	13%	
Perc 15 *	1,41	3,11	4,32	2,17	5,41	4,67	7,32	7,05	2,30	1,41	1,41	1,41	3,50	22%	
Factor de variación	Qaforado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
$F_{var 1} = \sqrt{\frac{Q_i}{Q_{min}}}$	F var 1	2,69	3,30	3,48	3,13	2,90	2,78	2,99	2,99	1,93	1,00	1,01	1,33		
	Q básico	1,83	2,24	2,36	2,12	1,97	1,89	2,03	2,03	1,31	0,68	0,69	0,90	1,67	11%
	Q 21	2,23	2,73	2,88	2,59	2,40	2,31	2,47	2,48	1,59	0,83	0,84	1,10	2,04	13%
	Q 25	2,33	2,86	3,02	2,71	2,51	2,41	2,59	2,59	1,67	0,87	0,88	1,15	2,13	14%
$F_{var 2} = \sqrt[3]{\frac{Q_i}{Q_{min}}}$	F var 2	1,93	2,22	2,30	2,14	2,03	1,98	2,07	2,08	1,55	1,00	1,01	1,21		
	Q básico	1,31	1,50	1,56	1,45	1,38	1,34	1,41	1,41	1,05	0,68	0,68	0,82	1,22	8%
	Q 21	1,60	1,83	1,90	1,77	1,68	1,64	1,72	1,72	1,28	0,83	0,83	1,00	1,48	9%
	Q 25	1,68	1,92	1,99	1,85	1,76	1,71	1,80	1,80	1,34	0,87	0,87	1,05	1,55	10%
$F_{var 3} = 1 + \sqrt{\frac{Q_i - Q_{min}}{Q_{max} - Q_{min}}}$	F var 3	1,75	1,94	2,00	1,89	1,81	1,78	1,84	1,85	1,49	1,00	1,05	1,26		
	Q básico	1,19	1,32	1,36	1,28	1,23	1,21	1,25	1,25	1,01	0,68	0,71	0,86	1,11	7%
	Q 21	1,45	1,61	1,66	1,56	1,50	1,47	1,53	1,53	1,24	0,83	0,87	1,04	1,36	9%
	Q 25	1,51	1,68	1,73	1,64	1,57	1,54	1,60	1,60	1,29	0,87	0,91	1,09	1,42	9%
$F_{var 4} = \sqrt{\frac{Perc 15_i}{Perc 15_{min}}}$	F var 4	1,00	1,48	1,75	1,24	1,96	1,82	2,28	2,23	1,28	1,00	1,00	1,00		
	Q básico	0,68	1,01	1,19	0,84	1,33	1,23	1,54	1,52	0,87	0,68	0,68	0,68	1,02	6%
	Q 21	0,83	1,23	1,45	1,02	1,62	1,51	1,88	1,85	1,06	0,83	0,83	0,83	1,24	8%
	Q 25	0,87	1,29	1,51	1,07	1,70	1,58	1,97	1,93	1,11	0,87	0,87	0,87	1,30	8%

PROBABILIDAD DE CUMPLIMIENTO MENSUAL DE LOS CAUDALES HIDROLÓGICOS (%)

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Media
Perc 5 *	92,3	96,2	96,2	96,2	100,0	96,2	96,2	100,0	100,0	88,5	76,9	88,5	93,9
Perc 15 *	76,9	88,5	92,3	92,3	88,5	88,5	92,3	88,5	92,3	61,5	42,3	69,2	81,1
$F_{var 1} = \sqrt{\frac{Q_i}{Q_{min}}}$	Q básico	76,9	92,3	92,3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	73,1	76,9	90,7
	Q 21	76,9	88,5	92,3	80,8	100,0	100,0	100,0	100,0	80,8	50,0	69,2	86,5
	Q 25	76,9	88,5	92,3	76,9	100,0	100,0	100,0	100,0	96,2	76,9	50,0	69,2
$F_{var 2} = \sqrt[3]{\frac{Q_i}{Q_{min}}}$	Q básico	80,8	96,2	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	73,1	76,9	92,0
	Q 21	76,9	92,3	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	80,8	50,0	73,1	88,8
	Q 25	76,9	92,3	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	76,9	50,0	73,1	88,5
$F_{var 3} = 1 + \sqrt{\frac{Q_i - Q_{min}}{Q_{max} - Q_{min}}}$	Q básico	80,8	96,2	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	73,1	76,9	92,0
	Q 21	76,9	92,3	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	80,8	50,0	73,1	88,8
	Q 25	76,9	92,3	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	76,9	50,0	73,1	88,5
$F_{var 4} = \sqrt{\frac{Perc 15_i}{Perc 15_{min}}}$	Q básico	88,5	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	73,1	76,9	93,3
	Q 21	84,6	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	80,8	57,7	76,9	91,0
	Q 25	84,6	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	76,9	50,0	76,9	90,1

* Los percentiles 5 y 15 se han calculado para cada mes, por lo que no se han aplicado los factores de variación. El valor mensual debe ser igual o mayor que el percentil correspondiente a la serie completa, e igual o menor que el caudal natural mensual; cuando el percentil mensual obtenido no cumple alguna de estas dos condiciones, se ha adoptado el valor limitante correspondiente.

Fuente de datos: serie corta (de 1980-81 a 2005-06)



DH TAJO

ESTUDIO DE CAUDALES MÍNIMOS POR MÉTODOS HIDROLÓGICOS

CÓDIGO MASA DE AGUA	Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix (FINAL DE MASA)	MASA SIMULADA
0422021		NO

CLASIFICACIÓN DE LA MASA	PERMANENTE
--------------------------	------------

RESULTADOS INDICADORES DEL CAUDAL ECOLÓGICO	Caudal (m³/s)	Aportación anual (hm³/año)	% s/Qnat
Q Básico (series anuales de datos diarios)	0,862 m³/s	27,20	5,13%
Percentil 5 (serie de datos diarios) *	0,736 m³/s	23,22	4,38%
Percentil 15 (serie de datos diarios) *	1,691 m³/s	53,34	10,06%
Q21 (series anuales de datos diarios)	1,073 m³/s	33,85	6,38%
Q25 (series anuales de datos diarios)	1,124 m³/s	35,44	6,68%

MEDIA DE CAUDALES (m³/s)

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Media anual	% s/Qnat	
Q natural	17,72	26,73	30,47	24,99	20,84	18,98	21,55	21,73	9,26	2,70	2,67	4,41	16,84	100%	
Perc 5 *	0,74	1,08	2,21	1,97	4,06	3,84	4,52	4,36	1,58	0,74	0,74	0,74	2,21	13%	
Perc 15 *	1,69	3,40	4,45	2,41	5,70	4,85	8,05	7,42	2,49	1,69	1,69	1,69	3,79	23%	
Factor de variación	Qaforado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
$F \text{ var } 1 = \sqrt{\frac{Q_i}{Q_{\min}}}$	F var 1	2,58	3,16	3,38	3,06	2,79	2,67	2,84	2,85	1,86	1,01	1,00	1,28		
	Q básico	2,22	2,73	2,91	2,64	2,41	2,30	2,45	2,46	1,61	0,87	0,86	1,11	2,05	12%
	Q 21	2,76	3,40	3,62	3,28	3,00	2,86	3,05	3,06	2,00	1,08	1,07	1,38	2,55	15%
	Q 25	2,89	3,56	3,80	3,44	3,14	3,00	3,19	3,21	2,09	1,13	1,12	1,44	2,67	16%
$F \text{ var } 2 = \sqrt[3]{\frac{Q_i}{Q_{\min}}}$	F var 2	1,88	2,15	2,25	2,11	1,98	1,92	2,01	2,01	1,51	1,00	1,18			
	Q básico	1,62	1,86	1,94	1,82	1,71	1,66	1,73	1,73	1,31	0,87	0,86	1,02	1,51	9%
	Q 21	2,02	2,31	2,42	2,26	2,13	2,06	2,15	2,16	1,62	1,08	1,07	1,27	1,88	11%
	Q 25	2,11	2,42	2,53	2,37	2,23	2,16	2,25	2,26	1,70	1,13	1,12	1,33	1,97	12%
$F \text{ var } 3 = 1 + \sqrt{\frac{Q_i - Q_{\min}}{Q_{\max} - Q_{\min}}}$	F var 3	1,74	1,93	2,00	1,90	1,81	1,77	1,82	1,83	1,49	1,03	1,25			
	Q básico	1,50	1,66	1,72	1,64	1,56	1,52	1,57	1,58	1,28	0,89	0,86	1,08	1,41	8%
	Q 21	1,86	2,07	2,15	2,04	1,94	1,90	1,96	1,96	1,60	1,11	1,07	1,34	1,75	10%
	Q 25	1,95	2,17	2,25	2,13	2,03	1,98	2,05	2,05	1,67	1,16	1,12	1,40	1,83	11%
$F \text{ var } 4 = \sqrt{\frac{\text{Perc } 15_{\max}}{\text{Perc } 15_{\min}}}$	F var 4	1,00	1,42	1,62	1,19	1,84	1,69	2,18	2,09	1,21	1,00	1,00			
	Q básico	0,86	1,22	1,40	1,03	1,58	1,46	1,88	1,81	1,05	0,86	0,86	1,24	1,24	7%
	Q 21	1,07	1,52	1,74	1,28	1,97	1,82	2,34	2,25	1,30	1,07	1,07	1,54	1,54	9%
	Q 25	1,12	1,59	1,82	1,34	2,06	1,90	2,45	2,35	1,36	1,12	1,12	1,62	1,62	10%

PROBABILIDAD DE CUMPLIMIENTO MENSUAL DE LOS CAUDALES HIDROLÓGICOS (%)

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Media
Perc 5 *	88,5	96,2	96,2	96,2	100,0	96,2	96,2	100,0	100,0	88,5	76,9	92,3	93,9
Perc 15 *	76,9	88,5	92,3	92,3	88,5	88,5	88,5	88,5	92,3	69,2	42,3	69,2	81,4
$F \text{ var } 1 = \sqrt{\frac{Q_i}{Q_{\min}}}$	Q básico	76,9	92,3	92,3	88,5	100,0	100,0	100,0	100,0	88,5	73,1	80,8	91,0
	Q 21	73,1	88,5	92,3	76,9	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	61,5	69,2	87,2
	Q 25	73,1	88,5	92,3	76,9	100,0	100,0	100,0	100,0	96,2	80,8	57,7	86,2
$F \text{ var } 2 = \sqrt[3]{\frac{Q_i}{Q_{\min}}}$	Q básico	80,8	96,2	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	88,5	73,1	80,8	92,6
	Q 21	76,9	92,3	96,2	92,3	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	61,5	76,9	90,1
	Q 25	76,9	92,3	96,2	92,3	100,0	100,0	100,0	100,0	80,8	57,7	73,1	89,1
$F \text{ var } 3 = 1 + \sqrt{\frac{Q_i - Q_{\min}}{Q_{\max} - Q_{\min}}}$	Q básico	80,8	96,2	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	88,5	73,1	80,8	92,6
	Q 21	76,9	92,3	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	61,5	73,1	90,1
	Q 25	76,9	92,3	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	80,8	57,7	69,2	89,1
$F \text{ var } 4 = \sqrt{\frac{\text{Perc } 15_{\max}}{\text{Perc } 15_{\min}}}$	Q básico	88,5	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	88,5	73,1	80,8	93,9
	Q 21	84,6	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	84,6	61,5	80,8	92,0
	Q 25	84,6	96,2	96,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	80,8	57,7	80,8	91,3

* Los percentiles 5 y 15 se han calculado para cada mes, por lo que no se han aplicado los factores de variación. El valor mensual debe ser igual o mayor que el percentil correspondiente a la serie completa, e igual o menor que el caudal natural mensual; cuando el percentil mensual obtenido no cumple alguna de estas dos condiciones, se ha adoptado el valor limitante correspondiente.

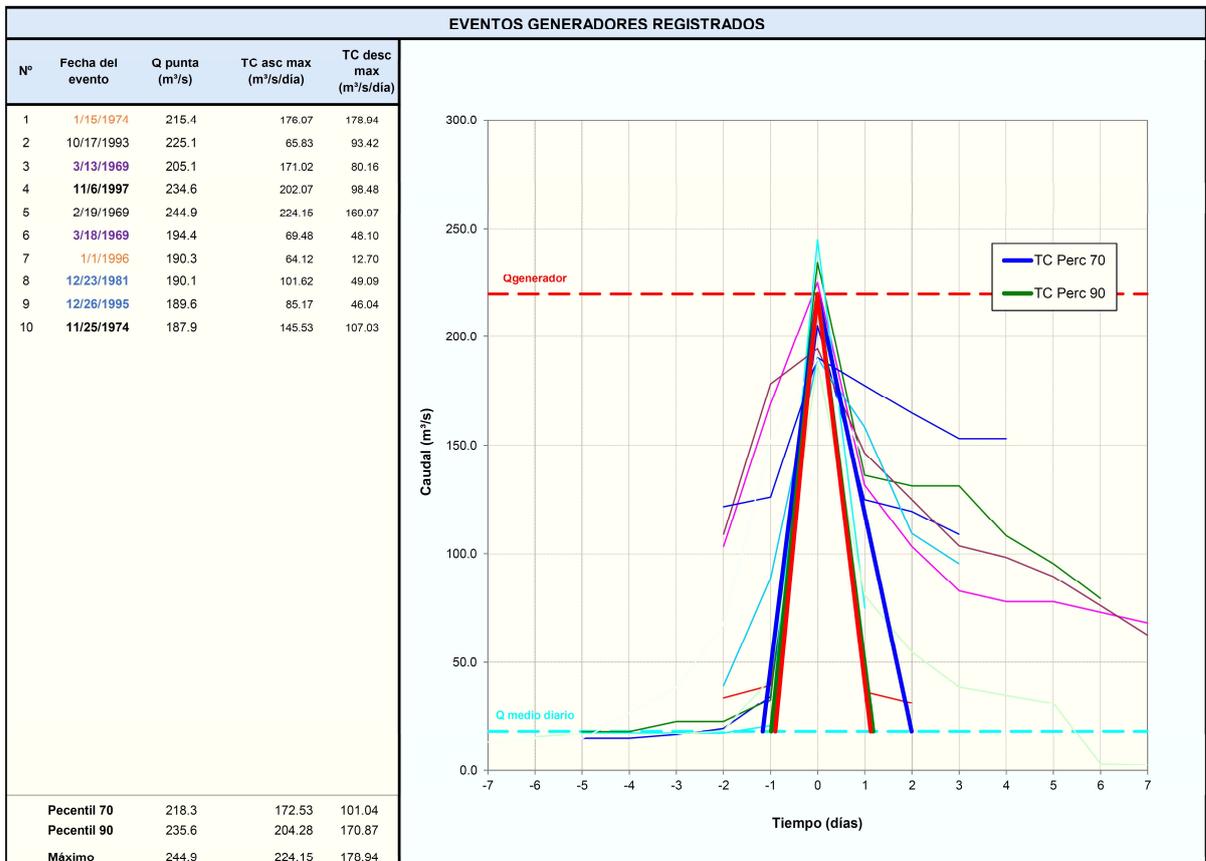


ANEXO III





DH TAJO		ESTUDIO DE CAUDALES GENERADORES							
CÓDIGO MASA DE AGUA 422021	Río Jarama desde Río Lozoya hasta Río Guadalix		MASA SIMULADA NO						
CLASIFICACIÓN DE LA MASA	PERMANENTE								
GRADO DE ALTERACIÓN HIDROLÓGICA (IAHRIS)	-								
CAUDAL GENERADOR									
CAUDAL PUNTA (T= 3,95 años):		220 m³/s							
MES DE MÁXIMA FRECUENCIA:		NOVIEMBRE							
APORTACIÓN NATURAL MEDIA		573.80 hm³/año							
		18.20 m³/s							
EVENTOS GENERADORES									
Periodo de retorno, T:	4.0 años								
Qmax (Gumbel):	220 m³/s								
Nº años con datos:	39								
Nº eventos registrados:	10								
CARACTERIZACIÓN DEL HIDROGRAMA DEL EVENTO GENERADOR TIPO									
	Rama ascendente			Rama descendente			Total hidrograma		
	Perc. 70	Perc. 90	Máxima	Perc. 70	Perc. 90	Máxima	Perc. 70	Perc. 90	Máxima
Tasa de cambio (m³/s/día)	172.53	204.28	224.15	101.04	170.87	178.94			
Duración (horas)	28.0	23.7	21.6	47.9	28.3	27.0	75.9	52.0	48.6
Volumen (hm³)	10.18	8.60	7.83	17.38	10.28	9.81	27.56	18.87	17.65
% s/ Apo. natura	1.77%	1.50%	1.37%	3.03%	1.79%	1.71%	4.80%	3.29%	3.08%





VI. CONCLUSIONES GENERALES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Finalmente, tras el desarrollo de esta investigación cuyo objetivo era el establecimiento de un régimen de caudales ecológicos efectivo para el sustento de la vida piscícola y la vegetación de ribera, se identificaron una serie de factores fundamentales a los que adherirnos para determinar regímenes de caudales ecológicos como tal. Para ello, por un lado, se han explorado variables clave en el desarrollo de las curvas de idoneidad (HSC) de estudios hidrobiológico; y por el otro, se han realizado diversos estudios *in situ* en dos zonas del río Jarama, áreas que cuentan con un amplio desarrollo de las comunidades vegetales de ribera al estar ubicados en el tramo medio del río. A continuación, se detallan las conclusiones y las líneas a seguir en un futuro.

CONCLUSIONES

1. En esta investigación se valoró la consistencia de los HSC utilizados para los estudios de caudales ecológicos España (84 en total), poniendo de relieve aquellos aspectos más importantes para su consideración, entre los que destacan: número de observaciones independientes tomadas en los muestreos, categoría de las curvas, método de adquisición de datos, variables consideradas para el requerimiento de hábitat, momento en el que se realizó el muestreo, HSC para diferentes estadios de una misma especie.
2. Además, este estudio puso de manifiesto la amplia gama de metodologías empleadas en el desarrollo de las curvas de idoneidad existentes y la necesidad de realizar nuevos estudios o reforzar los estudios de HSC actuales en el caso de:
 - Especies cuya curva de idoneidad tiene una robustez de cero (para 10 especies), particularmente las especies más vulnerables que carecen de una HSC para algunos TIPOS-OS (tipología masa-Orden de Strahler). El 25,3% del HSC tuvo un índice de robustez de cero.
 - Las 25 especies autóctonas que carecen de estudios de HSC, priorizando también aquellas especies con una categoría de IUCN más vulnerable (los HSC cubren solo un 50% de las especies autóctonas).
 - Especies que aparecen en hábitats con un TIPOS-OS donde no se han realizado estudios previamente y priorizando especies más vulnerables que ocupan diferentes TIPOS-OS.
 - También se debe hacer hincapié en el desarrollo de HSC para aquellas temporadas en las que no hay HSC disponibles, lo que permitiría el análisis de las series de tiempo del hábitat a lo largo del ciclo de vida de las especies de peces.
3. Las HSC y los modelos multivariados están emergiendo como herramientas esenciales para la protección de los peces en toda Europa, siempre que su metodología

de desarrollo sea óptima, de acuerdo con las consideraciones descritas a lo largo de este trabajo.

4. Los estudios desarrollados en esta investigación a partir del muestreo de la vegetación de ribera, levantamiento topográfico y medición de caudales en dos tramos del río Jarama, han ampliado el conocimiento sobre el funcionamiento de las formaciones de vegetación leñosa de ribera del ámbito mediterráneo, además de contribuir a la aceptación de ciertas hipótesis ya demostradas en otros estudios similares:

- Se ha evidenciado que la distribución de especies muestreadas en los tramos de estudio no es aleatoria, sino que se encuentra vinculada a la topografía del relieve.
- Las alteraciones geomorfológicas derivadas de la regulación y de presiones derivadas de actividades humanas en el río Jarama se reflejaron también en los resultados obtenidos: en el tramo más alterado la disposición de las especies típicamente de ribera estaba más cercana al cauce, y además, el tramo menos alterado tenía una mayor riqueza de especies.
- Se han constatado diferencias entre ubicaciones según las categorías de crecimiento de las especies (pies mayores, menores y regenerado) entre algunas especies. En general, los pies mayores de especies de salicáceas y de aliso se ubicaban en zonas un poco más alejadas y elevadas del cauce que el regenerado, confirmando la fuerte relación de las ubicaciones con las estrategias reproductivas de cada especie.
- Los resultados muestran pares y grupos de especies con un patrón de posición homogéneo respecto al thalweg, y ha sido posible agrupar especies con rasgos comunes, como es el caso de aliso-sauce blanco-sauce hoja de salvia-chopo negro (especies con tallos flexibles, capacidad de rebrote después de daños por inundaciones, estrategias reproductivas similares y con adaptaciones fisiológicas que los hacen muy tolerantes a las inundaciones).
- El estudio de estas asociaciones mediante curvas de frecuencia como las desarrolladas en esta investigación puede ser útil para la identificación de especies o asociaciones más vulnerables a los cambios en el hábitat que otros, al tener preferencias por zonas muy concretas en la ribera: las especies obligadas (alisos y salicáceas) tienen una mayor vulnerabilidad, una mayor sensibilidad a la alteración de las condiciones variantes de ribera a las que están preparadas frente a las especies facultativas (fresno).

5. Las variables hidrológicas reflejadas en la bibliografía como las más importantes a la hora de modelar los rasgos de las especies de ribera son la magnitud, el número de inundaciones, la duración de las inundaciones, la duración acumulada de la inundación, el momento y la profundidad del pie cuando este está inundado.

6. En este estudio se han relacionado curvas de frecuencia de las especies de ribera, diferenciando entre categorías de crecimiento, frente a las variables hidrológicas. Si bien, son curvas realizadas en tramos alterados hidrológicamente (no es posible asumir que las especies estén en el lugar óptimo ecológicamente con respecto a la disponibilidad de agua), ha sido posible encontrando relaciones entre especies. Se

puede afirmar que se han obtenido cuatro gremios diferentes donde se asociaron diez de las once especies presentes: arbustos hidrorripícolas, árboles hidrorripícolas, freatófitas no obligadas y arbustos xerorripícolas. Además, se han obtenido rangos de valores de esas variables hidrológicas al comparar las curvas de frecuencia de las especies para cada uno de los gremios.

7. Si bien, las especies tienden a responder individualmente al cambio ambiental, siendo este el nivel más apropiado para comprender una respuesta temporal y espacialmente compleja, y se complica más cuanto mayor es el número de especies; la síntesis general que representan los gremios de ribera se presenta como una opción interesante a estudiar.

8. No ha sido posible establecer gremios para todas las especies y categorías: es el caso del regenerado de especies de árboles hidrorripícolas, debido a que no existía suficiente muestra (en el caso de la vegetación se está trabajando con $N \geq 30$ individuos). Se ha comprobado en campo que no está habiendo un reemplazo en algunas de las especies: gran parte del regenerado es asexual en ciertas especies (regenerado de cepa en sauce hoja de salvia o aliso, o regenerado de raíz en olmo), incluso para plantas del género *Salix* casi no se ha encontrado regenerado proveniente de semilla. La reproducción vegetativa por sí sola no permite el intercambio genético necesario para adaptarse al cambio ambiental y mantener las poblaciones de salicáceas a largo plazo.

9. Se ha contrastado que, en general, hay una correcta sincronización del momento en el que ocurre la inundación con la diseminación de las semillas, por lo tanto, este factor puede estar siendo el limitante. Hay otros factores que pueden influir, como la viabilidad de las semillas, o la necesidad de superficies desnudas, libres de competencia. Pero las inundaciones capaces de realizar trabajos geomórficos suelen ser de gran magnitud, por lo que puede ser muy difícil su gestión debido a la seguridad de las infraestructuras y de las personas, entre otros factores.

10. Finalmente, se ha determinado un régimen de caudales ecológicos cuyos objetivos eran el de contribuir a la conservación o recuperación del medio natural y mantener como mínimo la vida piscícola que, de manera natural, habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera, respetando una estacionalidad de los regímenes del caudal hidrológico. Para esta propuesta se han tenido en cuenta los factores determinantes aquí descritos, considerando la variabilidad del flujo anual e interanual:

- Para los peces se han propuesto tres regímenes diferentes en función de que el año sea seco, medio o húmedo; partiendo de un valor mínimo, obtenido de la simulación del hábitat mediante HSC sólidos, de diversas especies ictiológicas y diferentes estadios; y modulándolo a lo largo del año.
- Para la vegetación de ribera se han resumido una serie de prescripciones que cubren las necesidades de los distintos gremios de ribera, y a su vez, que puedan restaurar los aspectos de las inundaciones que están más alterados, influyendo no solo en el mantenimiento de estos gremios, sino

también en la mejora de la estructura de la vegetación. La propuesta se hizo para una periodicidad quinquenal: caudal de conectividad (T=5 años), caudal generador del lecho (T=2 años) y pulsos de caudales y avenidas habituales que tendrán que darse todos los años (T=1 años). Una de esas inundaciones consta de un caudal generador de 160 m³/s de 16 días de duración del evento, con un periodo de retorno de 2 años.

FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

- A lo largo del estudio de vegetación de ribera se hicieron suposiciones que han ayudado a simplificar la metodología en estudios tan complejos como son los de este tipo. Uno de ellos ha sido a la hora de la modelación, que se ha trabajado con un modelo 1D. Por lo tanto, no se ha considerado la variación de la morfología del cauce con variables como la velocidad o el esfuerzo de corte. Sería interesante, en un futuro, contrastar estos resultados con un modelo 2D, comprobando las diferencias que pueden existir.
- También sería interesante contrastar estos resultados con un modelo que simule la dinámica de la vegetación de ribera a través de diferentes años; por ejemplo, mediante el modelo Casimir (introducir variable tiempo), introduciendo el régimen de caudales propuesto. Pero para ello sería necesario realizar análisis dendrocronológicos de los árboles, o al menos, conocer la edad de algunos de los pies presentes en los tramos. Puede ser muy interesante realizar el análisis de la distribución espacial de los árboles y la topografía formada por las múltiples perturbaciones ribereñas pasadas, y relacionar cuales fueron las inundaciones que impulsaron la regeneración de las especies existentes en el presente en los tramos estudiados. Pero para ello sería necesario obtener curvas de edad-diámetro. Se conoce la existencia de un estudio donde se han realizado modelos de este tipo en árboles de ribera, modelos realizados con especies inventariadas en la Comunidad de Madrid y en La Rioja (Alberdi et al., 2017¹).
- De implementarse este u otro régimen de caudales ecológicos en el tramo medio del río Jarama, y teniendo en cuenta la gran complejidad de las variables consideradas es fundamental que exista un protocolo de monitoreo que evalúe la efectividad del régimen propuesto a largo plazo, y mejore la gestión del régimen, si este no está siendo efectivo. Se debe de contrastar que el régimen de caudales ecológicos está cumpliendo los objetivos y si está siendo efectivo; ya que este desconocimiento juega en contra de la implementación de los regímenes de caudales ecológicos en general, y pueden retraer a los gestores en su implementación.
- Finalmente, es primordial seguir avanzando en el estudio de caudales ecológicos incorporando al estudio más variables bióticas y abióticas. Tal y como se ha comentado en la introducción, los enfoques desarrollados se han centrado a lo largo del tiempo en los caudales mínimos, por lo tanto, no se puede seguir ignorando las otras componentes. Se necesitan más investigaciones para cuantificar la cantidad de caudal necesaria para mantener funciones y procesos específicos en distintos tipos de ríos y para proporcionar herramientas adecuadas de evaluación de caudales ecológicos.

¹ Alberdi, I., Bombín, R. V., González, J. G. Á., Ruiz, S. C., Ferreiro, E. G., García, S. G., ... & de Viñas, I. C. R. (2017). The multi-objective Spanish National Forest Inventory. *Forest systems*, 26(2), 14.

