



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-005

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Modelos de alta resolución de distribución de especies arbóreas mediterráneas en el Parque Natural Sierra de Hornachuelos

MARTÍNEZ-NÚÑEZ, C.¹, ÍÑIGO CASADO, D.¹ y MONTALVO RODRÍGUEZ, J.^{1,2}

¹ Fundación Matrix, Investigación y Desarrollo Sostenible.

² Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad de Vigo.

Resumen

El cambio climático es una grave amenaza para la biodiversidad, especialmente en los ecosistemas mediterráneos españoles, donde será más intenso. Los modelos de distribución de especies (MDE) son una herramienta valiosa para la gestión forestal adaptativa: permiten entender cómo se distribuyen las especies arbóreas y predecir cómo variará su localización frente a cambios ambientales. Se generó una base de datos de la distribución actual de seis especies arbóreas focales (alcornoque, encina, quejigo, madroño, algarrobo y acebuche) en el Parque Natural Sierra de Hornachuelos (PNSH; Córdoba). Se utilizaron variables topográficas, de tipo de sustrato y climáticas de alta resolución espacial para modelizar la distribución potencial local de las especies en este espacio natural. Salvo en el caso de la encina, los MDE generados son satisfactorios ($AUC > 0,74$) y subrayan que las variables abióticas más importantes a esta escala no siempre son climáticas y, además, son útiles para predecir mejor el impacto del cambio climático. Se identificaron tres tipos diferentes de respuesta al cambio climático: positiva (algarrobo, acebuche y madroño), neutra (encina) y negativa (quejigo y alcornoque), siendo esta última especie la más vulnerable. Finalmente, se cartografió la vulnerabilidad para especies con respuesta negativa, una información aplicable a la conservación en el PNSH.

Palabras clave

Cambio climático, conservación, espacios naturales protegidos, gestión forestal, nicho ecológico.

1. Introducción

El cambio climático afectará severamente a los ecosistemas terrestres del sur de España (MORENO 2005; GUIOT & CRAMER 2016). Sufrirán un aumento notable de la temperatura media (hasta 3°C), una reducción considerable de la disponibilidad hídrica (hasta un 26,6% menos precipitación), periodos muy largos de sequía e incendios forestales más frecuentes (MORENO 2005; LINDNER et al. 2010; REDIAM 2013). En el PNSH, en 70 años, la temperatura media podría subir hasta un 22% (3,6°C), y la precipitación anual media disminuir hasta un 24% (163 mm), (REDIAM 2013).

Entender el impacto sobre la biodiversidad de diferentes escenarios de cambio climático es una prioridad para la conservación a medio y largo plazo, especialmente en los espacios naturales protegidos (ENP), por la presencia de especies y hábitats valiosos relevantes para la integridad de los ecosistemas mediterráneos (BAREDO et al. 2016).

El conocimiento científico y la utilización de nuevas herramientas, cuantitativas y predictivas, que ofrezcan información de calidad aplicable a la conservación, es necesario para afrontar los retos asociados el cambio climático en los ENP (BELLARD et al. 2012; GUISAN 2014). Los MDE permiten predecir la distribución potencial de las especies bajo diferentes condiciones (ELITH y LEATHWICK 2009). Es una herramienta en auge en el campo de la ecología y la conservación, muy útil para la gestión de la biodiversidad ante la amenaza del cambio climático (GUISAN & THUILLER 2005). Recientemente, su aplicación ha sido muy extensa y numerosas investigaciones científicas muestran su utilidad para afrontar distintos problemas de conservación. Por ejemplo, BERRY et al. (2011),

utilizaron MDE para estudiar cómo distintos escenarios de cambio climático podrían afectar a distintas especies según su vulnerabilidad y generaron información muy útil para los gestores. BENITO-GARZÓN et al. (2008) utilizaron estos modelos para predecir variaciones a macroescala en la distribución de 20 especies arbóreas con cambio climático en la Península Ibérica mediante modelos basados en una resolución espacial moderada. También existen modelos paramétricos de distribución de algunas especies arbóreas realizados en Andalucía a escala regional teniendo en cuenta algunas variables no climáticas (REDIAM 2011).

Pese al valor demostrado del uso de modelos predictivos aplicados a la gestión del patrimonio natural, los MDE aún no se utilizan de forma sistemática como herramienta de gestión y conservación de ENP en España.

Este trabajo se centra en seis especies arbóreas planoesclerófilas focales: encina (*Quercus ilex* ssp. *ballota*), madroño (*Arbutus unedo*), quejigo (*Q. faginea*), alcornoque (*Q. suber*), algarrobo (*Ceratonia siliqua*) y acebuche (*Olea europea* var. *sylvestris*). Son especies mediterráneas con presencia relevante en el PNSH, y con diferencias de distribución a escala local. Existe cierto conocimiento sobre algunos factores ambientales condicionantes de la distribución de estas especies a escala regional. Así, por ejemplo, se conoce que la disponibilidad de agua, temperatura, altitud, exposición o insolación son relevantes para comprender la distribución de la encina (RODÀ et al. 2009). El alcornoque, en cambio, presenta una distribución más restringida que la encina porque tolera peor el frío intenso y los sustratos calcáreos, y requiere hábitats con más humedad, aunque se reconocen variantes climáticas de alcornocales (DÍAZ et al. 2009). El quejigo se asocia a hábitats más húmedos, incluso ligados a arroyos, de lugares templados de baja altitud, aunque por su plasticidad comparte parcialmente algunos hábitats con el alcornoque o la encina, distinguiéndose subespecies asociadas a diferencias del tipo de sustrato (COSTA et al. 2005; PÉREZ-RAMOS y MARAÑÓN 2009). El acebuche es una especie termófila que tolera hábitats muy secos de baja altitud (REY et al. 2009), aunque su óptimo sería en zonas subhúmedas (GUERRERO MALDONADO et al. 2016). El algarrobo no tolera las heladas y presenta, aparentemente, una tolerancia a los hábitats secos y alta insolación aún mayor que la del acebuche, evitando los suelos ácidos (KYPARISSIS et al. 2001; REY et al. 2009). El madroño ocupa hábitats con cierta humedad y amplia variabilidad edáfica, pero no tolera el frío excesivo.

Los factores ambientales condicionantes de la distribución de especies arbóreas en general se abordan obviando la importancia potencial de la heterogeneidad ambiental a escala local, un enfoque que se utiliza en este estudio. Se basan en estudios empíricos, basados en observaciones a macroescala o escalas espaciales poco detalladas (áreas geográficas amplias, con baja o moderada resolución espacial). Carecen de criterios cuantitativos para estimar áreas de distribución potencial actual donde la especie pudiera haber desaparecido ni inferir impactos del cambio climático. A menudo consideran especies de forma aislada sin tener en cuenta otras presentes en el mismo área. Se concentran en determinadas variables ambientales o aspectos ecofisiológicos relevantes, pero sin jerarquizar entre ellos. Expresan apropiadamente patrones a macroescala o algunas variables condicionantes explicativas, obviando determinados aspectos del microhábitat que pueden permitir la coexistencia o solapamiento de áreas de distribución a escala local. Son fundamentalmente descriptivos y cualitativos, sin modelización estadística espacial ni validación (ELITH & LEATHWICK 2009).

Las hipótesis principales sobre la distribución potencial de las especies focales que subyacen a este estudio son las siguientes: (1) la distribución depende de factores climáticos y, de forma secundaria, de otros factores abióticos locales; (2) el impacto del cambio climático en la distribución afecta de forma diferencial al área total, localización y área de ocupación óptima de las especies; y (3) los escenarios de cambio climático menos conservadores conllevarán cambios muy notables en la distribución.

Para examinar estas hipótesis, se generan MDE de alta resolución espacial utilizando múltiples variables predictoras de la distribución de las seis especies focales en el PNSH, un ENP que incluye hábitats de la Red Natura 2000, cuya gestión y conservación se considera de interés prioritario.

2. Objetivos

Los objetivos principales de este estudio en el PNSH son: (1) determinar la importancia relativa de un conjunto de variables ambientales y generar modelos predictivos de la probabilidad de presencia local (PPL) de las especies arbóreas focales; (2) elaborar mapas de alta resolución espacial de la distribución potencial presente y futura ante escenarios de cambio climático, y (3) identificar diferencias interespecíficas y territoriales de vulnerabilidad al cambio climático en el PNSH para disponer de criterios de planificación, gestión y conservación de la biodiversidad.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

El PNSH está situado al oeste de la provincia de Córdoba, con un área de 60.032 ha. Su altitud varía entre los 94 y los 713 m snm. El clima es mediterráneo continental, con una marcada sequía estival. A nivel local contrastan las zonas más húmedas (534 mm de precipitación anual) y frías (temperatura media anual de 14,8°C) de media montaña (> 550 m snm, aproximadamente), con otras más cálidas (16,8°C) y secas (<422 mm) de cotas bajas (< 200 m snm). Presenta una orografía compleja resultado de la acción de los ríos y arroyos que se extienden por gran parte de su territorio, a menudo en forma de barrancos; incluye tres grandes embalses (Bembézar, Retortillo y Breña II). Predominan los suelos formados por pizarras (franja central y norte) y dolomías y limos masivos (zona sur). Es una de las áreas de bosque planoesclerófilo mediterráneo mejor conservada de Sierra Morena. En las zonas relativamente llanas (pendiente <20%) predomina el paisaje adehesado resultado de la explotación ganadera y agrícola tradicional (27% del área del PNSH), que contrasta con los bosques más densos (27%) en zonas de mayor pendiente y áreas de matorral, a veces arbolado (20%). La especie arbórea dominante es la encina, que coexiste en zonas relativamente húmedas con madroño, quejigo y alcornoque, especie explotada para obtener corcho. En zonas más cálidas y secas, existe encina, acebuche y algarrobo. Presenta hábitats de interés para especies con aprovechamiento cinegético, como ciervo o jabalí, y otras de alto valor para la conservación (lince ibérico, meloncillo, garduña, águila real y cigüeña negra, entre otras).

3.2. Fuente de datos

Los registros o puntos de presencia actual de las especies focales se obtuvieron de mapas de vegetación de Andalucía, escala 1:10.000 (REDIAM 2006) mediante selección aleatoria e información de un estudio biofísico del PNSH (MUÑOZ PINILLA et al. 1995). El número total de puntos fue 3.799. Se asignaron puntos a las teselas según criterios de representatividad espacial (al menos un punto por tesela y más puntos en las más grandes).

Para generar los MDE en el presente y futuro, se utilizaron seis variables climáticas espacialmente explícitas de alta resolución espacial (píxel de 10, 100 o 200 m), obtenidas previa reducción mediante un análisis de componentes principales de las que minimizaron la redundancia y maximizaron la varianza explicada. Las variables utilizadas para el presente son el promedio del periodo de referencia 1961-2000 (REDIAM 2013): temperatura media anual (°C); temperatura media del mes más cálido (°C); amplitud térmica anual (°C); número anual de días de helada (<0°C); precipitación total anual (mm), e índice de aridez (adimensional, cociente entre evapotranspiración potencial y precipitación). Otras variables consideradas se asocian a atributos del relieve o sus efectos y se expresan en escala numérica: radiación solar anual (W/m²); altitud (m snm); pendiente (%); curvatura general del terreno (m); índice de humedad topográfico (adimensional, humedad

potencial del sustrato según el área de drenaje y la pendiente), y distancia a cauce más cercano (m). Otras variables utilizadas, asociadas al relieve, sustrato o medio físico en general y que son categóricas son: nueve clases de exposición; ocho clases de geomorfología (planicies, valles y cañones entre otras); seis clases de hidrogeología; 46 clases de litología, y 40 tipos de unidades edáficas.

Las variables climáticas mencionadas se generaron para el futuro mediante multimodelos de elaboración propia, que son estimaciones promedio de los modelos BCM2, CNRM3, ECHAM5, EGMAM derivados del 4º Informe del IPCC y regionalizados para Andalucía obtenidos de REDIAM (2013). Se han considerado las proyecciones para los periodos 2041-2070 y 2071-2099 asociadas a tres escenarios de cambio climático: B1, A1b y A2. Las diferencias entre las proyecciones regionales medias y el periodo de referencia (1960-2000) para estos escenarios son para el escenario B1, el más conservador, un incremento de 1,6°C en la temperatura media y una disminución del 15% de la precipitación; para el A1b, el escenario menos extremo, un incremento de 2°C en la temperatura media y una disminución del 19,6% de la precipitación, y para el escenario A2, que asume la continuidad del modelo de consumo y crecimiento actual, es el menos optimista, un incremento de 3°C en la temperatura media y una disminución del 26,6% de la precipitación.

3.3. Modelización y cálculo de la vulnerabilidad

Los modelos se generaron utilizando el algoritmo de máxima entropía de MaxEnt (PHILLIPS et al. 2004). Se utilizó el 75% de los puntos de presencia para entrenar el modelo y el 25% restante para comprobar su desempeño (curvas ROC y AUC). El modelo se replicó tres veces recombinao aleatoriamente los puntos utilizados para entrenamiento y análisis del desempeño. El proceso iterativo de generación de modelos seleccionando las variables de mayor importancia y menor redundancia mediante la prueba de Jackknife, permitió generar el modelo final (más simple y que maximiza el valor de AUC), que se utilizó para cartografiar los resultados.

El área de distribución potencial óptima (APO) actual y futura (periodos: 2041-2070 y 2071-2099) de cada especie se calculó identificando aquellas áreas con una PPL mayor o igual a 0,5 según los modelos generados. El cambio relativo de APO en las proyecciones se ha calculado como cambio neto total respecto al modelo del periodo de referencia.

La vulnerabilidad al cambio climático, aunque es un atributo de las especies, se ha expresado como vulnerabilidad espacial en el PNSH, definida como susceptibilidad de reducción idoneidad de hábitat de una especie, calculada según la magnitud de reducción de su PPL. Se ha estimado para cada especie en el escenario A1b, por considerarse el más probable o menos extremo, y para el periodo 2071-2099. Se han definido tres categorías según la proyección de disminución de su PPL: (1) muy vulnerable: áreas con disminución del 30 al 100% de la PPL; (2) vulnerable: áreas con disminución del 10 al 30% de la PPL; y (3) no vulnerable: áreas con disminución del 0 al 10% de la PPL.

4. Resultados

4.1. Modelos de distribución potencial en el presente

La Tabla 1 indica el APO estimado en el PNSH y muestra que los MDE son satisfactorios (AUC>0,74) excepto en el caso de la encina, cuyos resultados deben interpretarse con precaución. Las variables abióticas seleccionadas contribuyen a explicar la distribución de las especies focales. La Figura 1 ilustra las curvas de respuesta de algunas variables de los modelos generados para las seis especies. A continuación se sintetizan los aspectos más relevantes del modelo de cada especie, indicando la importancia relativa de cada variable que contribuye a explicar su distribución local (estimada como el porcentaje de desempeño que sufre el modelo si se excluye). Estos porcentajes ofrecen estimas pero no indican importancia real, ya que existe redundancia entre las variables.

Tabla 1. Desempeño de los modelos de distribución de especies, área potencial óptima (APO) en el presente y resultados de proyecciones de cambio de APO para tres escenarios de cambio climático y dos periodos.

Especie	AUC± DE*	APO en el presente (ha)	Ganancia/pérdida neta de APO (%)					
			Escenarios de cambio climático. Periodo 2041-2070			Escenarios de cambio climático. Periodo 2071-2099		
			B1	A1b	A2	B1	A1b	A2
<i>Ceratonia siliqua</i>	0,889±0,015	2.494	+6%	+33%	+61%	+23%	+52%	+80%
<i>Olea europea</i> var. <i>sylvestris</i>	0,862±0,009	3.728	+25%	+45%	+78%	+46%	+108%	+157%
<i>Quercus suber</i>	0,777±0,011	10.523	-66%	-73%	-80%	-10%	-81%	-100%
<i>Arbutus unedo</i>	0,741±0,018	10.917	+115%	+120%	+129%	+113%	+116%	+121%
<i>Quercus faginea</i>	0,905±0,005	3.664	+145%	+99%	+45%	+152%	-1%	-49%
<i>Quercus ilex</i> ssp. <i>ballota</i>	0,582±0,008	24.046						

*DE= Desviación estándar

Algarrobo.– Las variables más importantes que explican la distribución son: pendiente (32,7%), altitud (29,5%), radiación solar (10,1%), días de helada (7,8%), precipitación anual (7,1%), distancia a cauce (4%), temperatura media anual (5,3%) y exposición (3,1%). La PPL tiende a aumentar con la pendiente, la radiación, la temperatura media y la aridez; y tiende a disminuir con la altitud, frecuencia de heladas, precipitación, y distancia a ríos. La mayor PPL es mayor en hábitats con exposición sur y sudeste, y la menor en umbrías. Su área óptima de distribución corresponde con las zonas climáticas más cálidas y secas. Su APO es la más pequeña de las especies examinadas, alrededor del 4% del PNSH.

Acebuche.– Las variables predictoras más importantes que explican su distribución son: exposición (25%), pendiente (23%), unidades edáficas (19%), precipitación anual (13%), litología (8%), altitud (8%) y temperatura media anual (2%). La PPL tiende a aumentar con la pendiente, la temperatura media, radiación solar y la aridez, aunque en menor medida que el algarrobo; y tiende a disminuir con la altitud –de forma menos marcada que el algarrobo– y la precipitación. La variable días de helada al año tampoco determina tan drásticamente la distribución de esta especie, que se extiende a hábitats de mayor altitud. La mayor PPL es en exposiciones de sudeste a sudoeste, y suelos de tipo leptosol, preferentemente móllico, con litología óptima de cuarcitas y anfibolitas (es decir, suelos básicos, relativamente delgados y con una capacidad de retención hídrica bastante limitada). Hay muy baja PPL en lluviales. Su APO es pequeña, alrededor del 6% del PNSH.

Alcornoque.– Las variables más importantes que explican la distribución del alcornoque, fueron: precipitación anual (40,8%), litología (20,4%), unidades edáficas (10,4%), altitud (10,1%), radiación solar (6,5%), temperatura media anual (3,3%), pendiente (7,6%) y exposición (1%). La PPL tiende a aumentar con la precipitación, la altitud, la pendiente, la amplitud térmica, y la frecuencia de heladas; y tiende a disminuir con la radiación solar y la temperatura media. Su distribución está restringida en áreas con litologías básicas, especialmente: calizas y lutitas carbonatadas, vulcanitas básicas, calizas y dolomías masivas, cuarcitas, anfibolitas y metabasitas. Las unidades edáficas con

mayor PPL son lluviosoles háplicos, regosoles úmbricos y fluvisoles mólicos (suelos relativamente profundos y húmedos). Muestra mayor PPL en las exposiciones norte. Se localiza con mayor probabilidad en zonas húmedas y frías. Su APO es de los más grandes entre las especies estudiadas, el 18% del PNSH.

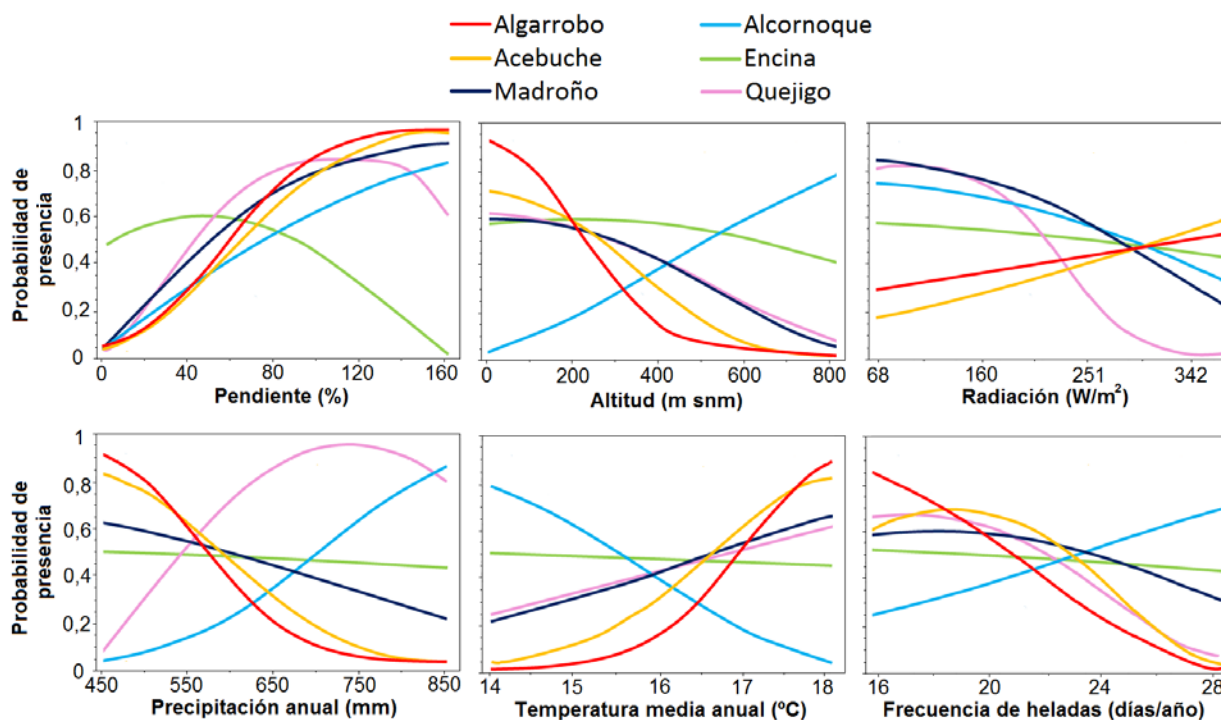


Figura 1: Curvas de respuesta de las especies focales a algunas variables ambientales importantes derivadas de modelos de distribución potencial actual en el PNSH.

Madroño.— Las variables predictoras más relevantes para su distribución fueron: unidades edáficas (42%), radiación solar (26%), litología (16%), temperatura anual media (11%), precipitación anual (2%) y días de helada (2%). La PPL tiende a aumentar con la temperatura media y tiende a disminuir con la radiación solar, precipitación, la altitud, la frecuencia de heladas y la distancia a cauces. El índice de aridez no parece determinar su distribución actual, así como son poco relevantes la temperatura media o la precipitación. La mayor PPL corresponde a las unidades edáficas de regosoles dístricos, regosoles calcáreos y arenosoles calcáreos, es decir, suelos húmedos y básicos, aunque habita también en otros tipos de suelos. En cuanto a la litología, su presencia es más probable principalmente en diques de diabasas. Su PPL es mayor en hábitats con exposición norte. Se halla con mayor probabilidad en zonas climáticas cálidas y semsecas. Su APO es la segunda en importancia de las especies focales, alrededor de una quinta parte del PNSH.

Quejigo.— Las variables más importantes que explican su distribución fueron: radiación solar (44%), precipitación anual (29%), temperatura media anual (20%), unidades edáficas (4%) y exposición (2%). La PPL tiende a aumentar con la temperatura media, la precipitación y el índice de humedad topográfico; tiende a disminuir con la radiación solar, la altitud, la amplitud térmica y la distancia a cauces. La PPL es mayor en suelos húmedos formados sobre arcosas, pizarras y areniscas y ligeramente más en exposiciones norte y zonas relativamente convexas. Se asocia principalmente a las zonas cálidas pero con precipitación moderada. Su APO es pequeña, alrededor del 6% del PNSH.

Encina.— No parece estar limitada por ninguna de las variables ambientales consideradas (prácticamente todas las curvas de respuesta son planas). Su APO es la mayor de todas las especies,

alrededor del 40% del PNSH. Cabe destacar que este porcentaje es una subestima de su APO real, ya que muchos de los puntos de presencia no se detectan en el modelo, que no fue satisfactorio.

4.2. Modelos de distribución potencial en el futuro

Los resultados de validación de los modelos generados, y el porcentaje de ganancia/pérdida de APO bajo tres escenarios de cambio climático en el periodo 2041-2070 con respecto al periodo actual de referencia se muestran en la Tabla 1.

El algarrobo aumentará su APO con el cambio climático, llegando hasta un aumento del 80% del área en el escenario más extremo. El acebuche tendrá una respuesta similar a la del algarrobo, si bien partiendo de un APO inicial algo mayor y un aumento de su APO muy superior (hasta un 157% en el escenario más extremo y a más largo plazo). El alcornoque será muy perjudicado por el cambio climático, reduciéndose su APO a medida que el cambio climático es más extremo, llegando a desaparecer por completo. El madroño responderá positivamente al cambio climático en el PNSH; aumenta su APO hasta 1,3 veces más, pero el incremento es más moderado si el cambio climático alcanza niveles muy extremos. El quejigo tendrá una respuesta positiva a un cambio climático leve o moderado, aumentando hasta un 152% su área de distribución óptima; sin embargo, al aumentar la magnitud del cambio climático, su APO sufrirá un declive de hasta un 50%.

4.3. Vulnerabilidad al cambio climático

La Figura 2 muestra la vulnerabilidad espacial para las dos especies cuyo hábitat potencial disminuirá con el cambio climático: alcornoque y quejigo. El alcornoque será la especie más perjudicada por el cambio climático (Figura 2a). Toda su área potencial en el PNSH es vulnerable, se reducirá mucho y aparecen muchas zonas vulnerables. Un 5% es muy vulnerable, y corresponde a áreas del centro y este del parque, próximas al embalse de Bembézar. El quejigo disminuirá su presencia en el área con mayor PPL, en las márgenes de los ríos principales de la parte oriental del PNSH según estos modelos (Figura 2b). Su vulnerabilidad es alta en el 22% de su APO, que corresponde concretamente a las riberas de la zona media y baja del embalse de Bembézar, así como los márgenes del río Cabrilla que desemboca en el embalse de Breña II y la zona sur del río Guadalora. Una de las zonas óptimas actuales del algarrobo, situada al noroeste en la cuenca alta del río Bembézar es vulnerable al cambio climático (18% de su APO). No se detectaron áreas vulnerables para el acebuche, el madroño ni la encina.

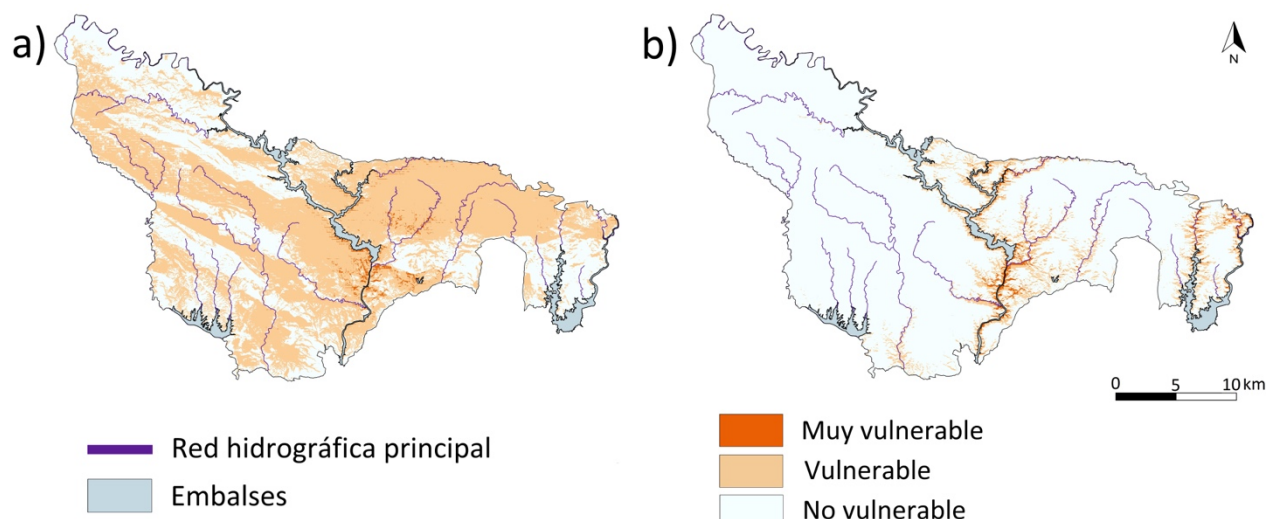


Figura 2. Vulnerabilidad espacial al cambio climático derivada de proyecciones de un multimodelo (escenario de emisiones A1b) en el periodo 2071-2099 en el PNSH para (a) alcornoque y (b) quejigo.

5. Discusión

5.1. Factores ecológicos y distribución local de las especies arbóreas

En primer lugar, en contra de una de las hipótesis formuladas, según los modelos generados, a mesoescala las variables climáticas adoptan un papel secundario (contribución individual <14%) en tres especies –algarrobo, acebuche y madroño–, en las que las variables topográficas/de sustrato son en general más importantes para explicar su distribución local. Únicamente los modelos del quejigo y el alcornoque otorgaron importancia notable a dos variables climáticas: precipitación anual (29% y 41%, respectivamente) y temperatura media anual (20% para el quejigo). La encina muestra una distribución espacial independiente de las variables consideradas. En segundo lugar, existe una contribución peculiar de las variables ambientales predictoras de la distribución local. Exceptuando la encina, de las cuatro variables jerárquicamente más importantes que explican de forma acumulada el 73-93% de la distribución local del resto de las especies, cada par de especies sólo coincide en una o dos variables. Las cuatro variables más importantes para estas cinco especies son: tipo de suelo en cuatro especies; radiación solar y precipitación anual en tres especies; pendiente, altitud, litología y temperatura media anual en dos especies; exposición y frecuencia de heladas en una especie.

Estos resultados sugieren que a escala local la distribución de la encina manifiesta cualidades de especie generalista, con una amplitud de nicho espacial alta (Tabla 1). En el extremo opuesto se sitúan especies especialistas, con una distribución más restringida a ciertos hábitats: algarrobo, acebuche y quejigo. En una posición intermedia, pero con un carácter especialista, están alcornoque y madroño. Sorprende el resultado concerniente al madroño, pues se esperaba que estuviese bastante ligado a áreas con alta humedad, ya que habita algunos márgenes de redes de drenaje y sitios con elevada precipitación. Sin embargo, el madroño presenta un área de distribución relativamente extensa porque tolera bien distintas condiciones de disponibilidad hídrica, lo que sugiere su preadaptación al cambio climático (ASENSIO et al. 2008). La coexistencia espacial entre especies en el PNSH podría explicarse parcialmente por tolerancia a condiciones ambientales no óptimas debido a la alta heterogeneidad ambiental local. La segregación espacial mayoritaria entre algunas especies, como alcornoque y algarrobo, por el contrario, se debería a un menor solapamiento de nicho ecológico real entre ellas.

5.2. Tipos de respuestas de especies arbóreas focales al cambio climático y vulnerabilidad

Se identifican tres tipos de respuesta de las especies al cambio climático en el PNSH. Tres especies mostraron una respuesta positiva (algarrobo, acebuche y madroño), es decir, aumentará su área con el cambio climático. Una especie mostró respuesta neutra (encina), su distribución local es indiferente a este cambio ambiental. Dos especies presentan una respuesta negativa (quejigo y alcornoque), disminuirá su área potencial como consecuencia del cambio climático, siendo el caso del alcornoque especialmente negativo.

El alcornoque se encuentra en peligro en el PNSH, pues la disminución de la disponibilidad de agua por el cambio climático disminuirá su APO y establece unas condiciones más favorables para otras especies afines, como la encina, con la que mostraría en la actualidad una exclusión espacial competitiva o producto del manejo en gran parte de este ENP. El alcornoque se encuentra cerca del límite de su rango de tolerancia a bajas precipitaciones en el PNSH (aproximadamente 550 mm; DÍAZ et al. 2009). Si continúan disminuyendo puede ser muy negativo para esta especie, que podría llegar a desaparecer localmente (escenario A2, periodo 2971-2099), lo que favorecería a la encina, que podría sustituirla al incrementar la aridez. Los únicos lugares relativamente extensos del PNSH en los que no aparece encina, son los dominados por alcornoque, probablemente superior competitivamente en zonas con mayor disponibilidad de agua. La desaparición del alcornoque en parte de su territorio debido al cambio climático, favorecería la colonización y remplazo por la encina. El área de distribución de la encina aumentaría en el PNSH debido al cambio climático por un efecto indirecto. Un fenómeno que conllevará el cambio climático es el aumento de la frecuencia de incendios (LINDNER et al. 2010). Las adaptaciones al fuego del alcornoque podrían retrasar o minimizar su pérdida de área por competencia con la encina.

La respuesta del quejigo al cambio climático fue interesante, no fue monotónica sino más compleja y dependiente de su intensidad. Durante el primer periodo (2041-2070), el aumento de la temperatura y el cambio climático en general podrían promover su expansión territorial. Sin embargo, en el segundo periodo (2071-2099), y en particular en escenarios más extremos (escenario A2), la disminución de las precipitaciones adquiere mayor importancia y disminuirá su PPL. Aunque disminuirá su presencia y aparecen algunas zonas vulnerables y muy vulnerables, según estos modelos, el quejigo continuará presente en el PNSH pues podría colonizar nuevos hábitats de cotas más elevadas y más occidentales. En general, según los resultados, el quejigo tolerará un cambio climático moderado mediante una redistribución desde su área actual, pero disminuirá drásticamente aunque sin llegar a desaparecer si el cambio climático es más extremo.

La tendencia general del algarrobo, acebuche y madroño es aumentar su área potencial con el cambio climático, sin embargo existen matices entre ellas en su vulnerabilidad espacial. El aumento de la temperatura y la disminución de la precipitación benefician a algarrobo y acebuche por su tolerancia al déficit hídrico (preadaptación al cambio climático). No obstante, parece que el área de distribución actual del algarrobo podría cambiar. Según los modelos realizados, esta especie podrá colonizar nuevas zonas en el futuro, por ejemplo partes de la zona sur, este y central del PNSH. Sin embargo, parece que disminuirá su presencia en el noroeste del parque, donde es vulnerable. Ni acebuche ni madroño presentan pérdida de su área de distribución óptima ni áreas vulnerables. De hecho, estas especies se verán beneficiadas localmente por las nuevas condiciones climáticas. En el caso del madroño, con un cambio climático muy extremo que conlleve una gran disminución de la precipitación (escenario A2), el incremento de su área de distribución óptima sería más moderado.

Las áreas más vulnerables al cambio climático en el PNSH son las occidentales –más altas y húmedas–, las del norte –húmedas también–, y las zonas de menor cota relativamente cercanas a cursos de agua. Esto sugiere la necesidad de perspectivas mediterráneas en la modelización de los efectos del cambio climático (RUIZ-LABOURDETTE et al. 2013). También, focalizar los esfuerzos de adaptación al cambio climático según las diferencias de vulnerabilidad espacial y de especies.

6. Conclusiones

A escala local en el PNSH, los MDE indican lo siguiente:

- Las variables topográficas y de sustrato son más importantes que las climáticas para explicar su distribución en al menos tres especies (algarrobo, acebuche y madroño), y contribuyen a explicar la distribución de otras dos especies, en las cuales las variables climáticas son más importantes (alcornoque y quejigo); ni las variables climáticas ni otras abióticas determinan la distribución de la encina.
- Existen tres tipos generales de respuesta de las especies al cambio climático: positiva, aumentará su área potencial con el cambio climático (algarrobo, acebuche y madroño); neutra o indiferente a este cambio (encina), y negativa, que implica una disminución de su área (quejigo y alcornoque), siendo el caso del alcornoque especialmente negativo en los escenarios de cambio más extremo.
- Existen diferencias de vulnerabilidad espacial al cambio climático para las áreas con alcornoque y quejigo más húmedas de cotas altas (al norte y oeste), y más cálidas y de menor altitud asociadas a cursos de agua, cuya identificación es un criterio aplicable a su conservación.

7. Agradecimientos

Este trabajo es fruto del 'Programa de Investigación Ecológica y Territorial' de la Fundación Matrix, cofinanciado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Agradecemos a los gestores de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y a los propietarios de las fincas del PNSH la posibilidad de acceso y la ayuda facilitada, y específicamente a REDIAM por la accesibilidad de bases de datos geográficos.

8. Bibliografía

ASENSIO, V.; CASALEIRO, B.; MONTALVO, J.; 2008. Aptitudes de madroño (*Arbutus unedo*) para reforestación en Galicia: supervivencia, crecimiento y preadaptación al cambio climático. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 231-236.

BAREDO, J.I.; CAUDULLO, G.; DOSSIO, A.; 2016. Mediterranean habitat loss under future climate conditions: Assessing impacts on the Natura 2000 protected area network. *Appl. Geogr.* 75: 83-92.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F.; 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.* 15: 365–377.

BENITO-GARZÓN, M.; SÁNCHEZ DE DIOS, R.; SAINZ-OLLERO, H.; 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Appl. Veg. Science.* 14: 169–178.

BERRY, P.M.; DAWSON, T.P.; HARRISON, P.A.; PEARSON, R.G.; 2002. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecol. Biogeogr.* 11: 453-462.

CANRAN, L.; WHITE, M.; NEWELL, G.; GRIFFIOEN, P.; 2013. Species distribution modelling for conservation planning in Victoria, Australia. *Ecol. Model.* 249: 68–74.

COSTA-TENORIO, M.; MORLA-JUARISTI, C.; SAINZ-OLLERO, H.; 1998. *Los bosques ibéricos: Una interpretación geobotánica*. Planeta. 598 pp. Barcelona.

DÍAZ, M.; PULIDO, F.J.; PAUSAS, J.D.; 2009. 9330 Alcornocales de *Quercus suber*. En: VV.AA. (eds.): *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. 1-58. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

ELITH, J.; LEATHWICK, J.R.; 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 667-697.

GUERRERO-MALDONADO, N.; LÓPEZ, M. J.; CAUDULLO, G.; DE RIGO, D.; 2016. *Olea europaea* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. En: SAN-MIGUEL-AYANZ, J., DE

RIGO, D., CAUDULLO, G., HOUSTON DURRANT, T.; MAURI, A. (eds.): *European Atlas of Forest Tree Species*. 1-111. Publ. Off. EU. Luxemburgo.

GUIOT, J. & CRAMER, W.; 2016. Climate change: The 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science* 354: 465-468.

GUISAN, A.; 2014. Biodiversity: Predictive traits to the rescue. *Nat. Clim. Chang.* 4: 175–176.

GUISAN, A.; THUILLER, W.; 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 10: 993-1009.

KYPARISSIS, A.; PERIKLIS, D.; PETROPOULOU, Y.; GRAMMATIKOPOULOS, G.; MANETAS, Y.; 2001. Effects of UV-B Radiation and additional irrigation on the Mediterranean evergreen sclerophyll *Ceratonia siliqua* L. under field conditions. *Plant Ecol.* 154: 187-193.

LINDNER, M.; MAROSCHEK, M.; NETHERER, S.; KREMER, A.; BARBATI, A.; GARCIA-GONZALOA, J.; SEIDL, R.; DELZOND, S.; CORONAE, P.; KOLSTRÖMA, M.; LEXERB, M.J.; MARCHETTI, M.; 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecol. Manag.* 159: 698-709.

MORENO, J.M.; AGUILÓ, E. et al.; 2005. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. 1-822. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

MUÑOZ-PINILLA, R.; GÓMEZ-TAMAJÓN, R.; ÁLVAREZ-MUÑOZ, J.M.; 1995. Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. Parque Natural Sierra de Hornachuelos. 1-330. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.

PÉREZ-RAMOS, I.M. Y MARAÑÓN, T.; 2009. 9240 Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*. En: VV.AA. (eds.): *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. 1-56. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.

PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R.E; 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning, Alberta (Canadá), 4-8 Julio 2004*. 655-662.

REDIAM (Red de Información Ambiental de Andalucía); 2006. *Cartografía de vegetación a escala de detalle 1:10.000 de la masa forestal de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/>

REDIAM; 2011. Mapas de distribución de especies arbóreas. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/>

REDIAM; 2013. *Escenarios de cambio climático actualizados al 4º informe del IPCC*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/>

REY, P.J.; ALCÁNTARA, J.M.; FERNÁNDEZ, J.M.; 2009. 9320 Bosques de *Olea* y *Ceratonia*. En: VV. AA. (eds.): *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. 1-66. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

RODÀ, F.; VAYREDA, J.; NINYEROLA, M.; 2009. 9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*. En: VV. AA. (eds.): *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. 1-94. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

RUIZ-LABOURDETTE, D.; SCHMITZ, M.F.; PINEDA, F.D.; 2013. Changes in tree species composition in Mediterranean mountains under climate change: Indicators for conservation planning. *Ecol. Ind.* 9: 310-323.

Estado del chopo cabecero en un sector de la cordillera Ibérica

DE JAIME LORÉN, CH.¹

¹ Centro de Estudios del Jiloca.

Resumen

El chopo cabecero es el álamo negro manejado mediante desmoche periódico por las comunidades rurales del sur de Aragón para la producción de madera de obra, combustible y forraje. Es un sistema de gestión forestal tradicional que compatibiliza una intensa carga ganadera con la producción de fustes. Forma parte del paisaje agrario y desempeña funciones ecológicas en los agrosistemas. Los cambios sociales y productivos han causado la falta de aprovechamiento y la crisis funcional del árbol, pero también un creciente aprecio como elemento patrimonial.

Se ha estudiado la distribución geográfica del chopo cabecero en un sector de la cordillera Ibérica que incluye las cuencas hidrográficas de los ríos Aguasvivas, Alfambra, Huerva y Pancrudo (4.248 km²) recorriendo a pie los sistemas fluviales para localizar las masas, clasificándolas según su densidad y estimando el efectivo. El análisis de muestras ha aportado información sobre los rasgos biométricos (diámetro de tronco, altura de la cruz), el estado de los árboles (mortalidad, atrincheramiento, estabilidad de ramaje, desarrollo de huecos) y la vigencia actual de la práctica del desmoche.

Se han analizado las amenazas que afectan al chopo cabecero y se plantean propuestas de gestión definiendo acciones, actores y priorizando espacios y tiempos.

Palabras clave

álamo negro, trasmocho, silvopastoralismo, inventario, Aragón

1. Introducción

Los chopos cabeceros son el fruto de un aprovechamiento agroforestal tradicional realizado por comunidades humanas de diversos territorios de la península Ibérica desde hace siglos, especialmente en la cordillera Ibérica. Es una modalidad de manejo del chopo o álamo negro (*Populus nigra*) consistente en la realización de un desmoche a turnos de unos doce años para la producción de madera y forraje a partir de las ramas (JAIME, 1956; MONTOYA, 1988). Esta práctica mantiene al árbol en un crecimiento prácticamente continuo e incrementaba de forma notable su longevidad (GREEN, 1996 a, 1996b; READ, 2000). Es un aprovechamiento que compatibiliza la producción de madera en territorios con la de los pastos de su entorno garantizándose el rebrote de los árboles (CANTERO, 2011; ARAGÓN, 2013).

Estos árboles forman parte de los agrosistemas de dicha cordillera (PÉREZ, 2015) donde desempeñan diversos servicios ecológicos entre los que destaca la capacidad de ofrecer hábitat a una compleja comunidad de seres vivos (KEY, 1996; ALEXANDER et al, 2006; MÉNDEZ, 2009; HERRERO, inédito; SCHWENDTNER, 2010; SEBEK et al, 2013). Su cultivo y aprovechamiento reúne un patrimonio cultural y participan en el paisaje que caracteriza al paisaje de este territorio al que le otorga de una identidad propia.

43 El chopo cabecero ha experimentado una intensa regresión en la cordillera Ibérica a lo largo del
44 último siglo por diversas causas (DE JAIME y HERRERO, 2007). Se considera necesario conocer su
45 situación en este ámbito relacionándola con la de otros países con el propósito de conservar este
46 patrimonio amenazado de desaparición. (Figura 1)



47
48 *Figura 1. Ejemplo monumental de chopo cabecero en Valverde (Teruel)*

49 **2. Objetivos**

50
51 En esta investigación se ha perseguido conocer la distribución geográfica, la situación de las
52 poblaciones, el estado de conservación y la problemática que afecta a este árbol en las cuencas de
53 los ríos Aguasvivas, Alfambra, Huerva y Pancrudo (Aragón).

54 **3. Metodología**

55
56 Ha sido necesario establecer los parámetros demográficos, biométricos, de estado de
57 conservación y de vigencia de uso. En concreto, se han definido cuatro tipos de masas de chopos
58 cabeceros (extensas, lineales, grupos dispersos y de ejemplares aislados), los signos que caracterizan
59 la salud de las masas forestales (atrincheramiento, ramas desgajadas, mortalidad) y el tiempo
60 transcurrido desde el último desmoche.

61 La localización de las masas de chopo cabecero en el territorio ha obligado a recorrerlo
62 directamente. Las imágenes obtenidas desde los satélites no permiten diferenciarlas de otras
63 formaciones forestales (árboles bravíos, tallares y otros trasmochos) ni tampoco reconocer chopos
64 cabeceros decrépitos o incluso muertos que sí que han sido incluidos en este estudio. Se ha
65 considerado como tramo todo aquel segmento de un sistema fluvial en el que existe un chopo
66 cabecero. Cada tramo ha sido localizado en el espacio y se le ha asignado una categoría y un número
67 reconociéndose por un código alfanumérico. El tramo ha sido la unidad básica en este estudio de las
68 masas de chopo cabecero. La prospección del área de estudio para localizar las masas de chopo
69 cabecero comenzó en octubre de 2010 y concluyó en enero de 2014. Obtener los datos biométricos,
70 la determinación el estado de conservación y establecer el periodo transcurrido desde el último
71 desmoche de la totalidad de los chopos cabeceros se ha conseguido a partir de una muestra del 10%
72 de los tramos de ribera en los que hay chopos cabeceros.

73 El tratamiento informático de los datos se inicia con su registro en un software específico
74 perteneciente a la familia de los sistemas de información geográfica (ArcGIS). Este programa permite

75 la introducción de la información en capas sobre fotografías aéreas, de modo que cada uno de los
 76 tramos con chopos cabeceros se representa como una línea sobre una de estas capas que tendrá la
 77 misma situación y longitud que la que se ha registrado en el campo sobre la fotografía impresa en
 78 papel. Cada uno de los tramos es identificado sobre la capa de ArcGIS con el mismo código
 79 alfanumérico que se ha registrado en el cuaderno a partir de su localización e identificación en el
 80 campo. Para recoger y tratar los datos obtenidos en la prospección de los tramos se utilizó el
 81 programa de hojas de cálculo MSEXcel creándose tantos archivos como cuencas hidrográficas. En
 82 cada uno de estos se abrieron tantas hojas como tramos habían sido prospectados. A cada tramo le
 83 corresponde el mismo código alfanumérico que tenía en la hoja de cálculo vinculada a las capas de
 84 ArcGIS. Cada uno de los árboles tiene un código formado por el código del tramo y por un número
 85 que corresponde al número de árbol dentro del conjunto del tramo. Cada árbol se representa en un
 86 registro y los datos de cada uno de los parámetros estudiados se reflejan como campos. El área de
 87 estudio está constituida por tres cuencas hidrográficas pertenecientes a la del Ebro (Huerva, Aguas
 88 Vivas y Pancrudo) y otra perteneciente a la cuenca hidrográfica del Turia (Alfambra). En conjunto, este
 89 territorio abarca una superficie de 4.248 km².

90

91 4. Resultados

92

93 En el área de estudio se han registrado 3.948 tramos de masas arboladas de chopos
 94 cabeceros que suman un total de 441.586,52 m. (Figura 2)



95

96

Figura 2. Tramo de chopos cabeceros en la cuenca del Pancrudo. Olalla (Teruel)

97

98 En la cuenca del Alfambra se han registrado 1.185 tramos que suman una longitud total de
 99 146.718,94 m. Las principales masas arboladas de la cuenca del río Alfambra se encuentran en la
 100 ribera de dicho río en los términos de Allepuz, Jorcas, Ababuj, Aguilar del Alfambra, Camarillas y Galve.
 101 Desde Villalba Alta se produce una progresiva disminución de la densidad hasta su práctica
 102 desaparición. En la casi todos los afluentes están presentes los chopos cabeceros pero las mejores
 103 formaciones se encuentran en los ríos Sollavientos y Penilla, así como en los barrancos de Jorcas,
 Regajo, Incosa, Penilla, Gascón y Fuente de la Umbría.

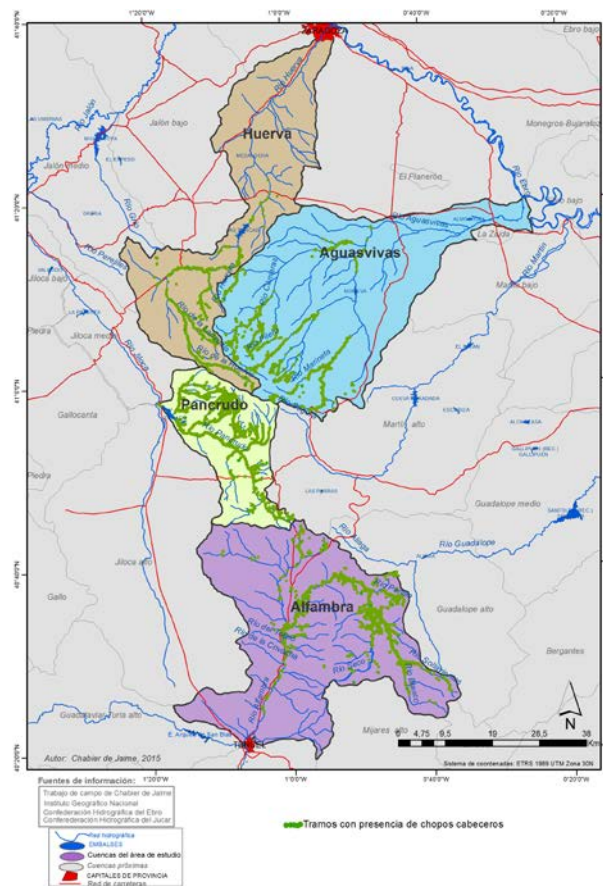
104

105 En la cuenca del Aguasvivas se han registrado 880 tramos, que en conjunto suman miden
 106 83.981,74 m. Las principales masas arboladas de la cuenca del río Aguasvivas se encuentran en los
 107 términos municipales de Segura de Baños, Maicas, Huesa del Común y Blesa. En casi todos los
 108 arroyos que componen la compleja red de afluentes del Aguasvivas hay chopos cabeceros, aunque en
 muchos las formaciones carecen de continuidad kilométrica; entre ellos destacan las formaciones

109 arbóreas de ciertos sectores del río Moyuela (o Nogueta) y del Cámaras, así como de los barrancos
110 del Pueblo, Salobre (Pesquera) y Otón.

111 En la cuenca del Huerva se han contado 350 tramos que miden un total de 64.394,20 m. Las
112 masas arboladas más importantes de la cuenca del río Huerva se encuentran en la ribera de dicho río
113 a su paso por los términos de Bea, Lagueruela, Ferrerueta de Huerva y Cucalón. Aunque hay
114 formaciones forestales de menor entidad en algunos afluentes, sólo cabe destacar la del río Lanzuela.

115 En la cuenca del Pancrudo se han registrado 1.533 tramos que suman un total de
116 146.491,63 m. Las masas de chopo cabecero más relevantes en la cuenca del río Pancrudo se
117 encuentran en la ribera del citado río en los términos de Pancrudo, Torre los Negros, Barrachina y
118 Calamocha (Cutanda y Navarrete del Río). En la mayor parte de los arroyos de su red fluvial hay
119 formaciones de chopos cabeceros, siendo las más notables por su longitud y densidad las del río
120 Nueros, las ramblas de las Coronillas, del Pinar, del Sabinar o de Cuencabuena; los arroyos del
121 Chorrillo de Nueros o el de la Fuente Los Caños; o los barrancos del Chorrillo de Torre los Negros,
122 Cañada Ramón, Cañada del Becerril, del Ortigal, del Regajo, de San Martín y del Hortal. (Figura 3)



123

124 *Figura 3. Distribución geográfica del chopo cabecero en las cuencas del Aguasvivas, Alfambra, Huerva y Pancrudo*

125 En el conjunto del área de estudio se ha estimado un efectivo de 60.832,12 ejemplares. De
126 ellos 2.840,94 ejemplares (4,67%) se encuentran en tramos de árboles aislados, 8.916,69
127 ejemplares (14,66%) están en tramos de grupos dispersos, 36.323,57 ejemplares (59,71%) en
128 tramos lineales mientras que 12.750,92 ejemplares (20,96%) lo hacen dentro de tramos con masas
129 extensas. (Tabla 1)

130

Tabla 1. Cálculo del efectivo y proporción relativa para de cada tipo de masa arbolada

Tipo de masa arbolada	Número de tramos registrados	Longitud total de los tramos registrados (m)	Densidad media (nº ejemplares/hm)	Número total de ejemplares en tramos registrados	Proporción en % del efectivo
Aislados	1.141	87.413,38	3,25	2.840,94	4,67
Grupos	987	120.171,05	7,42	8.916,69	14,66
Lineales	1.572	203.950,44	17,81	36.323,57	59,71
Extensas	248	30.051,65	42,43	12.750,92	20,96
Total	3.948	441.586,52	13,8	60.832,12	100,00

131

132 En la cuenca del río Alfambra se ha estimado un efectivo de 23.303,23 ejemplares, en la del
 133 río Aguasvivas de 10.485,33 ejemplares, en la del río Huerva de 5.912,35 ejemplares y en la cuenca
 134 del río Pancrudo de 21.131,21 ejemplares.

135 Los chopos cabeceros están presentes en 22 de los 26 municipios que tienen una parte o la
 136 totalidad de su término dentro de la cuenca del río Alfambra. En ocho de estos municipios se estima
 137 un efectivo superior a los 500 ejemplares. De ellos, seis se ubican en el sector alto de la cuenca. En
 138 su mayoría los álamos negros trasnochos se encuentran en la ribera del río Alfambra siendo una
 139 minoría los que lo están en sus afluentes. Destacan los efectivos estimados de Aguilar del Alfambra
 140 (4.717,67), Galve (4.240,40), Allepuz (3.090,40), Jorcas (2.690,25), Ababuj (2.620,82), Camarillas
 141 (2.296,76), Perales del Alfambra 1.043,93) y Alfambra (644,34).

142 Los chopos cabeceros están presentes en 25 de los 33 municipios de la cuenca del río
 143 Aguasvivas. Tan solo en seis de ellos se estima un efectivo superior a los 500 ejemplares. De ellos,
 144 solo Huesa del Común y Blesa tienen la mayor parte de sus árboles en la ribera del río Aguasvivas,
 145 mientras que los restantes los tienen en afluentes. Loscos y Monforte de Moyuela, en el río Moyuela.
 146 Y Bádenas y Azuara, en el río Cámaras. Destacan los efectivos estimados de Huesa del Común
 147 (2.949,18), Loscos (1.618,02), Monforte de Moyuela (1.275,13), Blesa (566,69), Azuara (561,46) y
 148 Bádenas (546,15).

149 Los chopos cabeceros están presentes en 20 de los 40 municipios de la cuenca del río
 150 Huerva. En tan solo tres de ellos se estima un efectivo superior a los 500 ejemplares. De ellos,
 151 Cucalón y Villahermosa del Campo se encuentran en el tramo alto de la cuenca mientras que Herrera
 152 de los Navarros lo hace en el tramo medio. Las poblaciones más importantes se encuentran en la
 153 ribera del río Huerva, siendo menos los que lo hacen en sus afluentes. Destacan los efectivos
 154 estimados de Herrera de los Navarros (782,01), Cucalón (781,60) y Villahermosa del Campo
 155 (541,03).

156 Los chopos cabeceros están presentes en 8 de los 16 municipios de la cuenca del río
 157 Pancrudo. En 7 de los mismos se estima un efectivo superior a los 500 ejemplares estando repartidos
 158 por la totalidad de la cuenca donde son tan abundantes en la ribera del río Pancrudo como en los
 159 afluentes que recibe. Destacan los efectivos estimados de Calamocha (12.363,93), Torrecilla del
 160 Rebollar (2.660,43), Torre los Negros (2.090,75), Barrachina (1.977,22), Pancrudo (813,40), Alpeñés
 161 (630,49) y Cosa (570,56).

162 La densidad lineal media de chopos cabeceros en la red fluvial del total del área de estudio,
 163 considerando todos los sistemas fluviales incluidos en la cartografía E 1:25.000 (I.G.N.), es de 4,18
 164 ejemplares/hm. La densidad lineal media de la cuenca del río Alfambra es de 5,43 ejemplares/hm, la
 165 del Aguasvivas de 2,32 ejemplares/hm, la del Huerva 2,04 ejemplares/hm mientras que en la del
 166 Pancrudo es de 7,43 ejemplares/hm. (Figura 4)



167

168

Figura 4. Dehesa fluvial de chopos cabeceros. Villarreal de Huerva (Zaragoza)

169 La densidad superficial media de chopos cabeceros en la totalidad del área de estudio (DEL
 170 VALLE et al., 2007) es de 13,91 ejemplares/km². La densidad superficial media de la cuenca del río
 171 Alfambra es de 16,35 ejemplares/km², la del Aguasvivas de 7,23 ejemplares/km², la del Huerva
 172 5,72 ejemplares/km² mientras que en la del Pancrudo es de 45,15 ejemplares/km².

173 El diámetro normal de tronco (d.n.t.) de los chopos cabeceros depende de factores como son
 174 la edad del árbol, la disponibilidad de agua en el subsuelo, y de aspectos culturales como la tasa de
 175 eliminación de ejemplares viejos y decrépidos o la vigencia de la práctica de plantar y formar los
 176 jóvenes trasmochos (PASSOLA, 2010). En el conjunto del área de estudio, el d.n.t. está comprendido
 177 entre un mínimo de 20cm y un máximo de 300 cm. El valor que más se repite (moda) es el de 60-69
 178 cm y la media es de 73,31 cm. El 60,75% de los árboles medidos tiene un d.n.t. entre 40 cm y 80 cm,
 179 el 21%,10 mide entre 80 cm y 120 cm mientras que el 12,44% tiene menos de 40 cm. Los árboles de
 180 d.n.t. notables o monumentales son escasos, suponiendo el 0,97% (590,07 ejemplares estimados)
 181 los que miden entre 160 cm y 200 cm. mientras que tan solo un 0,31% (188,58 ejemplares
 182 estimados) son mayores de 200 cm. En la cuenca del río Alfambra el d.n.t. medio de los chopos
 183 cabeceros es de 72,21 cm, en la del Aguasvivas es de 70,58 cm, en la del Huerva de 76,95 cm y en
 184 la cuenca del Pancrudo de 75,23 cm.

185 La altura de la cruz de un chopo cabecero depende de la edad del árbol y de factores
 186 culturales asociados a su gestión (ORIA, 2011). En el conjunto del área de estudio está comprendido
 187 entre un mínimo de 45 cm y un máximo de 900 cm. El valor medio es de 318,70 cm. El 46,94% de
 188 los árboles medidos tiene una altura de cruz comprendida entre 245 cm y 344 cm, el 31,48% mide
 189 entre 345 cm y 444 cm mientras que el 15,44% tiene entre 145 cm y 244 cm. En la cuenca del río
 190 Alfambra la altura de cruz media de los chopos cabeceros es de 326,86 cm, en la del Aguasvivas es
 191 de 301,51 cm, en la del Huerva es de 275,41 cm y en la del Pancrudo de 332,40 cm.

192 En el total del área estudiada se ha observado que el 11,06% de los chopos cabeceros habían
 193 sido desmochados durante los últimos 10 años (6.728,03 ejemplares estimados), el 18,07% lo
 194 habían sido entre hace 10 y 20 años (10.992,36 ejemplares estimados) y el 70,87% desde hace más
 195 de 20 años (43.111,72 ejemplares estimados). (Tabla 2)

196 *Tabla 2. Número de ejemplares muestreados agrupados por rangos temporales (décadas) considerando el tiempo transcurrido*
 197 *desde el último desmoche, a partir de las observaciones en los muestreos realizados en cada cuenca hidrográfica y el conjunto del*
 198 *área estudiada.*

Tiempo tras el último desmoche	Alfambra		Aguasvivas		Huerva		Huerva		Huerva	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
Diez o menos años	472	13,95	132	7,93	60	9,12	306	9,99	970	11,06
Entre diez y veinte años	623	18,42	197	11,84	72	10,94	692	22,60	1.584	18,07
Más de veinte años	2.288	67,63	1.335	80,23	526	79,94	2.064	67,41	6.213	70,87
Total	3.383	100	1.664	100	658	100	3.062	100	8.767	100

199

200 En la cuenca del río Alfambra el 13,95% de los chopos cabeceros habían sido escamondados
 201 durante los últimos diez años, el 18,42% entre hace 10 y 20 años mientras que el 67,63% habían
 202 recibido este tratamiento hace más de 20 años.

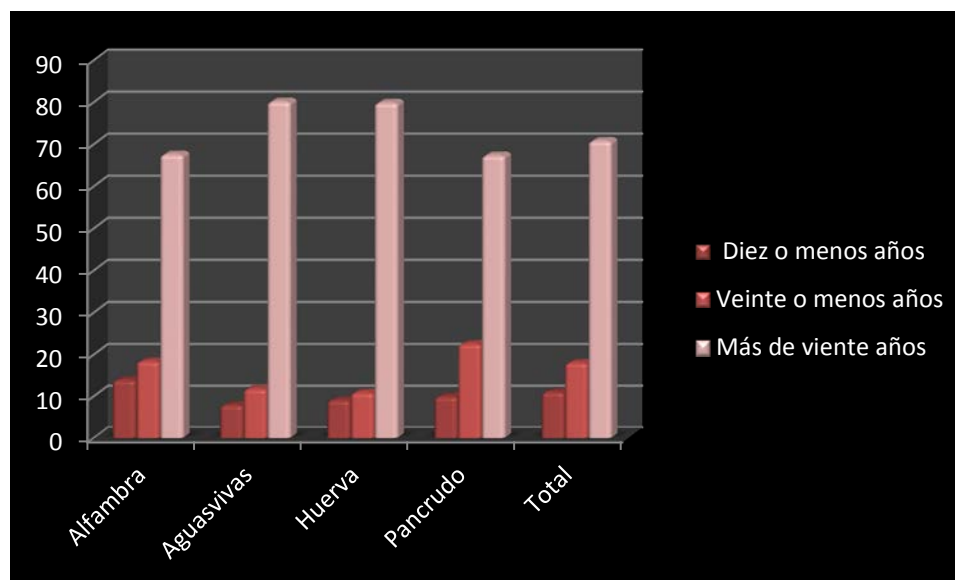
203 En la cuenca del río Aguasvivas el 7,93% de los chopos cabeceros habían sido escamondados
 204 durante los últimos diez años, el 11,84% entre hace 10 y 20 años mientras que el 80,23% fueron
 205 desmochados hace más de 20 años.

206 En la cuenca del río Huerva el 9,12% de los chopos cabeceros habían sido escamondados
 207 durante los últimos diez años, el 10,94% entre hace 10 y 20 años mientras que el 79,94% habían
 208 recibido este tratamiento hace más de 20 años.

209 En la cuenca del río Pancrudo el 9,99% de los chopos cabeceros habían sido escamondados
 210 durante los últimos diez años, el 22,60% entre hace 10 y 20 años mientras que el 67,41% habían
 211 recibido este tratamiento hace más de 20 años.

212 La proporción de chopos cabeceros muertos y en pie en el total del área estudiada es de
 213 6,10% estimándose 3.710,96 ejemplares. La cuenca del río Alfambra tiene la menor proporción de
 214 árboles muertos teniendo un valor de 4,43%. Por el contrario, en la del río Aguasvivas el valor es
 215 máximo, alcanzando el 11,29%; situaciones intermedias se dan en la cuenca del Huerva con el 8,05%
 216 y en la del Pancrudo con el 4,70%.

217 La proporción de chopos cabeceros que muestran síntomas de atrincheramiento en el total
 218 del área estudiada es de 16,12% correspondiendo a 9.207,66 ejemplares estimados. En la cuenca
 219 en donde se presenta esta situación de forma más manifiesta es en la del río Aguasvivas siendo del
 220 37,53%. A continuación se presenta la cuenca del río Huerva con el 17,69% y la del río Pancrudo con
 221 el 13,67%. El territorio que presenta los árboles con ramaje más vigoroso es la cuenca del río
 222 Alfambra pues tan solo el 8,26% de los mismos muestra atrincheramiento (Figura 5).



223

224 *Figura 5. Proporción porcentual según los tipos de chopos cabeceros de acuerdo al tiempo transcurrido desde el último desmoche,*
 225 *en cada una de las cuencas hidrográficas estudiadas y en el conjunto de todas ellas.*

226 La proporción de chopos cabeceros vivos que muestran inestabilidad de su ramaje con
 227 resultado de caída de ramas principales durante los últimos años en la zona de estudio es del 8,81%
 228 correspondiéndole un total de 5.032,22 ejemplares estimados. Esta situación se muestra con mayor
 229 intensidad en la cuenca del río Huerva con el 18,02% de los casos. Las cuencas del Aguasvivas y del
 230 Pancrudo tienen porcentajes similares, siendo del 13,75% en la primera y del 11,31% en la segunda.
 231 Es mínima en la cuenca del río Alfambra produciéndose en el 2,57%.

232 El 38,25% de los chopos cabeceros prospectados en el área de estudio presenta huecos
 233 visibles en el tronco o en la cabeza, estimándose un total de 23.268,29 ejemplares. La proporción es
 234 máxima en los árboles de las cuencas de los ríos Aguasvivas con un 46,10% y del Pancrudo con un
 235 46,02%. Algo menor en la del río Huerva con un 42,10% de casos y mínima en la del río Alfambra con
 236 un 26,60%.

237 Los chopos cabeceros afectados por el fuego en el total del área estudiada ascienden al
 238 6,76% estimándose en unos 4.112,25 ejemplares. La zona que sufre con más incidencia este
 239 problema es la cuenca del río Huerva con un 11,85% de los casos, seguida de la del río Aguasvivas
 240 con un 9,92%, la del Pancrudo con un 6,37% y la que menos lo acusa es la del Alfambra con tan solo
 241 un 4,58% de los árboles.

242 5. Discusión

243

244 El principal problema de los álamos trasmochos del área estudiada es el abandono de la
 245 gestión mediante desmoche. Los árboles que pierden el turno de poda tienen ramas cada vez más

246 pesadas que son menos estables, lo que aumenta el riesgo de colapso, al tiempo que disminuye su
 247 vitalidad y capacidad de rebrote tras una nueva escamonda . Además, su entrada en la senescencia
 248 reduce el aprecio por parte de sus propietarios. Otros problemas importantes son la disminución de
 249 los recursos hídricos para los chopos cabeceros, el empleo del fuego, la tala y el anillado de los
 250 árboles, las obras de concentración parcelaria, los trabajos de limpieza de ríos, la alteración grave de
 251 los cauces fluviales, la construcción de embalses, la canalización de ríos, la minería a cielo abierto, el
 252 manejo inadecuado de los árboles, la urbanización de riberas o la falta de reemplazo generacional.

253 El futuro de los álamos negros trasmochos pasa por retomar la gestión tradicional de la
 254 escamonda a la luz de nuevas técnicas y planteando nuevos objetivos, tanto en lo productivo como en
 255 lo metodológico, siendo principio básico el garantizar la supervivencia de estos árboles y prolongar su
 256 vida todo lo posible. Los agricultores han sido los propietarios tradicionales de los chopos cabeceros
 257 situados entre campos o junto a acequias, siendo los cuidadores y usufructuarios de aquellos que
 258 crecen junto a la orilla de los ríos y arroyos. Los mejores gestores de estos árboles son los propios
 259 agricultores.

260 En la cuenca del río Aguasvivas, las zonas preferentes a intervenir son el tramo del río
 261 Aguasvivas y del río Marineta en Huesa del Común, el del río Moyuela (Sta. María o Nogueta) en
 262 Piedrahita, Loscos y Monforte de Moyuela, el barranco de Valdehierro en Rudilla, y el río Cámaras en
 263 Bádenas y Loscos.

264 En la cuenca del río Alfambra, las zonas preferentes a intervenir son los tramos del citado río
 265 en Allepuz, Jorcas, Ababuj, Aguilar del Alfambra, Camarillas, Galve y Villalba Alta, el del río Sollavientos
 266 en Allepuz y el del Penilla en Camarillas.

267 En la cuenca del río Huerva, las zonas preferentes a intervenir son los tramos del citado río en
 268 Bea, Lagueruela, Ferrerueta de Huerva y Badules, así como el del río Lanzuela en Cucalón.

269 En la cuenca del río Pancrudo, las zonas preferentes a intervenir son los tramos del citado río
 270 en Torre los Negros, Barrachina y Cutanda, la rambla del Pinar en Torrecilla del Rebollar, La Riera en
 271 Collados y Olalla, el río Nueros en Nueros y Barrachina, la rambla del Sabinar en Olalla, la de
 272 Cuencabuena en Cuencabuena y el barranco de San Martín en Valverde.

273 Los árboles de intervención más urgente son los que han perdido el turno de poda hace más
 274 de 20 años pero que mantienen vitalidad en su ramaje. A medio plazo, habría que escamondar
 275 aquellos que hace menos de 20 años que han sido manejados. Y, por último, aquellos que no recibido
 276 gestión en dicho periodo pero que muestran indicios generalizados de atrincheramiento.

277 6. Conclusiones

278
 279 Los árboles trasmochos están presentes en los ambientes agrarios de varios países europeos,
 280 desde las islas Británicas hasta Rumanía, desde Escandinavia hasta el Mediterráneo (COULON et
 281 al.,2003; READ, 2008). Son numerosas las especies de árboles, generalmente caducifolias, que
 282 siguen este sistema de gestión tradicional (MANSION, 2010). Una de ellas es el chopo negro o álamo
 283 negro que aparece en su forma de árbol trasmucho en diversos países.

284 Las cuencas de los ríos Aguasvivas, Alfambra, Huerva y Pancrudo, en el sector aragonés de la
 285 cordillera Ibérica, albergan igualmente árboles trasmochos de diversas especies. De entre todas ellas,
 286 sobresalen de forma notable las formaciones forestales de chopos cabeceros. En el trabajo de

287 prospección en el campo se han obtenido unos resultados que, tras el contraste bibliográfico,
288 permiten destacar su gran singularidad por varios motivos.

289 El elevado número de ejemplares de este pequeño territorio supera con creces a la de
290 cualquier otro país europeo (COOPER, 2006; READ, 2008) pudiendo solamente encontrarse algo
291 próximo en la parte asiática de Turquía. Puede asegurarse que las masas de chopos cabeceros de las
292 cuencas del Alfambra y del Pancrudo son la mayores de Europa en cuanto a su efectivo, continuidad y
293 densidad.

294 Su dependencia de los cursos de agua, a diferencia con la mayor parte de las formaciones de
295 árboles trasmochos de otras regiones de Europa que tienen una distribución más amplia.

296 Se aprecia un abandono de su gestión mediante desmoche desde hace unos cuarenta años,
297 aunque existen zonas con vigencia en su aprovechamiento. Este periodo de interrupción es menor al
298 que presentan la mayor parte de los trasmochos europeos, salvo en ciertas regiones, como Flandes o
299 Rumanía en los que prácticamente no hay chopos cabeceros.

300 El principal aprovechamiento es su uso como vigas en la construcción de edificios, algo
301 insólito en el uso de los álamos negros trasmochos del resto de Europa.

302 El futuro de los chopos cabeceros depende, como el resto de los trasmochos europeos, de la
303 continuidad de su gestión. Sin embargo, existen problemas específicos como son la disminución de
304 los recursos hídricos y los daños que reciben en las quemas agrícolas.

305 En la última década se está produciendo un cambio en la percepción social de estas masas
306 arboladas entre la sociedad, pasando del desconocimiento más completo a una valoración positiva
307 por su consideración de elemento patrimonial y su importancia ambiental. Este reconocimiento
308 creciente se aproxima al que las sociedades europeas más avanzadas en su aprecio a los árboles
309 viejos y trasmochos tuvieron hace unas décadas.

310 7. Agradecimientos

311
312 José Antonio Sánchez, Fernando Herrero, Marcos Rodríguez y Paloma Ibarra han colaborado en el
313 trabajo de campo, la elaboración de la cartografía, la organización de los datos y, sobre todo,
314 aportando numerosas sugerencias.

315 8. Bibliografía

316
317 ALEXANDER, K.; BUTLER, J. y GREEN, T. (2006): "The value of different tree and shrub species
318 to wildlife". British Wildlife. Vol. 18 nº 1, pp. 18-28.

319
320 ARAGÓN, A. (2013). "El trasmocheo histórico (hasta mediados del siglo XX)" pp. 29-47. En
321 Apuntes sobre trasmochos. Guía de buenas prácticas para el trasmocheo. Gipuzkoako Foru
322 Aldundia. San Sebastián.

323
324 CANTERO, A. (2011). Manejo y conservación de los árboles trasmochos en la península
325 Ibérica. Árboles trasmochos: tradición, gestión y conservación. Gipuzkoako Parketxeak. 35 p.

326

- 327 COOPER, F. (2006). The Black Poplar. Ecology, History & Conservation. Windgather Press. 116
328 p. Bollington.
- 329
- 330 COULON, F.; MEIFFREN, I y POINTEREAU, P. (2003). Architectures végétales de Midi-Pyrénées.
331 Haies, arbres et vergers. Solagro. 60 p. Toulouse.
- 332
- 333 CREUS, J.; FILLAT, F. y GÓMEZ, D. (1984): "El fresno de hoja ancha como árbol semisalvaje en
334 el Pirineo de Huesca (Aragón)". Acta de Biología de Montaña (IV) p. 445-454.
- 335
- 336 DE JAIME, CH. y HERRERO, F. (2007): El chopo cabecero en el sur de Aragón. La identidad de
337 un paisaje. Centro de Estudios del Jiloca. Calamocha.
- 338
- 339 DEL VALLE, J.; OLLERO, A. y SÁNCHEZ, M. (2007). Atlas de los ríos de Aragón. Gobierno de
340 Aragón y Prames. 480 p. Zaragoza.
- 341
- 342 GREEN, E. (1996a). "Pollarding. Origins and some practical advice". British Wildlife, 8:2, pp.
343 100-105.
- 344
- 345 GREEN, E. (1996b). "Thoughts on Pollarding". En [Ed. Read, H.] Pollard and veteran tree
346 management II. pp. 1-5. Corporation of London.
- 347
- 348 HAEGGSTRÖM, C.A. (1998). "Pollard Meadows: Multiple use of Human-made Nature". En
349 [Eds. KIRBY, K.J. y WATKINS, C.] The Ecological History of European Forests. pp. 33-41. CAB
350 International. Wallingford.
- 351
- 352 HERRERO, F. (inédito). El chopo cabecero (*Populus nigra* L.). Cartografía y estudio de la
353 población actual en los bosques de ribera de la cuenca del río Pancrudo (Teruel). Propuestas
354 de gestión.
- 355
- 356 JAIME, F. (1956). El Chopo. Práctica de su plantación y tratamiento. Ministerio de Agricultura.
357 54 p. Zaragoza.
- 358 KEY, R. (1996). "Invertebrate conservation and pollards" pp. 21-28. En Pollard and veteran
359 tree management II. pp. 21-28. [Ed. Read, H.]. Corporation of London.
- 360
- 361 MANSION, D. (2010). Les trogues, l'arbre paysan aux mille usages. Editions Ouest-France.
362 Rennes. 144 p.
- 363
- 364 MÉNDEZ, M. (2009). "Los insectos saproxílicos en la península Ibérica: qué sabemos y qué
365 nos gustaría saber" pp. 505-512. Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, 44.
- 366
- 367 MONTOYA, J.M. (1988). Chopos y choperas. Ediciones Mundi-Prensa. 124 p. Madrid.
- 368
- 369 ORIA, J.A. (2011). Conceptos fundamentales y terminología técnica asociada a la masa
370 forestal. En Árboles trasmochos: tradición, gestión y conservación. Gipuzkoako Parketxeak.
371 40 p.
- 372

- 373 PASSOLA, G. (2010). "El proceso de estructuración de los árboles viejos" p. 10-16. En La
374 conservación de los árboles y bosques viejos". IV Jornadas sobre los Árboles Monumentales
375 de España. Aranjuez.
376
- 377 PÉREZ, A. (2015). "Ríos, acequias, fuentes y chopos". En [Coords. Simón, J.,L. y Guíu, V.]
378 Teruel por sí mismo. p. 131-133. Fundación Cultural Bajo Martín.
379
- 380 READ, H. (2000). Veteran Trees: A guide to good management. English Nature. 176 p.
381 Peterborough.
382
- 383 READ, H. (2008). "Pollards and pollarding in Europe". British Wildlife, 19, pp.250-259.
384
- 385 SCHWENDTNER, O. (2010). "La biodiversidad asociada a los árboles y bosques viejos"
386 pp.133-147. En La conservación de los árboles y bosques viejos. Asociación Española de
387 Arboricultura. Aranjuez.
388
- 389 SEBEK, P.; ALTMAN, J.; PLATEK, M. y CIZEK, L. (2013). "Is active management the key to the
390 conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows".
391 PLoS ONE 8(3): e60456. doi:10.1371/journal.pone.0060456. Editor Peter Shaw,
392 Roehampton University, Reino Unido.