



2025 | **16-20**
GIJÓN | JUNIO

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1959

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





La diversificación de masas monoespecíficas puede mejorar la multifuncionalidad de los ecosistemas forestales

ANDIVIA, E. (1), UREÑA-LARA, C. (1), PÉREZ-CORONA, M.E. (1), APONTE, C. (2), CRUZ-ALONSO, V. (1,3), DELGADO, J.A. (1), GUTIÉRREZ, M. (1), DE LAS HERAS, P. (1), JIMÉNEZ, M.D. (1), REBOLLO, P. (1) y ROLO, V. (4).

(1) Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Biodiversidad Ecología y Evolución. C/ José Antonio Novais, 12, 28040 Madrid, España.

(2) Departamento de Medio Ambiente y Agronomía, Centro Nacional Instituto de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, INIA-CSIC, Ctra. Coruña Km 7.5, 28040 Madrid, España.

(3) Grupo de Ecología y Restauración Forestal. Universidad de Alcalá. Departamento de Ciencias de la Vida, 28805, Alcalá de Henares, España.

(4) INDEHESA, Forestry School, Universidad de Extremadura, Plasencia, España.

Resumen

La promoción de bosques mixtos es una estrategia clave para la adaptación de los ecosistemas forestales al cambio climático. Sin embargo, la mayor parte de los trabajos que evalúan su éxito se centran en uno o pocos aspectos del funcionamiento de estos ecosistemas, limitando nuestra capacidad de entender el impacto de las estrategias de adaptación sobre la provisión de múltiples servicios ecosistémicos. En este trabajo se comparó la multifuncionalidad de masas mixtas y monoespecíficas de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Para ello se caracterizaron distintos indicadores relacionados con la productividad y el secuestro de carbono, la resistencia y resiliencia a sequías, la provisión de madera y hábitats, la funcionalidad del suelo y la biodiversidad de organismos edáficos. Los resultados de este trabajo sugieren que la diversificación de masas monoespecíficas es una estrategia eficaz para mejorar la resiliencia de los ecosistemas forestales y para aumentar su multifuncionalidad, especialmente de aquellos servicios relacionados con el secuestro de carbono, la provisión de hábitats y la regulación del ciclo de nutrientes. No obstante, los resultados indican que las masas mixtas no maximizan todos los indicadores evaluados, especialmente cuando se comparan con robledales, por lo que su implementación debe ajustarse a la planificación de los objetivos de gestión de cada masa.

Palabras clave

Biodiversidad, gestión forestal, productividad, servicios ecosistémicos, suelos

1. Introducción

Los bosques cubren casi un tercio de la superficie terrestre global (FAO, 2020) y proporcionan hábitat a una amplia diversidad de especies, suministrando una multitud de servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano (IPBES,



2019). Además, juegan un papel fundamental en el ciclo del agua, de los nutrientes y del carbono. Así, los bosques almacenan más del 45% del carbono terrestre y absorben un tercio de las emisiones antropogénicas anuales (BONAN, 2008). Sin embargo, el cambio climático está comprometiendo el funcionamiento de estos ecosistemas sometiéndolos a un nuevo régimen de perturbaciones (SEIDL et al., 2011), lo que supone un reto para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que proveen, así como para su gestión y restauración (NELSON et al., 2013).

Los bosques con limitaciones hídricas, como los bosques mediterráneos, son uno de los ecosistemas más vulnerables al cambio climático (LINDNER et al., 2010). La mayor frecuencia de eventos extremos y el aumento de la aridez están provocando cambios en su dinámica, alterando la composición y estructura de estos ecosistemas y comprometiendo su papel como sumideros de carbono (RUIZ-BENITO et al., 2017; ASTIGARRAGA et al., 2020). En este contexto, es de vital importancia para el futuro de estos bosques generar conocimiento acerca de las estrategias de gestión forestal que maximicen su resistencia y resiliencia ante perturbaciones y promuevan la adaptación a largo plazo de estas masas garantizando la provisión de importantes servicios ecosistémicos.

La gestión forestal es una herramienta fundamental para modificar la respuesta de los bosques al cambio climático (MILLARD & STEPHENSON, 2015). La gestión para la adaptación al cambio climático busca reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales incrementando su capacidad adaptativa (LECINA-DÍAZ et al., 2020) y promoviendo su resistencia (capacidad de oponerse al cambio ejercido por una perturbación) y resiliencia (capacidad de recuperar su función y estructura después de una perturbación, HOLLING, 1996). En el contexto de la península ibérica, las políticas de reforestación junto al abandono rural y de los usos forestales tradicionales han resultado en un aumento de la superficie forestal pero también de su densidad y biomasa (MACDONALD et al., 2000; AMEZTEGUI et al., 2010). Este hecho está condicionando la dinámica de los ecosistemas forestales lo que interacciona con la mayor frecuencia y magnitud de perturbaciones como los incendios y las sequías, aumentando así su vulnerabilidad al cambio climático (MAUSOLF et al., 2018; VERHEYEN, 2022). Todo ello hace aún más necesaria la implementación de medidas de gestión eficaces que reduzcan esta vulnerabilidad y mantengan la funcionalidad de estos ecosistemas (LINDNER et al., 2010).

La aplicación de estrategias de adaptación al cambio climático requiere una evaluación integral del impacto de estas medidas en los distintos procesos ecológicos que sustentan el funcionamiento de los bosques y su respuesta a las perturbaciones. En los últimos años, la multifuncionalidad, definida como la capacidad de un ecosistema de suministrar distintas funciones y servicios (MANNING et al., 2018), está ganando importancia en la gestión de los ecosistemas forestales (GAMFELDT et al., 2013; NOCENTINI et al., 2017; VAN DER PLAS et al., 2018). Sin embargo, muchos ecosistemas forestales siguen siendo gestionados en base a un único o muy pocos objetivos relacionados en gran parte con la maximización de su productividad. La gestión de los ecosistemas forestales orientada a la provisión de un determinado servicio puede conducir a un sistema menos resiliente y más vulnerable, no sólo desde el punto de vista ecológico, sino



también desde una perspectiva socioeconómica (RIST & MOEN, 2013). Así, la Agenda de Investigación 2010-2020 para los Bosques Mediterráneos (PALAHI et al., 2009) identificó como prioritaria la necesidad de evaluar, desde un punto de vista multifuncional, los efectos de las políticas de gestión forestal, con el fin de identificar medidas de gestión concretas que maximicen la producción de múltiples bienes y servicios. A pesar de ello, solo un número limitado de trabajos científicos han considerado los impactos de la gestión forestal para la adaptación en más de un servicio o función ecosistémica (NOCENTINI et al., 2022) lo cual limita nuestra capacidad de evaluar dichas medidas desde un punto de vista multifuncional y la transferencia de este conocimiento a la gestión de estos ecosistemas.

La diversificación de masas monoespecíficas se ha identificado como una estrategia eficaz para la adaptación de las masas forestales a las perturbaciones derivadas del cambio global (MARTÍN-ALCÓN et al., 2010; DEL RÍO et al., 2017; MUÑOZ-GÁLVEZ et al., 2021). La mayoría de los estudios que han evaluado el impacto de la diversificación de masas monoespecíficas en los servicios ecosistémicos de los bosques mediterráneos se han centrado en la productividad forestal y la capacidad de almacenamiento de carbono en los árboles como principales procesos estudiados (NOCENTINI et al., 2022). La fertilidad del suelo o la capacidad de almacenamiento de carbono en el mismo han sido menos evaluados y muy pocos estudios se han centrado en el impacto de las actuaciones en las comunidades biológicas que componen los suelos forestales. Si queremos incorporar una visión holística para entender el efecto de la diversificación en el funcionamiento de los ecosistemas es necesario incorporar los procesos ecológicos asociados a un componente tan importante del sistema como son los suelos y la biodiversidad que albergan.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es evaluar de una forma holística el efecto de la diversificación de rodales monoespecíficos en el funcionamiento de los ecosistemas forestales, considerando la caracterización de múltiples servicios ecosistémicos relacionados con el secuestro aéreo y subterráneo de carbono, el reciclado de nutrientes, la biodiversidad edáfica y la respuesta a perturbaciones. Para ello se han combinado distintas metodologías e información a diferentes escalas temporales, desde datos de dendrocronología hasta la caracterización de aspectos edáficos relacionados con el funcionamiento de estos ecosistemas y la biodiversidad que albergan. Para ello, hemos tomado como caso de estudio los rodales monoespecíficos y mixtos de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama.

3. Metodología

a. Área de estudio y diseño de muestreo

El área de estudio se encuentra en la cara norte del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (40° 51' 25" N - 40° 54' 11" N y 3° 59' 13" - 4° 4' 5" O), en las inmediaciones de la localidad de Valsaín (Segovia). El clima de la zona es mediterráneo continental, con inviernos fríos y veranos cálidos y secos, con las



precipitaciones concentradas en primavera y otoño. La temperatura media y la precipitación total anual es de 9.2 °C y 717 mm, respectivamente. Las especies arbóreas dominantes de esta área son *Pinus sylvestris* L. (pino silvestre o pino de Valsain) y *Quercus pyrenaica* Willd (roble o rebollo), las cuales, a pesar de presentar diferencias altitudinales en la distribución de sus poblaciones, forman extensos rodales mixtos en el ecotono entre ambos rangos altitudinales.

Dentro de esta área se han seleccionado cinco localizaciones independientes, mostrando una separación media entre ellas de alrededor de 3.2 km. El rango altitudinal de las localizaciones es de 1180 a 1356 m. s. n. m. y el suelo es de clase textural franco-arenosa y con un pH promedio ligeramente ácido (5.75 ± 0.39). En cada localización se han seleccionado tres parcelas circulares de 20 m de radio, con distinta composición forestal: una parcela monoespecífica de *P. sylvestris* (pinar), una monoespecífica de *Q. pyrenaica* (roble) y una mixta de las dos especies. En estas parcelas se ha registrado la especie y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de cada individuo. Las parcelas monoespecíficas se caracterizan por una proporción del área basal de la especie dominante superior al 90%, mientras que en las parcelas mixtas la proporción del área basal de la especie dominante no supera el 75%.

3.

a. Indicadores de funcionamiento y servicios ecosistémicos

Para cada parcela se determinaron 22 indicadores relacionados con el funcionamiento de los ecosistemas forestales, su respuesta a perturbaciones abióticas y la provisión de servicios ecosistémicos (Tabla 1). A continuación, se describe brevemente cómo se calcularon los distintos indicadores.

Se utilizaron métodos dendrocronológicos para evaluar el crecimiento radial a escala de rodal (relacionado con la productividad, el secuestro de carbono y la provisión de madera). Para ello se extrajeron mediante el uso de una barrena de Pressler (5 mm, Haglöf, Sweden) dos testigos de madera de cada individuo con un DBH > 12.5 cm (1583 individuos en total). A continuación, se procesaron las muestras mediante métodos dendrocronológicos estandarizados (FRITTS, 2012) y se calculó el incremento en área basal (IAB) para cada uno de los años analizados (BIONDI & QEADAN, 2008). La productividad aérea del rodal (Pa) se calculó sumando en primer lugar el IAB de todos los individuos de una parcela para cada año y posteriormente se realizó el promedio de los últimos 30 años y se estandarizó a una superficie de una hectárea. A partir de los IAB anuales a escala de parcela se calculó la estabilidad de la productividad (Pes) (relacionada con la provisión de madera) como el inverso del coeficiente de variación del IAB (DEL RÍO et al., 2017). Con las series de crecimiento a escala de rodal también se calculó el índice de resistencia (Rt) y resiliencia (Rs) a eventos de sequía extremas (relacionado con la estabilidad a perturbaciones abióticas) según Lloret et al. (2011). Los eventos de sequía extremos se caracterizaron como aquellos años en los que el índice estandarizado de precipitación-evapotranspiración (SPEI) fue menor que -2 (VICENTE-SERRANO et al., 2010). Los años seleccionados fueron 2005 y 2012 y como indicadores se usaron los promedios de Rt y Rs para ambos eventos, respectivamente. Por otro lado, se calculó la diversidad estructural (Dst) del rodal



(relacionada con la biodiversidad y la provisión de hábitats) como el coeficiente de variación del DAP.

Con respecto a la funcionalidad del suelo (servicio de regulación del ciclo de nutrientes y secuestro de carbono) se llevaron a cabo los siguientes muestreos. En cada parcela se establecieron cinco puntos de muestreo, uno en el centro de la parcela y el resto en los cuatro puntos cardinales a una distancia de 5 m del centro de la parcela. En cada punto se tomaron 3 muestras de hojarasca (en un cuadrado de 10 x 10 cm) y suelo (hasta 15 cm de profundidad) que se combinaron para su posterior análisis. En las muestras de hojarasca se determinó el contenido en C y se calculó su stock (SCh) siguiendo el procedimiento en ANDIVIA et al. (2016). En las muestras de suelo se determinó el contenido en C y se calculó su stock (SCs) y se analizó el contenido en N (Ns), P (Ps) y la actividad de las enzimas glucosidasa (Agl), ureasa (Aur) y fosfatasa (Afo). Además, en cada parcela se seleccionaron cinco árboles (cinco de cada especie en las mixtas) para determinar la disponibilidad de amonio (Dam), nitrato (Dni) y fosfato (Dfo) en las inmediaciones mediante membranas de resina de intercambio iónico (DURÁN et al., 2013). Para ello, se han utilizado cuatro pares de membranas de intercambio aniónico e intercambio catiónico por individuo (MEGA a.s., República Checa), de tamaño 6 x 4 cm que estuvieron enterradas durante cuatro semanas. Además, en estos mismos individuos se evaluó el contenido de N (Nh) y P (Ph) en hoja verde como indicador de su estado nutricional. Por otro lado, se evaluaron las tasas de descomposición potencial de los suelos (Kp) mediante el método estandarizado de las bolsas de té (KEUSKAMP et al., 2013). Para ello, se enterraron al inicio de la primavera cinco pares de bolsas de té verde y rooibos de la marca Lipton® previamente pesadas. Las bolsas se recuperaron al cabo de tres meses y se volvieron a pesar tras secarse durante 48 h en una estufa a 70 °C. La tasa de descomposición potencial se calculó a partir de la diferencia de pesos según KEUSKAMP et al. (2013). Finalmente, se evaluó la actividad biológica de los suelos en primavera a partir de la respiración edáfica (Res) siguiendo el método Soda Lime (KEITH & WONG, 2006), que consiste en evaluar la diferencia de peso de una cantidad conocida de cal sodada (NaOH y CaO) tras su incubación en cámaras herméticas al flujo de CO₂ exterior pero abierta al flujo proveniente del suelo. Para ello, se colocaron cinco cámaras cilíndricas de 10 cm de diámetro x 25 cm de altura, una en el centro de la parcela y el resto a 5 m del centro en cada uno de los puntos cardinales. Las cámaras se colocaron sobre suelo desnudo por lo que en algunos casos fue necesaria la retirada previa de herbáceas. Aproximadamente 24 horas después se recogieron todas las placas e inmediatamente se sellaron para llevarlas al laboratorio donde se secaron en estufa a 70 °C durante 24 h y se volvieron a pesar estimándose así el flujo de C durante el periodo evaluado (KEITH & WONG, 2006).

Para evaluar la biodiversidad edáfica se calcularon distintos índices de actividad y diversidad de comunidades bacterianas, fúngicas y de artrópodos. Para la caracterización de las comunidades de microorganismos se seleccionaron tres árboles por parcela (tres de cada especie en las mixtas) y se tomaron muestras de suelo bajo la copa de los árboles seleccionados (a 50 cm del tronco para maximizar la presencia de microorganismos y hongos asociados a los sistemas radiculares) con una profundidad de 10 cm y en dos orientaciones (Norte y Sur) que se combinaron en una única muestra por árbol. Para la caracterización funcional de



las comunidades bacterianas del suelo se utilizó Biolog EcoPlate™, una técnica basada en la versatilidad bioquímica de las bacterias que mide la capacidad de éstas para oxidar 31 fuentes de carbono de distinta complejidad. Estas fuentes se pueden clasificar en seis categorías (aminas y amidas, aminoácidos, carbohidratos, ácidos carboxílicos, polímeros y otros) en función de la complejidad de las cadenas de carbono (DOBRANIC & ZAK, 1999). Las comunidades bacterianas quedan caracterizadas por su huella metabólica en la capacidad de oxidar las 31 fuentes de carbono. Por otra parte, para la identificación y la caracterización de las comunidades fúngicas del suelo se utilizó Biolog FF MicroPlate™. Esta tecnología se basa en el uso del colorante tetrazolio, utilizado para medir espectrofotométricamente la oxidación de las distintas fuentes de carbono presentes en las placas. Cada placa contiene 95 sustratos distintos que son utilizados de manera diferente por cada una de las especies presentes, lo que proporciona una huella de crecimiento de los hongos presentes en las muestras de suelo. Con los datos de absorbancia obtenidos tras incubar las placas durante 72 h se calculó el índice de diversidad de Shannon basado en la diversidad fisiológica de las comunidades para bacterias (Hb) y hongos (Hh). Finalmente, las comunidades de artrópodos se caracterizaron en cinco muestras de hojarasca y suelos tomadas una en el centro de la parcela y el resto a 5 m del centro en cada uno de los puntos cardinales. Los artrópodos fueron extraídos de un volumen de muestra de un litro mediante el método de Berleese-Tullgren, que se basa en la naturaleza higrófila y lucífuga de los artrópodos. La identificación de los artrópodos de cada muestra se hizo a nivel de orden o suborden (y en algunos casos de familia) con ayuda de una clave dicotómica. Finalmente se registró la abundancia de cada orden de artrópodos y se calculó el índice de diversidad de Shannon (Ha).

Tabla 1. Descripción de los distintos indicadores evaluados

Indicador	Abreviatura	Tipo de función o servicio
Productividad aérea	Pa	Secuestro de carbono
Stock de C en hojarasca		SCh
Stock de C en suelo		SCs
Estabilidad de la productividad	Pes	Provisión de madera
Resistencia a sequías	Rt	Estabilidad a perturbaciones
Resiliencia a sequía		Rs
Diversidad estructural	Dst	Provisión de hábitat
Nitrógeno en el suelo	Ns	Regulación del ciclo de nutrientes y funcionalidad el suelo
Fósforo en el suelo		Ps
Actividad de glucosidasa		Agl
Actividad de ureasa		Aur
Actividad de fosfatasa		Afo

Disponibilidad de nitrato	Dni	
Disponibilidad de amonio	Dam	
Disponibilidad de fosfato	Dfo	
Nitrógeno en las hojas	Nh	
Fósforo en las hojas	Ph	
Tasa de descomposición	Kp	
Respiración del suelo	Res	
Índice de Shannon de bacterias	Hb	Biodiversidad edáfica
Índice de Shannon de hongos	Hh	
Índice de Shannon de artrópodos	Ha	

c. Cálculo de multifuncionalidad y análisis de datos

En primer lugar, evaluamos las diferencias en los indicadores entre las masas mixtas y cada una de las masas mono-específicas (pinar y robledal). El muestreo sigue un diseño en triplete que permite comparar los distintos indicadores entre tipos de masas dentro de una misma localización minimizando así el efecto de otras variables como las condiciones climáticas o el tipo de suelo. Por ello, calculamos para cada indicador el *response ratio* comparando masas mixtas con pinar y masas mixtas con robledal, respectivamente. El *response ratio* (*RR*) lo calculamos como:

$$RR_{ij} = \ln (MIX_{ij} / MON_{ij})$$

Donde RR_{ij} es el *response ratio* del indicador i en la localización j , MIX_{ij} es el valor del indicador i en la masa mixta de la localización j y MON_{ij} es el valor del indicador i en la masa mono-específica (pinar o rebollar) en la localización j . RR mayor que 0 indican un mayor valor del indicador en las masas mixtas que en las mono-específicas, mientras que RR menor que 0 indican lo contrario. Si el RR no es significativamente distinto de 0 indica que no hay diferencias en el indicador entre masas mixtas y mono-específicas. Para testar esto, se ajustó un modelo nulo para cada RR y se comprobó la significación del intercepto.

Por otro lado, se calculó un índice de multifuncionalidad mediante un enfoque de dos pasos (RATCLIFFE et al., 2017; CRUZ-ALONSO et al., 2019). En primer lugar, estandarizamos cada indicador entre 0 y 1 como:

$$stA_{ij} = (A_{ij} - \min[A_i]) / (\max[A_i] - \min[A_i])$$

donde stA_{ij} es el valor estandarizado del indicador i en la parcela j , A_{ij} es el valor del atributo i en la parcela j , y $\max[A_i]$ y $\min[A_i]$ son los valores máximos y mínimos del atributo i , respectivamente.

En el segundo paso, se estimó la multifuncionalidad como el número de indicadores estandarizados en cada parcela cuyos valores superaron el umbral del

50% del valor máximo. Elegimos el 50% del valor máximo como un nivel de umbral neutral para comparar los resultados entre diferentes tipos de masa (BYRNES et al., 2014). Para comparar las diferencias en la multifuncionalidad entre tipos de masa, se ajustó un modelo lineal mixto donde el tipo de masa (mixta, pinar o roble) se consideró como efecto fijo y la localización como efecto aleatorio para considerar la falta de independencia entre parcelas dentro de la misma localización. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo en R v4.4.2.

4. Resultados

a. Diferencias entre masas mixtas y monoespecíficas

En general, los *RR* que resultaron significativos mostraron valores positivos por lo que los indicadores mostraron mayores valores en masas mixtas que en monoespecíficas, sobre todo cuando se compararon masas mixtas y pinares (Figura 1). En este sentido, las masas mixtas tuvieron valores significativamente más altos que los pinares en productividad aérea (*Pa*), resistencia a sequías extremas (*Rt*), diversidad estructural (*Dst*) y respiración del suelo (*Res*). Además, las masas mixtas mostraron valores mayores que los robledales en stocks de carbono en la hojarasca (*SCh*), diversidad estructural y actividad de la enzima fosfatasa (*Afo*).

No obstante, algunos atributos mostraron valores negativos de *RR* al comparar masas mixtas con robledales (Figura 1). El nitrógeno en el suelo (*Ns*) y la disponibilidad de fósforo (*Dfo*) mostraron valores significativamente mayores en los robledales que en las masas mixtas. El resto de los indicadores, incluidos todos los relacionados con la biodiversidad edáfica, no mostraron diferencias significativas entre masas mixtas y monoespecíficas (Fig. 1).

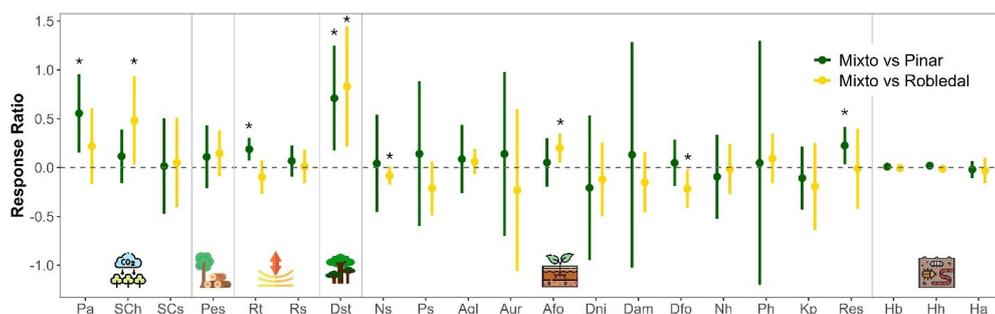


Figura 1. Efecto del tipo de masa en el response ratio de los 22 atributos de servicios ecosistémicos y funcionamiento estudiados. El response ratio (*RR*) compara masas mixtas con alguna de las masas monoespecíficas indicando los valores positivos un mayor valor del atributo en la masa mixta que en la monoespecífica. El valor representado es el promedio de las predicciones del modelo y su intervalo de confianza. Los asteriscos representan aquellos *RR* significativamente distintos de cero. La abreviatura de los indicadores se puede consultar en la Tabla 1. Las líneas verticales agrupan los distintos indicadores en según la función o servicio de acuerdo con la Tabla 1.

4.

a. Multifuncionalidad

La multifuncionalidad mostró diferencias significativas entre tipos de masas. La multifuncionalidad promedio (\pm SE) fue de 13.8 ± 2.35 , 4.0 ± 1.52 y 7.8 ± 1.44 para masas mixtas, pinares y robledales, respectivamente. Las diferencias en multifuncionalidad entre masas mixtas y monoespecíficas fueron estadísticamente significativas ($p < 0.001$ y $p = 0.003$ para la comparación con pinares y robledales, respectivamente). Asimismo, los robledales mostraron significativamente más multifuncionalidad que los pinares ($p = 0.035$).

Cuando se analizó cada función por separado, las masas mixtas presentaron los valores más altos de servicios relacionados con el secuestro de carbono (morado, Figura 2), la provisión de madera (marrón) y hábitat (verde claro), y la biodiversidad edáfica (rojo; excepto para artrópodos), además de valores muy altos para la mayor parte de indicadores relacionados con la funcionalidad del suelo (Fig. 2). Los pinares solo mostraron valores altos en diversidad de artrópodos de suelo (Ha) y actividad de la enzima fosfatasa (Afo, Figura 2). Por su parte, los robledales también mostraron valores altos de diversidad de artrópodos, además de la mayor resistencia a sequías (Rt) y contenido en nitrógeno (Ns) y fósforo del suelo (Ps, Figura 2).

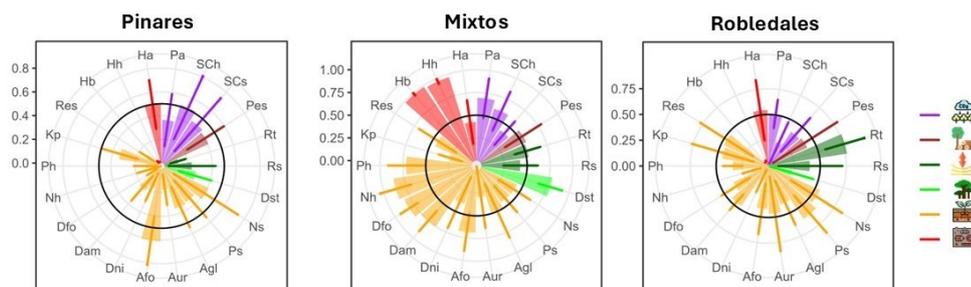


Figura 2. Multifuncionalidad de los distintos tipos de masas a partir de los indicadores de servicios y funcionamiento estudiados. Las barras representan los valores de los indicadores estandarizados entre 0 y 1 (\pm SE). La circunferencia negra representa el valor 0.5 (50%) a partir del cual se calcula la multifuncionalidad. La abreviatura de los indicadores se puede consultar en la Tabla 1. Los distintos colores agrupan los distintos indicadores en según la función o servicio de acuerdo con la Tabla 1.

5. Discusión

La diversificación de masas monoespecíficas se ha propuesto como una herramienta eficaz para mejorar la multifuncionalidad de los ecosistemas forestales y disminuir su vulnerabilidad ante perturbaciones derivadas del cambio climático (GAMFELDT et al., 2013; MESSIER et al., 2022). Los resultados de este trabajo confirman el efecto positivo de la diversificación de masas monoespecíficas de pinos y robles en la multifuncionalidad y resiliencia de los ecosistemas forestales mediterráneos. Estos resultados tienen importantes implicaciones prácticas en la gestión de estos ecosistemas ya que sugieren que favorecer la transición de estas masas monoespecíficas, muy abundantes en la península ibérica como consecuencia del legado de gestión forestal, a masas mixtas podría disminuir la vulnerabilidad de estos bosques a la vez que maximiza la provisión de una gran variedad de servicios ecosistémicos. No obstante, unos pocos servicios



ecosistémicos muestran valores más abundantes/altos en masas monoespecíficas, especialmente en robledales, por lo que el fomento de actuaciones encaminadas a la diversificación de estas masas debe ajustarse a la planificación de los objetivos de gestión específicos.

El secuestro de carbono es uno de los servicios ecosistémicos que se maximizan mediante la diversificación de estas masas monoespecíficas. Las masas mixtas mostraron los valores más altos de los indicadores estandarizados relacionados con la producción aérea (Pa) y con los stocks de C en la hojarasca (SCh), y valores similares a las masas monoespecíficas en términos de stocks de C en el suelo mineral (Figura 2). Además, Pa y SCh fueron significativamente mayores en masas mixtas que en pinares y robledales, respectivamente (Figura 1). Una gran cantidad de estudios han demostrado una relación positiva entre diversidad y productividad en ecosistemas forestales (p.ej. FORRESTER & BAUHUS, 2016; HUANG et al., 2018). Esta relación ha sido principalmente asociada a un mayor empaquetamiento de biomasa e individuos por unidad de superficie (WILLIAMS et al., 2017; MORÍN et al., 2025) como consecuencia de mecanismos de complementariedad entre especies con características funcionales distintas (JUCKER et al., 2014). Como consecuencia de estos mecanismos de complementariedad hay una disminución de la competencia debido a las diferencias interespecíficas en las estrategias de adquisición de recursos (FORRESTER & BAUHUS, 2016). En el caso de los stocks de C en el suelo, la mezcla de especies con características foliares distintas ha demostrado ser una estrategia eficaz para aumentar el secuestro de C en la componente edáfica de los ecosistemas forestales (ANDIVIA et al., 2016; FINÉR et al., 2017). En el caso de la mezcla entre coníferas y especies de hoja ancha, la mayor acumulación de C en el suelo también se relaciona con mecanismos de complementariedad entre especies, como la mezcla de hojarasca con distintas características o la distinta producción de raíces (ANDIVIA et al., 2016). Además, la mayor productividad de las masas mixtas puede favorecer una mayor acumulación de C en la hojarasca, tal y como sugieren nuestros resultados.

Muchos ecosistemas forestales son gestionados como masas monoespecíficas con el fin de maximizar la provisión de madera (MESSIER et al., 2022). En nuestro trabajo, la provisión de madera está relacionada con la estabilidad temporal de la producción aérea, aunque también se podría relacionar de forma directa con la producción aérea. Algunos trabajos han encontrado una mayor estabilidad temporal de la producción y el crecimiento arbóreo en masas mixtas y monoespecíficas (DEL RÍO et al., 2017) debido a una distinta respuesta de las especies a la variabilidad ambiental (MORÍN et al., 2014). En este trabajo no encontramos grandes diferencias en la estabilidad de la producción entre las masas estudiadas, aunque sí una mayor producción en masas mixtas lo que sugiere que estas masas podrían proporcionar una mayor cantidad de madera sin disminuir la estabilidad en la producción. Es importante señalar que estos indicadores se basan en la producción de biomasa a partir del crecimiento radial del arbolado por lo que futuros estudios deberán evaluar este servicio ecosistémico teniendo en cuenta parámetros estructurales y de calidad de la madera además de considerar su adecuación a distintos usos. Por otro lado, las masas mixtas también han demostrado unos mayores niveles de provisión de otros servicios (SCHULDT et



al., 2017). En este trabajo, las masas mixtas presentan significativamente mayores niveles de diversidad estructural lo cual se relaciona con una mayor disponibilidad de hábitats para distintos organismos, como por ejemplo las aves forestales (MACARTHUR and MACARTHUR, 1961).

Uno de los aspectos menos evaluados en trabajos de multifuncionalidad en ecosistemas forestales es el funcionamiento del suelo y la diversidad de organismos. En este trabajo, los suelos de las masas mixtas presentan valores elevados para la mayoría de los indicadores estudiados, especialmente para la actividad de la fosfatasa y para la disponibilidad de fósforo y amonio (Figura 2). Es interesante que esta mayor disponibilidad de nutrientes se relacione con unos valores elevados de nitrógeno y fósforo en hoja verde indicando un mejor estado nutricional del arbolado en masas mixtas que en monoespecíficas. Los efectos positivos de la mezcla de especies sobre el estado nutricional del arbolado podrían deberse a una mayor eficiencia en la descomposición de la materia orgánica como consecuencia de la producción de hojarasca con distinta calidad que puede generar mayor diversidad de microhábitats para las comunidades microbianas del suelo (PRESCOTT y GRAYSTON 2013; PRESCOTT y VESTERDAL 2013). De hecho, nuestros resultados confirman una mayor diversidad funcional de bacterias y hongos en masas mixtas que en monoespecíficas lo que podría promover los procesos de descomposición y explicar la mayor disponibilidad de nutrientes en el suelo (DELGADO-BAQUERIZO et al., 2016). Con respecto al resto de indicadores de suelo, es importante señalar que las masas mixtas presentan valores intermedios entre los robledales y los pinares. En este sentido, los robledales presentan los valores más altos de N y P total en el suelo. Estos resultados sugieren que para muchos de los indicadores estudiados no existe un efecto sinérgico de la mezcla de especies si no que las mejoras en las masas mixtas se producen por la incorporación de los robles. Por ello, diversificar pinares monoespecíficos podría mejorar la funcionalidad del suelo y el estado nutricional del arbolado. No obstante, la conversión de robledales a masas mixtas podría disminuir la provisión de alguno de los servicios evaluados.

La adopción de estrategias de gestión forestal para mejorar la provisión de servicios ecosistémicos en masas altamente expuestas al cambio climático, como las mediterráneas, requiere evaluar los efectos de esta gestión en su vulnerabilidad. En este trabajo hemos evaluado la resistencia (inverso del impacto) y la resiliencia de estas masas a eventos de sequía extremos. Nuestros resultados demuestran que la diversificación puede amortiguar el impacto de las sequías en el crecimiento, especialmente en *P. sylvestris* que es la especie más vulnerable de las estudiadas (HERRERO et al., 2023). Estos resultados son consistentes con trabajos previos en el área de estudio y donde se encontró una mejora de la resistencia de los pinos a las sequías y una resiliencia similar entre masas mixtas y monoespecíficas (MUÑOZ-GÁLVEZ et al., 2021). Algunos trabajos sugieren que valores bajos de resistencia a sequías extremas son un indicador temprano del riesgo de mortalidad en coníferas (DE SOTO et al., 2020). Por ello, la diversificación de pinares monoespecíficos podría reducir la vulnerabilidad del arbolado en un contexto de aumento de la aridez lo que tendría a su vez efectos positivos sobre otros servicios como la estabilidad de la productividad o el secuestro de carbono.



6. Conclusiones

La diversificación de masas monoespecíficas además de mejorar la adaptación de los ecosistemas forestales al cambio climático puede ser una herramienta eficaz para aumentar su multifuncionalidad. Estos efectos positivos son especialmente importantes cuando se comparan pinares monoespecíficos con masas en las que los pinos están mezcladas con robles. En concreto, las masas mixtas aumentan los servicios relacionados con el secuestro de carbono, la provisión de hábitats, la disponibilidad de nutrientes en el suelo y la biodiversidad edáfica. No obstante, las masas mixtas no maximizan todos los indicadores estudiados, especialmente cuando se comparan con robledales. Esto sugiere que deben tenerse en cuenta los objetivos de gestión específicos de cada masa antes de implementar medidas orientadas a su diversificación. Estos resultados son especialmente relevantes en el contexto de los bosques de la península ibérica, altamente expuestos a los impactos del cambio climático y con una gran proporción de masas monoespecíficas que presentan una alta vulnerabilidad como consecuencia del abandono de la gestión forestal.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos ADAPTAMIX (PID2019-110470RA-I00, financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación MCIN/AEI/10.13039/501100011033) y FUNFOREST (3060/2023, financiado por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico). Este trabajo tampoco hubiera sido posible sin la ayuda de Daniel Gómez, Pablo Yeste, Laura Arroyo, Marcos Estévez, Ana Morán, Roberto Sendino, Marina Tallón, Javier Tomé, César Víctor Lorences y Marta Díaz. Por último, agradecer a las autoridades y gestores del Parque Nacional de Sierra de Guadarrama y en especial al Centro de Montes de Valsaín por toda su ayuda y apoyo.

8. Bibliografía

AMÉZTEGUI, A.; BROTONS, L.; COLL, L.; 2010. Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecol. Biogeogr.*, 19(5), 632-641.

ANDIVIA, E.; ROLO, V.; JONARD, M.; FORMÁNEK, P.; PONETTE, Q.; 2016. Tree species identity mediates mechanisms of top soil carbon sequestration in a Norway spruce and European beech mixed forest. *Ann. For. Sci.*, 73, 437-447.

ASTIGARRAGA, J.; ANDIVIA, E.; ZAVALA, M.A.; GAZOL, A.; CRUZ-ALONSO, V.; VICENTE-SERRANO, S.M.; RUIZ-BENITO, P.; 2020. Evidence of non-stationary relationships between climate and forest responses: increased sensitivity to climate change in Iberian Forests. *Global Change Biol.*, 26(9): 5063–76.

BIONDI, F.; QEADAN, F.; 2008. A theory-driven approach to tree-ring standardization: defining the biological trend from expected basal area increment. *Tree-Ring Res.*, 64(2), 81-96.



BONAN, G.B.; 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444-1449.

BYRNES, J.E.; GAMFELDT, L.; ISBELL, F.; LEFCHECK, J.S.; GRIFFIN, J.N.; HECTOR, A.; ... EMMETT DUFFY, J.; 2014. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods Ecol. Evol.*, 5(2), 111-124.

CRUZ-ALONSO, V.; RUIZ-BENITO, P.; VILLAR-SALVADOR, P.; REY-BENAYAS, J. M.; 2019. Long-term recovery of multifunctionality in Mediterranean forests depends on restoration strategy and forest type. *J. Appl. Ecol.*, 56(3), 745-757.

DEL RÍO, M.; PRETZSCH, H.; RUÍZ-PEINADO, R.; AMPOORTER, E.; ANNIGHÖFER, P.; ... BRAVO-OVIEDO, A.; 2017. Species interactions increase the temporal stability of community productivity in *Pinus sylvestris*-*Fagus sylvatica* mixtures across Europe. *J. Ecol.*, 105: 1032-1043

DELGADO-BAQUERIZO, M.; MAESTRE, F.T.; REICH, P.B.; JEFFRIES, T.C.; GAITAN, J.J.; ENCINAR, D.; ... SINGH, B.K.; 2016. Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. *Nat. commun.*, 7(1), 10541.

DE SOTO, L.; CAILLERET, M.; STERCK, F.; JANSEN, S.; KRAMER, K.; ROBERT, E. M.; ... MARTÍNEZ-VILALTA, J.; 2020. Low growth resilience to drought is related to future mortality risk in trees. *Nat. commun.*, 11(1), 545.

DOBRANIC, J.K; ZAK, J.C.; 1999. A microtiter plate procedure for evaluating fungal functional diversity. *Mycologia*, 91(5), 756-765.

DURAN, J.; DELGADO-BAQUERIZO, M.; RODRÍGUEZ, A.; COVELO, F.; GALLARDO, A.; 2013. Ionic exchange membranes (IEMs): a good indicator of soil inorganic N production. *Soil Biol. Biochem.*, 57, 964-968.

FAO; 2020. Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. FAO, Rome.

FINÉR, L.; DOMISCH, T.; DAWUD, S.M.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; VESTERDAL, L.; BOURIAUD, O.; ... VALLADARES, F.; 2017. Conifer proportion explains fine root biomass more than tree species diversity and site factors in major European forest types. *For. Ecol. Manage.*, 406, 330-350.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; 2016. A Review of processes behind diversity—productivity relationships in forests. *Curr. For. Rep.*, 2, 45–61.



GAMFELDT, L.; SNÄLL, T.; BAGCHI, R.; JONSSON, M.; GUSTAFSSON, L.; KJELLANDER, P.; ... BENGTTSSON, J.; 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nat. commun.*, 4(1), 1340.

HERRERO, A.; GONZÁLEZ-GASCUEÑA, R.; GONZÁLEZ-DÍAZ, P.; RUIZ-BENITO, P.; ANDIVIA, E.; 2023. Reduced growth sensitivity to water availability as potential indicator of drought-induced tree mortality risk in a Mediterranean *Pinus sylvestris* L. forest. *Front. For. Global Change*, 6, 1249246.

HOLLING, C.S.; 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. *Engineering within ecological constraints*, 31(1996), 32.

HUANG, Y.; CHEN, Y.; CASTRO-IZAGUIRRE, N.; BARUFFOL, M.; BREZZI, M.; LANG, A.; LI, Y.; ... SCHMID, B.; (2018). Impacts of species richness on productivity in a large-scale subtropical forest experiment. *Science*, 362, 80–83.

IPBES.; 2019. Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo, <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3553579>.

JUCKER, T.; BOURIAUD, O.; AVACARITEL, D.; DĂNILĂ, I.; DUDUMAN, G.; VALLADARES, F.; COOMES, D.A.; 2014. Competition for light and water play contrasting roles in driving diversity–productivity relationships in Iberian forests. *J. Ecol.*, 102(5), 1202-1213.

KEITH, H.; WONG, S.C.; 2006. Measurement of soil CO₂ efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biol. Biochem.*, 38(5), 1121-1131. 27

KEUSKAMP, J.A.; DINGEMANS, B.J.; LEHTINEN, T.; SARNEEL, J.M.; HEFTING, M. M.; 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods Ecol. Evol.*, 4(11), 1070-1075.

LECINA-DIAZ, J.; MARTINEZ-VILALTA, J.; ALVAREZ, A.; BANQUÉ, M.; BIRKMANN, J.; FELDMEYER, D.; VAYREDA, J.; RETANA, J.; 2020. Characterizing forest vulnerability and risk to climate-change hazards. *Front. Ecol. Environ.*, 19 (2):126-133

LINDNER, M.; MAROSCHEK, M.; NETHERER, S.; KREMER, A.; BARBATI, A.; GARCIA-GONZALO, J.; SEIDL, R.; et al.; 2010. Climate Change Impacts, Adaptive Capacity, and Vulnerability of European Forest Ecosystems. *For. Ecol. Manage.*, 259(4):698–709.

LLORET, F.; KEELING, E. G.; SALA, A.; 2011. Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120(12),



1909-1920.

MACARTHUR, R.H.; MACARTHUR, J.W.; 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594–598.

MACDONALD, G. M.; VELICHKO, A. A.; KREMENETSKI, C. V.; BORISOVA, O. K.; GOLEVA, A. A.; ANDREEV, A. A.; ... GATTAULIN, V. N.; 2000. Holocene treeline history and climate change across northern Eurasia. *Quat. Res.*, 53(3), 302-311.

MANNING, P.; VANDERPLAS, F.; SOLIVERES, S.; ALLAN, E.; MAESTRE, F. T.; MACE, G.; WHITTINGHAM, M. J.; FISCHER, M.; 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nat. Ecol. Evol.*, 2:427–436.

MARTÍN-ALCÓN, S.; COLL, L.; AMEZTEGUI, A.; 2016. Diversifying sub-Mediterranean pinewoods with oak species in a context of assisted migration: responses to local climate and light environment. *App. Veg. Sci.*, 19, 254–266.

MAUSOLF, K.; HÄRDTLE, W.; JANSEN, K.; DELORY, B.M.; HERTEL, D.; LEUSCHNER, C.; TEMPERTON, V.M.; OHEIMB, G. VON.; FICHTNER, A.; 2018. Legacy effects of land-use modulate tree growth responses to climate extremes. *Oecologia*, 187(3), 825–837.

MESSIER, C.; BAUHUS, J.; SOUSA-SILVA, R.; AUGÉ, H.; BAETEN, L.; BARSOUM, N.; ... ZEMP, D.C.; 2022. For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests!. *Conserv. Lett.*, 15(1), e12829.

MILLAR, C. I.; STEPHENSON, N. L.; 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349(6250), 823-826.

MORIN, X.; FAHSE, L.; DE MAZANCOURT, C.; SCHERER-LORENZEN, M.; BUGMANN, H.; 2014. Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics. *Ecol. Lett.*, 17(12), 1526-1535.

MORIN, X.; TOIGO, M.; FAHSE, L.; GUILLEMOT, J.; CAILLERET, M.; BERTRAND, R.; ... VALLET, P.; 2025. More species, more trees: the role of tree packing in promoting forest productivity. *J. Ecol.*

MUÑOZ-GÁLVEZ, F.J.; HERRERO, A.; PÉREZ-CORONA, M.E.; ANDIVIA, E.; 2021. Are pine-oak mixed stands in Mediterranean mountains more resilient to drought than their monospecific counterparts?. *For. Ecol. Manage.*, 484, 118955.

NELSON, E.J.; KAREIVA, P.; RUCKELSHAUS, M.; ARKEMA, K.; GELLER, G.; GIRVETZ, E.; TALLIS, H.; 2013. Climate change's impact on key ecosystem services and the



human well-being they support in the US. *Front. Ecol. Environ.*, 11(9), 483-893.

NOCENTINI, S.; BUTTOUD, G.; CIANCIO, O.; CORONA, P.; 2017. Managing forests in a changing world: the need for a systemic approach. A review. *For. syst.*, 26:eR01.

NOCENTINI, S.; TRAVAGLINI, D.; MUYS, B.; 2022. Managing Mediterranean Forests for Multiple Ecosystem Services: Research Progress and Knowledge Gaps. *Curr. For. Rep.*, 8, 229–256.

PALAHÍ, M.; BIROT, Y.; BORGES, J. G.; BRAVO, F.; PETTENELLA, D.; SABIR, M.; HASSEN, H.D.; ..., VON LENGEFELD, A. K.; 2009. A Mediterranean Forest Research Agenda - MFRA 2010–2020. European Forest Institute. Mediterranean Regional Forest Office – EFIMED.

PRESCOTT, C.; GRAYSTON, S.; 2013. Tree species influence on microbial communities in litter and soil: Current knowledge and research needs. *For. Ecol. Manage.*, 309, 19-27.

PRESCOTT, C.; VESTERDAL, L.; 2013. Tree species effects on soils in temperate and boreal forests: Emerging themes and research needs. *For. Ecol. Manage.*, 309, 1-3.

RATCLIFFE, S.; WIRTH, C.; JUCKER, T.; VAN DER PLAS, F.; SCHERER-LORENZEN, M.; VERHEYEN, K.; ... BAETEN, L.; 2017. Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context. *Ecol. Lett.*, 20(11), 1414-1426.

RIST, L.; MOEN, J.; 2013. Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *For. Ecol. Manage.*, 310:416–27.

RUIZ-BENITO, P.; RATCLIFFE, S.; ZAVALA, M.A.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; VILÀ-CABRERA, A.; LLORET, F.; MADRIGAL-GONZALEZ, J.; et al.; 2017. Climate- and Successional-Related Changes in Functional Composition of European Forests Are Strongly Driven by Tree Mortality. *Global Chang. Biol.*, 23(10): 4162–76.

SCHULDT, A.; ASSMANN, T.; BREZZI, M.; BUSCOT, F.; EICHENBERG, D.; GUTKNECHT, J.; HÄRDITZLE, W.; ... BRUELHEIDE, H.; 2018. Biodiversity across trophic levels drives multifunctionality in highly diverse forests. *Nat. commun.*, 9, 2989.

SEIDL, R.; SCHELHAAS, M.J.; LEXER, M.J.; 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Chang. Biol.*, 17(9), 2842-2852.



VAN DER PLAS, F.; RATCLIFFE, S.; RUIZ-BENITO, P.; SCHERER-LORENZEN, M.; VERHEYEN, K.; WIRTH, C.; ... ALLAN, E.; 2018. Continental mapping of forest ecosystem functions reveals a high but unrealised potential for forest multifunctionality. *Ecol. Lett.*, 21(1), 31-42.

VERHEYEN, K.; 2022. Land-use legacies predispose the response of trees to drought in restored forests. *Global Chang. Biol.*, 28, 1204– 1211.

VICENTE-SERRANO, S.M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J.I.; 2010. A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *J. Clim.*, 23(7), 1696-1718.

WILLIAMS, L.J.; PAQUETTE, A.; CAVENDER-BARES, J.; MESSIER, C.; REICH, P. B.; 2017. Spatial complementarity in tree crowns explains overyielding in species mixtures. *Nat. Ecol. Evol.*, 1(4), 0063.