



2022  
Lleida

27 · 1  
junio · juny  
juliol · juliol

Cataluña  
Catalunya

## 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a  
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

**Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022**

**ISBN 978-84-941695-6-4**

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

## Análisis de los procesos de diversificación espontánea de los bosques mediterráneos durante las últimas décadas: una aproximación basada en tipologías forestales

COLL, L.<sup>1,2</sup>, SÁNCHEZ-PINILLOS, M.<sup>3</sup> y DE CÁCERES, M.<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Departament d'Enginyeria Agroforestal, Universitat de Lleida, Lleida.

<sup>2</sup> Joint Research Unit CTFC-AGROTECNIO CERCA, Solsona.

<sup>3</sup> ISEM-CNRS, Montpellier, Francia.

<sup>4</sup> CREA, Bellaterra, Cerdanyola del Vallés.

### Resumen

Durante el siglo XX, la superficie forestal arbolada experimentó un crecimiento importante en la Península Ibérica. En las últimas décadas, una parte importante de estos bosques se han diversificado espontáneamente, pero los factores subyacentes a estos procesos (de vital importancia para la gestión y futura persistencia de estas masas) son aún pocos conocidos. Con el objetivo de avanzar en esta cuestión, se seleccionaron las parcelas del inventario forestal nacional (IFN) establecidas en Cataluña en el marco del segundo IFN y remedidas en los IFNs posteriores (3 y 4). Dichas parcelas se clasificaron en tipologías forestales y se analizaron los cambios tipológicos acaecidos entre inventarios en las parcelas del IFN2 clasificadas como puras y dominadas por 3 especies de pináceas (*P. halepensis*, *P. nigra* y *P. sylvestris*) y 4 especies de la familia de las fagáceas (*Q. ilex*, *Q. pubescens*, *Q. faginea* y *F. sylvatica*). Con la excepción de las parcelas de *F. sylvatica*, se observaron notables niveles de diversificación espontánea entre ambos inventarios en las parcelas objeto de estudio (oscilando entre el 17% y el 27%). Los porcentajes de diversificación de los pinares fueron equivalentes a los de las masas dominadas por quercíneas. Si bien la ocurrencia de estos procesos dependía básicamente de la espesura de las masas, la aridez incidió negativamente en la dinámica de diversificación de las formaciones bajo mayores limitaciones hídricas (*P. halepensis* y *Q. ilex*).

Los resultados apuntan a una potencial ralentización de procesos de diversificación natural derivadas del contexto actual de calentamiento global, con consecuencias para la futura persistencia de estas masas y para los bienes y servicios que proveen a la sociedad.

### Palabras clave

Diversificación, masas mixtas, espesura, aridez, IFN.

### 1. Introducción

Durante el siglo XX, la superficie forestal arbolada experimentó un notable crecimiento en la Península Ibérica, derivado de la progresiva expansión del bosque en antiguos cultivos y pastos (AMEZTEGUI et al., 2010) y de la intensa labor repobladora desarrollada a partir de los años 40 (PEMÁN y SERRADA, 2017). En las últimas décadas, una parte de estas masas (en su mayoría monoespecíficas y dominadas por especies pináceas) se han diversificado espontáneamente dando lugar a formaciones mixtas. En general, se asocia a estas masas una mayor diversidad de bienes y servicios que las masas puras (GAMFELDT et al., 2013), una mayor resistencia y resiliencia frente a perturbaciones y una mayor capacidad de adaptación frente a los efectos derivados del actual contexto de calentamiento global (VILA-CABRERA et al., 2018). Por todo ello, avanzar en el conocimiento de los factores subyacentes a los mencionados procesos de diversificación reviste gran interés.

Si bien existe conocimiento e iniciativas recientes centradas en el estudio de la aplicación de tratamientos selvícolas para diversificar tipologías forestales de diverso tipo, como el proyecto LIFE MIXFORCHANGE (<http://www.mixforchange.eu/ca/>), contamos con menos información acerca de los

factores que modulan la diversificación espontánea de nuestros montes y la velocidad con la que se están dando dichos procesos. En este contexto, trabajos previos de GONZALEZ-MORENO et al. (2011) en pinares procedentes de repoblación del Parque Natural de Sierra Nevada, apuntaron a la estructura del paisaje y, en concreto, a la distancia existente entre los pinares y otras formaciones que actúan como fuente semillera como uno de los factores clave para la diversificación de estas masas. A nivel de rodal, la espesura de la masa (GÓMEZ-APARICIO et al. 2009), el comportamiento de dispersores o depredadores de semilla (GÓMEZ 2003) o, la abundancia y composición del sotobosque (COLL et al. 2003) pueden condicionar, asimismo, los mencionados procesos.

En este trabajo presentamos un análisis global de las dinámicas de diversificación espontánea que han tenido lugar, durante las últimas décadas, en las principales tipologías forestales del NE Peninsular. El análisis se realizó utilizando los datos procedentes de las parcelas remedidas en el marco del segundo, tercer y cuarto inventario forestal de Cataluña. Más específicamente, el trabajo pretende evaluar el papel del clima y, en particular, de las condiciones hídricas, sobre estos procesos con el objeto de avanzar en la comprensión de los impactos potenciales del cambio climático sobre la dinámica de estas masas.

## 2. Objetivos

El trabajo persigue los objetivos siguientes:

- 1) Cuantificar y comparar los procesos de diversificación que se han dado durante el período comprendido entre los años 1990-2016 en masas puras de 3 pináceas (*P. halepensis*, *P. nigra* y *P. sylvestris*) y 4 Fagáceas (*Q. ilex*, *Q. faginea*, *Q. pubescens* y *F. sylvatica*)
- 2) Caracterizar las principales transiciones que se han producido a nivel de tipología forestal
- 3) Determinar el papel del clima, la estructura forestal (a través de la espesura) y la fisiografía local en los procesos de diversificación estudiados

## 3. Metodología

El análisis se llevó a cabo tomando como punto de partida los datos de las parcelas de los últimos tres inventarios forestales nacionales realizados en Cataluña y que cubren el período comprendido entre los años 1989-1990 (IFN2) y 2013-2016 (IFN4).

### *Tipologías composicionales, tipologías estructurales y caracterización de transiciones*

Se realizó una clasificación de las parcelas de cada uno de los inventarios en tipologías composicionales a partir de las especies arboladas dominantes de las parcelas, considerando como parcelas *monoespecíficas* aquellas en la que la especie principal presentará, simultáneamente, más del 80% del área basimétrica y de la densidad de la parcela. Entre las tipologías mixtas, se identificaron aquellas *co-dominadas por dos (o tres especies)* cuando cada especie, por separado, presentaba entre el 20 y el 80% del área basimétrica o de la densidad de la parcela y, además, entre todas ellas, presentaban valores superiores al 80% de ambas variables. El resto de parcelas, que no fueron clasificadas como *monoespecíficas* o como *co-dominadas por 2 o 3 especies* se clasificaron como *otras*.

A continuación, y para cada tipología composicional, se definieron tipologías estructurales utilizando el diámetro y la altura de los árboles como variables de estructura y el área basimétrica de cada especie como variable de abundancia, siguiendo la metodología descrita en DE CÁCERES et al. (2019).

Finalmente, se seleccionaron aquellas parcelas remedidas en las 3 ediciones del IFN seleccionadas (IFN2, IFN3 y IFN4) que habían sido clasificadas como monoespecíficas durante el IFN2 y que estaban dominadas por pino carrasco (*P. halepensis*, N=609), pino laricio (*P. nigra*, N=283), pino silvestre (*P. sylvestris*, N=450), encina (*Q. ilex*, 341), quejijo (*Q. faginea*, N=91), roble pubescente (*Q. pubescens*, N=14) y haya (*F. sylvatica*, N=46). A nivel de cada parcela, se determinó si

habían transicionado hacia tipologías mixtas en el marco de los IFNs 3 y 4 anotándose, en si fuera el caso, la tipología composicional y estructural hacia la que hubieran transitado.

#### *Evaluación del papel del clima, la fisiografía local y la espesura en la diversificación de las masas*

Se seleccionaron, para este análisis, las parcelas del IFN2 clasificadas como monoespecíficas y que presentaban como especie dominante alguna de las especies reseñadas en el apartado anterior. Dado que no se contaba con información espacial sobre la presencia de rodales o individuos de otras especies alrededor de las parcelas seleccionadas, (que pudieran actuar como fuente de semilla), se decidió centrar el análisis en aquellas parcelas monoespecíficas del IFN2 que presentaran, al menos, un individuo de una especie arbórea distinta a la principal bajo su dosel (a nivel del regenerado o de los pies no inventariables). Además, y como consecuencia del bajo número de parcelas puras de roble pubescente que cumplían esta condición, se decidió ejecutar el análisis considerando, conjuntamente, las parcelas monoespecíficas del IFN2 dominadas por quejigo y roble pubescente. Finalmente, y dado que únicamente 4 parcelas dominadas por el haya en el IFN2 transicionaron hacia tipologías mixtas durante el período analizado (un 8,7%), se excluyó esta especie del análisis.

Una vez seleccionadas las parcelas, y para caracterizar los cambios estructurales y composicionales que se dieron durante los 25 años comprendidos entre los inventarios IFN2 y IFN4, se generaron índices de similitud (INDsim) a partir de la composición (abundancia de las especies) y la distribución de tamaños de los pies (diámetro, altura) presentes en las parcelas en ambos periodos, siguiendo la metodología desarrollada en DE CÁCERES et al. (2013).

Además, se seleccionaron a nivel de cada parcela 3 variables representativas de la estructura de la masa, de las condiciones microtopográficas y del clima para analizar su influencia en los procesos de diversificación descritos en el apartado anterior:

- El *área basimétrica* de la parcela del IFN2 ( $AB$ , m<sup>2</sup>/ha)
- El *índice topográfico de humedad* ( $TWI$ ), que caracteriza el papel de la topografía local sobre los procesos hidrológicos, permitiendo identificar dónde se concentra la humedad y/o se acumula el agua. El índice se calculó, a nivel de cada parcela, a partir de un modelo digital del terreno (resolución de 25 m) utilizando el software ArcMap 10.4 (ESRI, 2006) a partir de la expresión:  $\ln(a/(\text{tangente } b))$  donde  $a$  representa el área local drenada y  $b$  es la pendiente a nivel local
- El *índice de humedad* ( $AI$ ), calculado como el cociente entre la precipitación anual media ( $P$ ) y la evapotranspiración media potencial ( $ETP$ ). Dichos cálculos se generaron a partir del paquete desarrollado en R “*meteoland*” (DE CÁCERES et al. 2018).

Los índices de disimilitud (con criterios composicionales y estructurales), generados entre las parcelas clasificadas como monoespecíficas en el IFN2 y remedidas en el IFN4 (INDsim), se relacionaron con las variables independientes descritas con anterioridad ( $AB$ ,  $TWI$  i  $AI$ ) utilizando modelos de regresión Beta, utilizando *cloglog* como función de enlace. Para evitar ceros y unos (no incluidos en beta), se transformó el INDsim siguiendo la fórmula recomendada en CRIBARI-NETO y ZELEIS (2010). Los modelos se realizaron con el paquete de R “*betareg*”.

## 4. Resultados

Las tipologías estudiadas sufrieron importantes procesos de diversificación durante los 25 años que integran el período objeto de estudio (figura 1). Entre los pinares, un 26% las parcelas de pino laricio clasificadas como monoespecíficas en el IFN2 evolucionaron hacia formaciones mixtas en el IFN4. Las parcelas puras de pino silvestre mostraron niveles de diversificación algo inferiores (del 22%) siendo las masas puras de pino carrasco las que presentaron niveles más bajos (del 17%). A excepción de las masas de haya (que mostraron niveles de diversificación muy bajos), las especies

*Fagáceas* estudiadas presentaron niveles de diversificación equivalentes, del 24% en el caso de las masas de encina y del 27% en el caso de las masas de quejigo/roble pubescente.

La mayor parte de parcelas de pino carrasco del IFN2 que sufrieron procesos de diversificación natural evolucionaron hacia masas mixtas con encina (figura 2) y, en menor medida, con especies acompañantes propias de los encinares mediterráneos como el labiérnago (*Phyllirea angustifolia*) o el madroño (*Arbutus unedo*). Las masas puras de pino laricio se diversificaron mayoritariamente con quercíneas mediterráneas como el roble pubescente o la encina encontrándose también, en algunos casos, la evolución hacia masas mixtas con pino silvestre. Finalmente, las masas diversificadas de pino silvestre evolucionaron hacia un amplio espectro de tipologías, conformando masas mixtas de pino silvestre y encina, roble pubescente, haya, fresnos, arces etc.

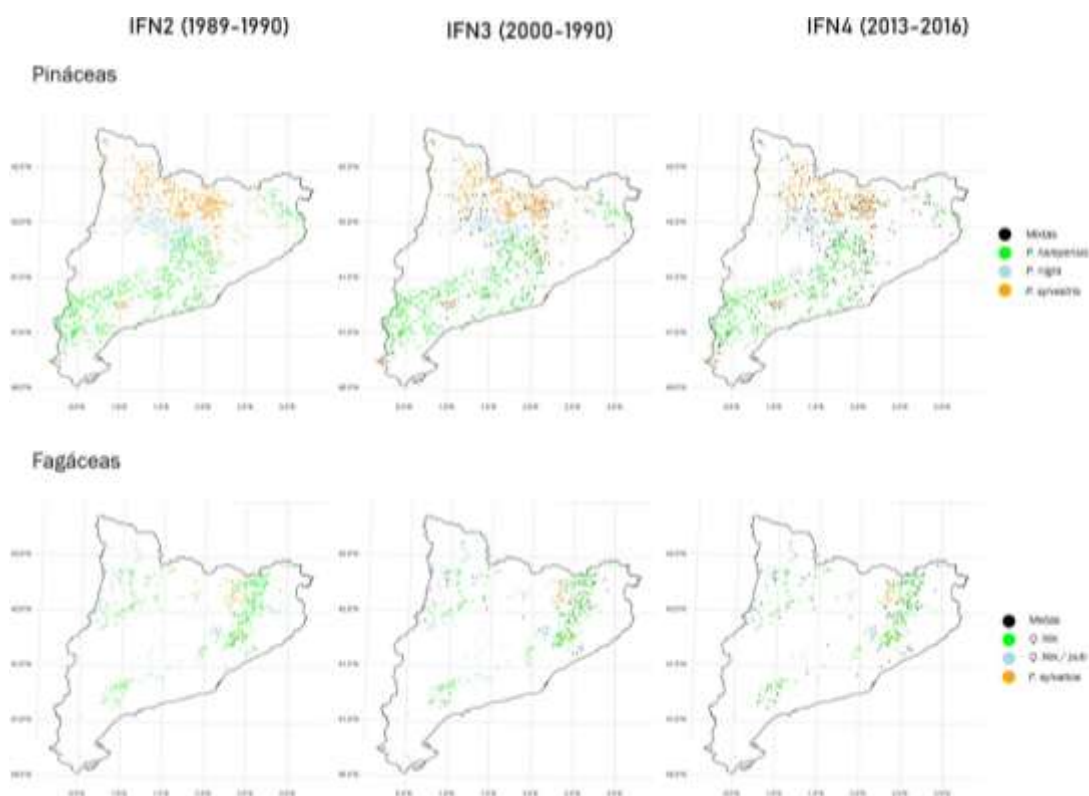


Figura 1. Localización de las parcelas puras de pináceas (parte superior) y de fagáceas (parte inferior) del IFN que se utilizaron en este trabajo. Los puntos en negro representan las parcelas que siendo monoespecíficas en el IFN2 (izquierda) se clasificaron como mixtas en el IFN3 (centro) o IFN4 (derecha).

A nivel de las especies fagáceas, la mayor parte de masas puras de encinas que se diversificaron evolucionaron hacia formaciones mixtas con madroño o con roble pubescente, siendo también habituales transiciones hacia masas mixtas con pino silvestre, carrasco o laricio y, eventualmente, hacia formaciones con castaño (*Castanea sativa*). Finalmente, las masas de quejigo y roble pubescente que se diversificaron lo hicieron hacia formaciones mixtas con encina y, eventualmente, arces u otras especies frondosas (figura 2).

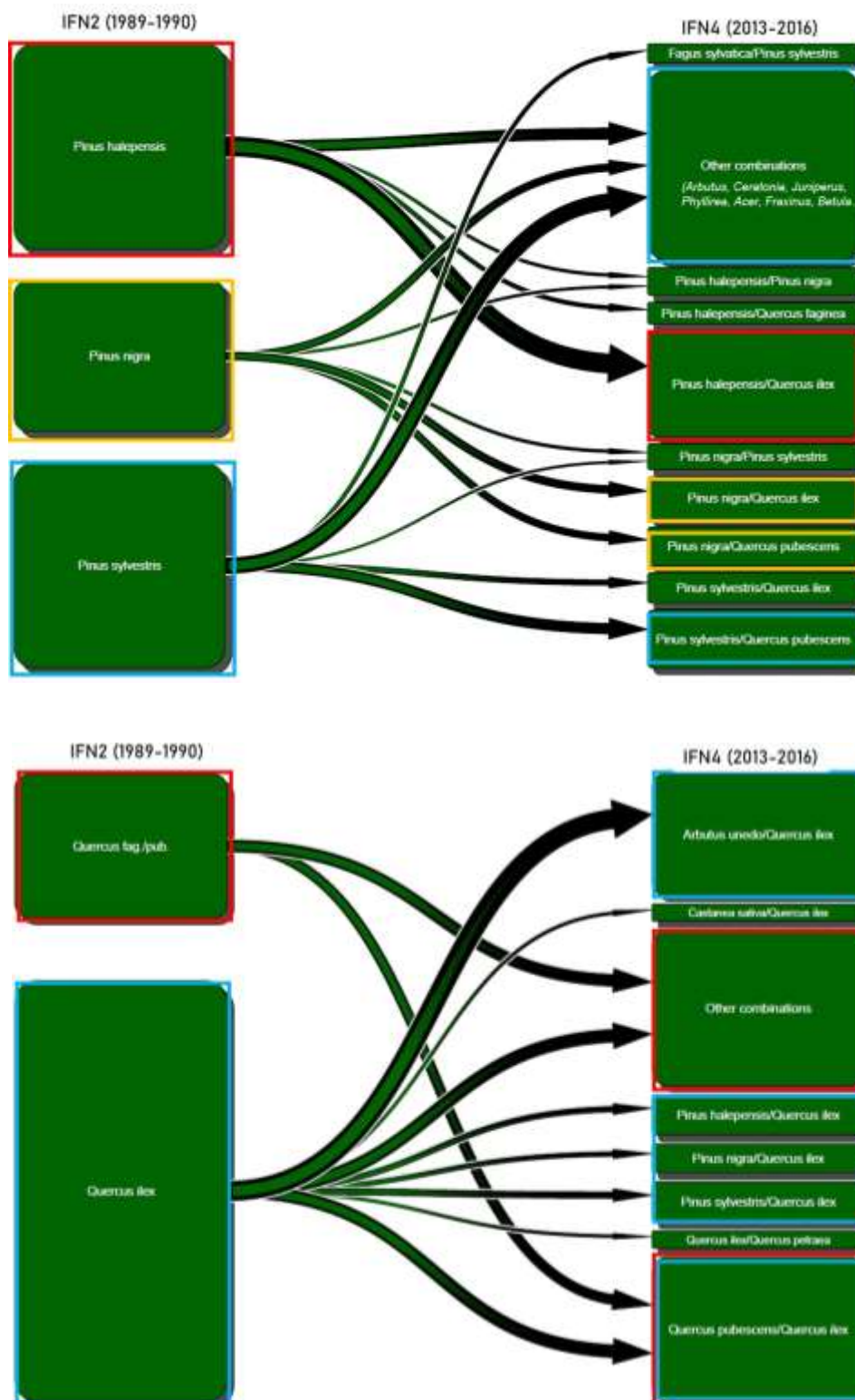


Figura 2. Transiciones tipológicas más habituales entre las parcelas puras de especies pináceas (izquierda) y fagáceas (derecha) que se diversificaron durante el período comprendido entre el IFN2 y el IFN4 (25 años aprox.). El grosor de la flecha es proporcional al número de parcelas que mostraron la evolución representada.

En el caso de todas las pináceas estudiadas, el índice de disimilitud (calculado a partir de las características composicionales y estructurales de las parcelas de los IFN2 y IFN4) disminuía significativamente con el área basimétrica de las masas. Por otro lado, en las masas de pino carrasco el índice de disimilitud se relacionaba positivamente con el índice de humedad mientras el índice topográfico de humedad no mostraba influencia en ninguna de las especies estudiadas (Tabla 1).

En modo similar, la velocidad de los procesos de diversificación de las especies fagáceas disminuía con el área basimétrica de las masas (disminución del índice de disimilitud con el aumento de espesura) y, en el caso de las masas de encina, también estaba condicionada por el índice de humedad que incidía positivamente en el índice de disimilitud. Como en el caso de las tres especies de pino, el índice topográfico de humedad no condicionaba en ningún caso la disimilitud composicional y estructural calculada entre las parcelas de los inventarios 2 y 4 (tabla 1).

Tabla 1. Resultado de los modelos relacionando los índices de disimilitud entre las parcelas del IFN2 y IFN4 para las especies objeto de estudio. Abreviaturas: IC (intervalo de confianza), AI (índice de humedad), TWI (índice topográfico de humedad), AB (área basimétrica).

| Predictores    | <i>P. halepensis</i> |               | <i>P. nigra</i> |               | <i>P. sylvestris</i> |               |
|----------------|----------------------|---------------|-----------------|---------------|----------------------|---------------|
|                | Estimadores          | IC            | Estimadores     | IC            | Estimadores          | IC            |
| (Intercepto)   | -1.37 ***            | -1.90 - -0.83 | 0.62            | -0.28 - 1.51  | -0.37                | -0.92 - 0.17  |
| AI             | 1.67 ***             | 1.15 - 2.18   | -0.33           | -0.98 - 0.31  | 0.05                 | -0.22 - 0.32  |
| TWI            | -0.00                | -0.07 - 0.06  | -0.03           | -0.12 - 0.07  | 0.04                 | -0.02 - 0.11  |
| AB_m2ha        | -0.04 ***            | -0.05 - -0.03 | -0.02 ***       | -0.04 - -0.01 | -0.03 ***            | -0.04 - -0.03 |
| Observaciones  | 216                  |               | 140             |               | 268                  |               |
| R <sup>2</sup> | 0.268                |               | 0.092           |               | 0.238                |               |
| AIC            | -90.453              |               | -7.928          |               | -136.694             |               |

| Predictores    | <i>Q. ilex</i> |               | <i>Q. faginea / Q. pubescens</i> |               |
|----------------|----------------|---------------|----------------------------------|---------------|
|                | Estimadores    | IC            | Estimadores                      | IC            |
| (Intercepto)   | -0.57          | -1.17 - 0.04  | 0.30                             | -0.63 - 1.24  |
| AI             | 0.41 *         | 0.07 - 0.75   | -0.29                            | -0.85 - 0.27  |
| TWI            | 0.05           | -0.00 - 0.10  | -0.00                            | -0.10 - 0.09  |
| AB_m2ha        | -0.06 ***      | -0.07 - -0.04 | -0.04 **                         | -0.06 - -0.01 |
| Observaciones  | 210            |               | 72                               |               |
| R <sup>2</sup> | 0.313          |               | 0.108                            |               |
| AIC            | -110.869       |               | -6.552                           |               |

\*  $p < 0.05$  \*\*  $p < 0.01$  \*\*\*  $p < 0.001$

## 5. Discusión

Los resultados de nuestro análisis muestran como las masas forestales de las principales especies de pino del NE peninsular se están diversificando espontáneamente a un ritmo notable, en la línea de lo apuntado en CARNICER et al. (2014). Así, en el intervalo de 25 años que va entre los inventarios realizados en el marco del IFN2 e IFN4, alrededor de una cuarta parte de las parcelas puras de pino laricio y pino silvestre evolucionaron hacia masas mixtas, incorporando la mayor parte de ellas especies del género *Quercus* (encina y roble pubescente, principalmente) (en la línea de lo apuntado en RETANA et al. 1999) y, más puntualmente, otras especies de frondosas como fresnos y

arces. Tal y como observaron MARTÍN-ALCÓN et al. (2015), la espesura es el factor más limitante para la diversificación de este tipo de masas. En este sentido, y si consta la voluntad de promover la heterogeneidad de estas masas (p.ej. en el caso de repoblaciones de espesura completa), el gestor puede recurrir a un abanico de opciones para la diversificación gradual del rodal, mediante tratamientos de regulación de la competencia o de regeneración (ver MARTÍN-ALCÓN et al. 2017).

Las masas de pino carrasco mostraron niveles inferiores de diversificación respecto al pino laricio y silvestre. Estas masas, distribuidas en ámbitos de mayor exigencia hídrica, presentan dinámicas más lentas y evolucionan en general hacia formaciones mixtas con especies esclerófilas como la encina, el madroño o el labiérnago. Además de la espesura, los resultados del trabajo apuntan a la aridez como un factor limitante de los procesos de diversificación de este tipo de masas (ZAVALA et al. 2000).

Las formaciones dominadas por especies de quercíneas presentaron niveles de diversificación equivalentes a los pinares estudiados, con más de un 20% de las parcelas puras de encina, de quejigo y de roble pubescente del IFN2 evolucionando hacia formaciones mixtas (con otras especies de quercíneas o pináceas) en el IFN4. Dichas especies presentan, en general, espesuras algo inferiores a las masas de pino laricio y silvestre y, algunas de ellas, padecen ciertos procesos de decaimiento que deberían favorecer el progreso de otras especies hacia el dosel dominante. Tal y como ocurre con el pino carrasco, la encina también presenta niveles de diversificación inferiores en las partes más áridas de su ámbito de distribución.

En resumen, los resultados de este trabajo muestran que, además de la espesura (cuyo papel en la diversificación espontánea de las masas forestales es ampliamente reconocido dada su relación con la cantidad de luz transmitida por dosel), la aridez puede tener un papel relevante en la evolución de las masas forestales hacia formaciones más complejas a nivel composicional y estructura. Así, podría esperarse que el aumento de las temperaturas (y con ello de la evapotranspiración potencial) asociado al calentamiento global, conlleve a una futura ralentización de estos procesos más allá de las zonas de distribución más áridas del pino carrasco y la encina, con el correspondiente impacto sobre la futura provisión de bienes y servicios de estos bosques y su capacidad de persistencia en el contexto actual de incertidumbre ambiental.

## 6. Conclusiones

Los resultados del trabajo muestran como las principales masas de especies pináceas y de quercíneas mediterráneas del NE Peninsular han experimentado niveles comparables (y notables) de diversificación espontánea en el transcurso de las últimas décadas. A nivel local, y en un contexto de disponibilidad de semilla, la espesura de las masas es el factor más limitante en estos procesos. Sin embargo, la velocidad con la que se dan estos procesos se reduce con la aridez en las formaciones que se distribuyen en ámbitos más limitantes (masas dominadas por pino carrasco o encina). En el contexto actual de calentamiento global podría esperarse que esta limitación se traslade también hacia ámbitos más mésicos resultando en una ralentización de estos procesos con consecuencias importantes para la capacidad de persistencia de las masas y los bienes y servicios que proveen.

## 7. Agradecimientos

Este trabajo contó con el apoyo del Ministerio de Economía y Competitividad a través de los proyectos UMBRACLIM (PID2019-111781RB-I00) y DRESS (CGL2017-89149-C2-2R). El trabajo de MSP fue apoyado por financiamiento del programa de la UE H2020 Marie Skłodowska-Curie (Proyecto RESET, N°891477).

## 8. Bibliografía

AMEZTEGUI, A; BROTONS, L.; COLL, L.; 2010. Land-use changes as major drivers of Mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Glob Ecol Biog* 19, 632 - 641.

CARNICER, J.; COLL, M.; PONS, X.; NINYEROLA, M.; VAYREDA, J.; PEÑUELAS, J.; 2014. Large-scale recruitment limitation in Mediterranean pines: the role of *Quercus ilex* and forest successional advance as key regional drivers. Glob. Ecol. Biogeogr. 23: 371-384.

COLL, L.; BALANDIER, P.; PICON-COCHARD, C.; PRÉVOSTO, B.; CURT, T.; 2003. Competition for water between beech seedlings and surrounding vegetation in different light and vegetation composition conditions. Ann. For. Sci. 60: 593 - 600.

CRIBARI-NETO, F.; ZEILEIS, A.; 2010. Beta Regression in R. J Sta. Soft. 34: 1-24.

DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P.; HE, F.; 2013. Dissimilarity measurements and the size structure of ecological communities. Methods Ecol. Evol. 4: 1167-1177

DE CÁCERES, M.; MARTIN-STPAUL, N.; TURCO, M.; CABON, A.; GRANDA, V.; 2018. Estimating daily meteorological data and downscaling climate models over landscapes. Environ. Model. Softw. 108: 186 - 196.

DE CÁCERES, M.; MARTÍN-ALCÓN, S.; GONZÁLEZ-OLABARRIA, J.R.; COLL, L.; 2019. A general method for the classification of forest stands using species composition and vertical and horizontal structure. Ann. For. Sci. 76:40.

ESRI (2016). ArcMap (version 10.4). Software. Redlands, CA.

GAMFELDT, L.; SNÄLL, T.; BAGCHI, R.; ET AL.; 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. Nat Commun 4: 1340 pmid:23299890.

GOMEZ-APARICIO, L.; ZAVALA, M.A.; BONET, F.J.; ZAMORA, R.; 2009. Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. Ecol Appl 19: 2124-2141.

GÓMEZ, J.M.; 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. Ecography 26: 573 - 584.

GONZÁLEZ-MORENO, P.; QUERO, J.L.; POORTER, L.; BONET, F.J.; ZAMORA, R.; 2011. Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? Bas. Appl. Ecol. 12: 251 - 259.

MARTÍN-ALCÓN, S.; COLL, L.; SALEKIN, S.; 2015. Stand-level drivers of tree-species diversification in Mediterranean pine forests after abandonment of traditional practices. For. Ecol. Manage. 353: 107 - 117.

MARTÍN-ALCÓN, S.; AMEZTEGUI, A.; COLL, L.; 2018. Diversificación o naturalización de las repoblaciones forestales. En: PEMÁN GARCÍA, J; IRIARTE GOÑI, I; LARIO LEZA, F.J. (eds.): La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión. 402-414. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid

PEMÁN, J.; SERRADA, R.; 2017. El Plan General de Repoblación Forestal de España de 1939. En: PEMÁN GARCÍA, J; IRIARTE GOÑI, I; LARIO LEZA, F.J. (eds.): La restauración forestal de

España: 75 años de una ilusión. 119 - 136. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid

RETANA, J.; ESPELTA, J.M.; GRACIA, M.; RIBA, M.; 1999. Seedling recruitment. En: Rodà, F.; Retana, J.; Gracia, C.; Bellot, J. (eds.): Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. 89 - 103. Springer-Verlag. Berlin.

VILÀ-CABRERA, A.; COLL, L.; MARTÍNEZ-VILALTA, A.; RETANA, J.; 2018. Forest management for adaptation to climate change in the Mediterranean basin: a synthesis of evidence. For. Ecol. Manage. 407: 16 - 22.

ZAVALA, M.A.; ESPELTA, J.M.; RETANA, J.; 2000. Constraints and trade-offs in Mediterranean plant communities: the case of holm oak-Aleppo pine forests. Bot. Rev. 66: 119 - 149.