



# 7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | Plasencia  
Cáceres, Extremadura

---

---

7CFE01-009

---

---

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

## Capacidad de persistencia de los bosques ibéricos frente a perturbaciones naturales: principales tendencias y evolución temporal.

SÁNCHEZ-PINILLOS, M.<sup>1</sup>, AMEZTEGUI, A.<sup>1, 2</sup> y COLL, L.<sup>1, 2, 3</sup>

<sup>1</sup> Centro Tecnológico Forestal de Cataluña (CEMFOR-CTFC).

<sup>2</sup> Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF).

<sup>3</sup> Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria, Universidad de Lleida (UdL).

### Resumen

Conocer y evaluar la capacidad de persistencia de los bosques y su evolución temporal en distintas condiciones ambientales y socioeconómicas es de gran relevancia para poder adaptar la gestión forestal al actual contexto de cambio e incertidumbre asociado a perturbaciones naturales. Se ha desarrollado un índice de persistencia (PI) que, basado en la abundancia y diversidad de rasgos de respuesta a perturbaciones naturales, permitió evaluar la resiliencia y resistencia actual y pasada de las principales formaciones forestales ibéricas a incendios, sequía y vendavales. El cálculo de PI en parcelas del Segundo, Tercer y Cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN) refleja un aumento generalizado en la capacidad de persistencia de los bosques ibéricos a lo largo de los últimos 20 años. Estos resultados son debidos al incremento en la diversidad y abundancia de rasgos de respuesta de las especies en el rodal y al aumento en ciertas Comunidades Autónomas de las plantaciones con especies no nativas mejor adaptadas a las perturbaciones consideradas. El análisis de los resultados obtenidos para las distintas masas arbóreas permite evaluar las consecuencias que las perturbaciones y decisiones de gestión tomadas en el pasado han tenido en la capacidad adaptativa y de persistencia de los sistemas forestales actuales.

### Palabras clave

Índice de persistencia, diversidad de respuestas, dinámica forestal, perturbaciones.

### 1. Introducción

Durante años la gestión forestal ha asumido que los factores ambientales permanecen relativamente constantes en el tiempo y por ello ha basado las prácticas selvícolas en experiencias pasadas (PUETTMANN 2011). No obstante, el incremento en la variabilidad e incertidumbre de las condiciones ambientales futuras como consecuencia del cambio global y, en particular, del cambio climático (LINDNER et al. 2010) hacen que adaptar la gestión forestal a unas condiciones medioambientales sin precedentes se convierta en una tarea fundamental.

Los sistemas forestales mediterráneos están considerados como uno de los ecosistemas europeos más vulnerables al cambio por encontrarse en una zona de transición climática (GIORGI & LIONELLO 2008) y por su fuerte dependencia en las actividades rurales tradicionales, actualmente en abandono (AMEZTEGUI et al. 2010; OTERO 2013). Concretamente, en el futuro se prevé un incremento en la ocurrencia e intensidad de perturbaciones naturales abióticas –incendios, sequía y vendavales– con grandes consecuencias para la persistencia de los recursos forestales y sus servicios asociados (MARTÍN-ALCÓN et al. 2010; PAUSAS & FERNÁNDEZ-MUÑOZ 2011). En este contexto, nuevos enfoques basados en la resiliencia de los ecosistemas ofrecen unas bases conceptuales de gran interés para afrontar los retos a los que se enfrenta la gestión forestal (RIST & MOEN 2013).

La persistencia de los recursos y servicios de un ecosistema puede ser abordada mediante la evaluación del valor, rango y abundancia relativa de los rasgos funcionales de las especies que lo componen; entendiendo como rasgos funcionales aquellas características de las especies que se consideran relevantes en sus respuestas ante agentes de cambio (“rasgos de respuesta”) y/o en sus efectos en el funcionamiento del ecosistema (“rasgos de efecto”) (ver DIAZ & CABIDO, 2001). Este enfoque basado en rasgos está generando un creciente interés para la evaluación de la resiliencia de distintos ecosistemas (KAHILUOTO et al. 2014; OLIVER et al. 2015). Concretamente, el índice de persistencia (PI, SÁNCHEZ-PINILLOS et al., 2016) permite cuantificar la capacidad de las comunidades para mantener sus propiedades ante los efectos de uno o varios agentes de cambio. Este índice asume que una comunidad será más resiliente y/o resistente (y, por tanto, más persistente) a una perturbación conforme mayor sea la capacidad de respuesta de las especies que la componen. PI integra tres componentes relacionados con la capacidad de respuesta de las comunidades ante una perturbación: (i) el número de rasgos de respuesta presentes en las especies de la comunidad; (ii) la abundancia de las especies que presentan rasgos de respuesta; y (iii) la redundancia de rasgos de respuesta entre las especies de la comunidad.

El cálculo de medidas como el índice de persistencia en distintos momentos aporta una información de gran utilidad sobre las variaciones temporales de la capacidad de los bosques para soportar perturbaciones. Además, permite evaluar las consecuencias que ciertas perturbaciones o decisiones de gestión tomadas en el pasado han tenido sobre los bosques en términos de mejora (o deterioro) de su capacidad de persistencia.

## 2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio es relacionar las dinámicas de los bosques ibéricos con su capacidad de persistencia ante incendios, eventos de sequía y derribos por viento. Para ello se evaluará la evolución en la composición y estructura de los bosques de cinco Comunidades Autónomas españolas a lo largo de 20 años y se estimará su capacidad de persistencia ante dichas perturbaciones mediante un índice basado en los rasgos de respuesta de las especies que componen cada bosque.

## 3. Metodología

### 3.1. El Inventario Forestal Nacional como fuente de datos

Para el logro de los objetivos propuestos, utilizamos como fuente de datos el Segundo, Tercer y Cuarto Inventario Forestal Nacional (2IFN, 3IFN, 4IFN). Galicia, País Vasco, La Rioja, Madrid y Murcia fueron las regiones que, en el momento de la realización del estudio, permitían la comparación entre los tres inventarios a nivel de parcela. El área de estudio, por tanto, comprende una gran variedad de ambientes como consecuencia de sus contrastes en topografía, edafología y condiciones climáticas, permitiendo la presencia de una gran diversidad de especies adaptadas a las distintas condiciones ambientales. Como en otras áreas de la región mediterránea, la sequía, los incendios y, en menor medida, los derribos por viento son las perturbaciones naturales que afectan con mayor frecuencia los bosques de la zona de estudio.

Seleccionamos un total de 5799 parcelas muestreadas en los tres inventarios y distribuidas entre las cinco Comunidades Autónomas (CCAA) (2288 en Galicia, 827 en el País Vasco, 791 en La Rioja, 869 en Madrid y 1024 en Murcia). En función de la composición específica y funcional de las especies arbóreas clasificamos las parcelas seleccionadas en siete tipologías diferentes siguiendo el criterio de SÁNCHEZ-PINILLOS et al. (2016) (tabla 1): (1) frondosas perennifolias, (2) frondosas caducifolias y/o marcescentes, (3) bosques mixtos de frondosas perennifolias, caducifolias y/o

marcescentes, (4) pinares, (5) otros bosques de coníferas, (6) bosques de especies no nativas y (7) otros bosques mixtos.

Tabla 1. Proceso de clasificación de las parcelas del IFN en tipologías de bosques según su composición (Adaptado de SÁNCHEZ-PINILLOS et al., 2016)

<b>1. Bosques de especies no nativas</b>			
1.1	≥ 50% de los árboles son especies alóctonas	Sí	<b>NN</b>
		No	2.1
<b>2. Bosques de frondosas</b>			
2.1	≥ 90% de los árboles son frondosas perennifolias	Sí	<b>FP</b>
		No	2.2
2.2	≥ 90% de los árboles son frondosas caducifolias y/o marcescentes	Sí	<b>FC</b>
		No	2.3
2.3	≥ 90% de los árboles son frondosas perennifolias y caducifolias o marcescentes	Sí	<b>MF</b>
		No	3.1
<b>3. Bosques de coníferas</b>			
3.1	≥ 90% de los árboles son pinos	Sí	<b>Pn</b>
		No	3.2
3.2	≥ 90% de los árboles son coníferas	Sí	<b>Cf</b>
		No	4.1
<b>4. Otros bosques mixtos</b>			
4.1	Otros bosques	Sí	<b>OBM</b>

### 3.2. Índice de persistencia (PI)

Para evaluar cómo ha variado la capacidad de persistencia de los bosques ibéricos a lo largo de 20 años, calculamos el índice de persistencia (PI) (SÁNCHEZ-PINILLOS et al. 2016) en las parcelas seleccionadas para cada uno de los tres inventarios (2IFN, 3IFN y 4IFN). El cálculo de PI es simple y suficientemente flexible, pudiendo ser aplicado en diferentes comunidades naturales, independientemente del conjunto de especies que se consideren y de las perturbaciones que les afecten. Este índice está formulado como el producto de dos componentes: la riqueza de rasgos de respuesta (*RTR*), que mide la proporción de rasgos de respuesta presentes en la comunidad en relación al número de rasgos considerados, y la abundancia de rasgos de respuesta (*RTA*), que mide la abundancia relativa de los rasgos de respuesta en la comunidad. El método requiere conocer (i) el conjunto de especies que forman el rodal, (ii) las perturbaciones que les afectan, (iii) los rasgos de

respuesta que permiten a las especies afrontar dichas perturbaciones y (iv) la abundancia de cada una de las especies en el rodal. A partir de esta información, debemos construir una matriz de rasgos de respuesta en la que se asigne el correspondiente valor de los rasgos (cuantitativo o binario) a cada una de las especies consideradas. Además, para cada rodal necesitamos un vector con la abundancia relativa de cada una de las especies.

De acuerdo a los objetivos de este estudio, recopilamos la información necesaria para las especies arbóreas del área de estudio clasificadas como tal en el 4IFN y consideramos la sequía, los incendios y el viento como perturbaciones objeto de evaluación. Siete rasgos de respuesta fueron seleccionados por aportar a las especies arbóreas cierta capacidad de resistencia y/o de recuperación tras el paso de las perturbaciones consideradas: (1) esclerofilia u hojas tomentosas, (2) longevidad del banco de semillas, (3) rasgos relacionados con la regeneración post-perturbación (e.g. serotinia), (4) capacidad de rebrote, (5) profundidad de las raíces, (6) densidad de la madera y (7) grosor de la corteza.

Para la construcción de la matriz de rasgos de respuesta se utilizó la base de datos binaria publicada por SÁNCHEZ-PINILLOS et al. (2016). La abundancia relativa de las especies presentes en cada parcela ( $x_i$ ) se calculó a través del número equivalente de pies por hectárea ponderado por la fracción de cabida cubierta (FCC) de la parcela:

$$x_i = \frac{N_i \cdot (FCC/100)}{\sum_i^S N_i} \quad (1)$$

donde  $N_i$  es el número de pies por hectárea de la especie  $i$  y  $S$  es la riqueza específica en el rodal.

Aunque el índice permite asignar pesos diferentes a cada rasgo en función de su relevancia con respecto al conjunto de perturbaciones, consideramos que todos los rasgos incluidos eran igual de relevantes.

Una vez recopilada toda la información necesaria, calculamos PI en todas las parcelas de los tres inventarios mediante la función de R (R CORE TEAM 2016) incluida en el material suplementario de SÁNCHEZ-PINILLOS et al. (2016).

### 3.3. Análisis de datos

Para evaluar las dinámicas de los bosques según su tipología generamos seis matrices de transición entre las siete tipologías de bosque para toda el área de estudio y para cada una de las regiones por separado. Los cambios en estructura se evaluaron a través de los valores medios de fracción de cabida cubierta, número de pies por hectárea y área basimétrica de las parcelas para cada Comunidad Autónoma.

La evolución de la capacidad de persistencia a lo largo de los tres inventarios se evaluó mediante la cuantificación y representación en mapas de la diferencia en los valores de PI para cada parcela entre el 2IFN y el 3IFN y entre el 3IFN y el 4IFN. Los valores medios de PI en los tres inventarios fueron comparados mediante un ANOVA y el test HSD de Tukey.

## 4. Resultados

### 4.1. Evolución de los bosques ibéricos

Para las regiones seleccionadas, los pinares, seguidos de los bosques de frondosas caducifolias y/o marcescentes fueron las tipologías de bosque más abundantes en los tres inventarios. Por el contrario, los bosques dominados por otras coníferas diferentes a los pinos fueron la formación más escasa, siendo inexistente en la mayoría de las regiones. En Galicia, los bosques caducifolios (o marcescentes), los pinares y los bosques mixtos aparecieron representados en proporciones muy similares, cobrando una creciente importancia las formaciones con especies no nativas en los dos últimos inventarios. Tanto en La Rioja como en el País Vasco, casi la mitad de los rodales fueron clasificados como bosques caducifolios o marcescentes, seguidos en abundancia por pinares en el caso de La Rioja (en torno al 28%) y por bosques de especies no nativas en el caso del País Vasco (27% aproximadamente). Aunque más de la mitad de los bosques de frondosas perennifolias se encontraron en Madrid (60% del total), los pinares fueron la tipología de bosques más abundante en esta Comunidad (43-44%). Por último, la práctica totalidad de las parcelas de Murcia fueron catalogadas como pinares.

En general, se observó que el número de parcelas para cada una de las tipologías ha permanecido relativamente estable en todas las CCAA (Figs. 1 y 2), produciéndose, por tanto, muy pocos cambios en cuanto a formaciones forestales a lo largo de los tres inventarios. Los bosques mixtos resultaron ser la tipología más variable entre inventarios. Pese a que en Galicia y en el País Vasco estos bosques sufrieron conversiones relativamente importantes hacia bosques de especies alóctonas, en todas las CCAA se observó un ligero aumento en el número de bosques mixtos como consecuencia de la conversión de otros tipos de bosques. Por el contrario, los pinares fueron la tipología que sufrió mayores reducciones a nivel general, siendo Galicia la Comunidad en la que se produjeron mayores pérdidas por su conversión a bosques mixtos.

A lo largo de los tres inventarios observamos una densificación general de los bosques, reflejada en el aumento de los valores medios de fracción de cabida cubierta, número de pies por hectárea y área basimétrica para cada Comunidad Autónoma (tabla 2). Excepto en Madrid y País Vasco, el valor medio de pies por hectárea aumentó en todas las CCAA. Mientras que La Rioja presentó valores medios de densidad bastante superiores a los del resto de regiones, Murcia destacó por sus valores especialmente bajos para los tres inventarios. El área basimétrica aumentó de forma relativamente gradual en todas las CCAA, destacando nuevamente Murcia por sus valores mucho más bajos a los del resto.

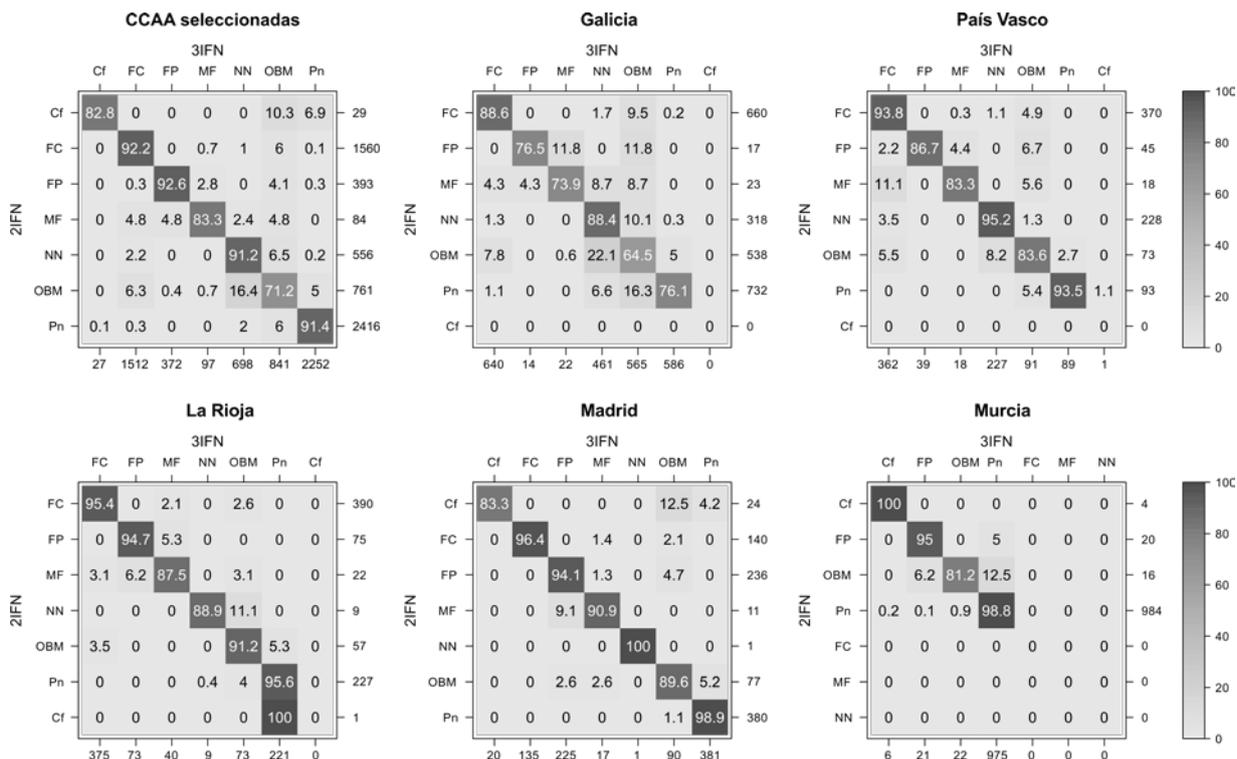


Figura1. Dinámicas de conversión de bosques entre el 2IFN y el 3IFN. En los ejes derecho e inferior se muestra el número de parcelas catalogadas en cada tipología de bosque para el 2IFN y el 3IFN, respectivamente. Cada cifra de la matriz corresponde al porcentaje de parcelas de las tipologías del 2IFN que se ha convertido a otra tipología en el 3IFN. (FC: frondosas caducifolias y/o marcescentes, FP: frondosas perennifolias, MF: bosques mixtos de frondosas, NN: bosques de especies no nativas, OBM: otros bosques mixtos, Pn: pinares, Cf: bosques de otras coníferas)

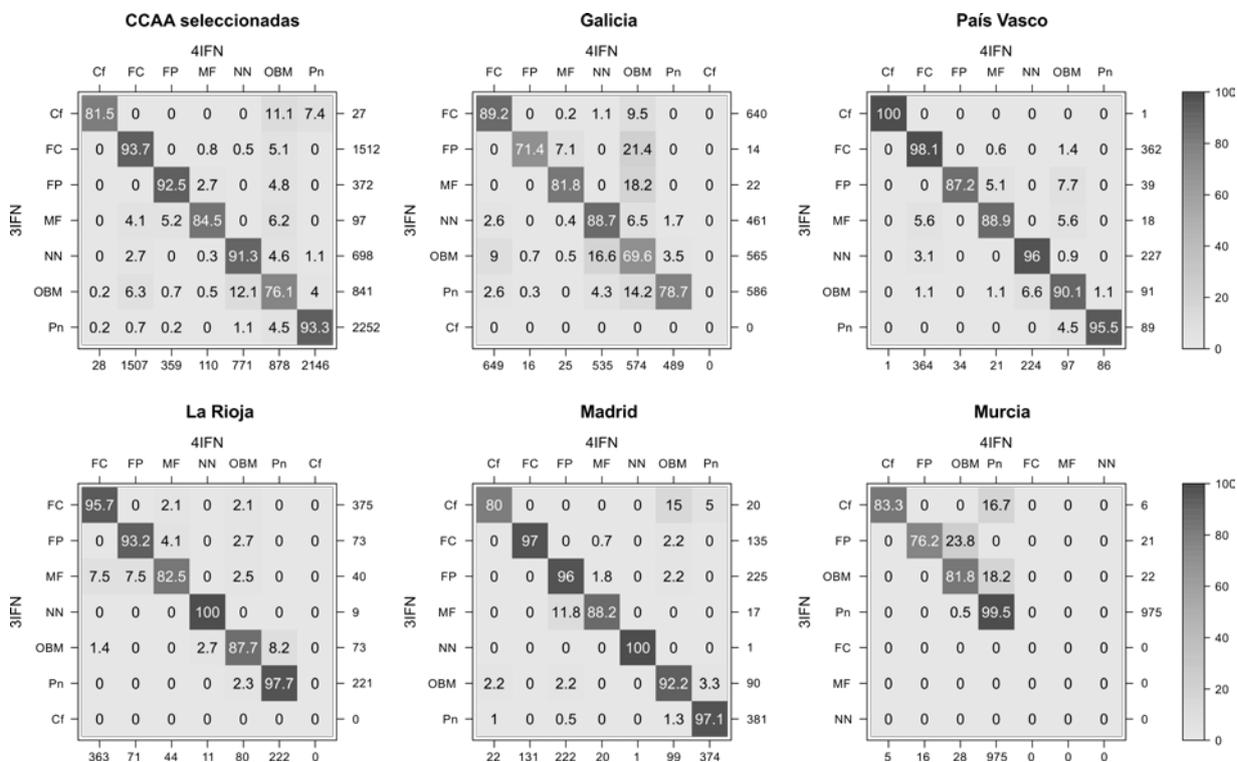


Figura2. Dinámicas de conversión de bosques entre el 3IFN y el 4IFN. En los ejes derecho e inferior se muestra el número de parcelas catalogadas en cada tipología de bosque para el 3IFN y el 4IFN, respectivamente. Cada cifra de la matriz corresponde al porcentaje de parcelas de las tipologías del 3IFN que se ha convertido a otra tipología en el 4IFN. (FC: frondosas caducifolias y/o marcescentes, FP: frondosas perennifolias, MF: bosques mixtos de frondosas, NN: bosques de especies no nativas, OBM: otros bosques mixtos, Pn: pinares, Cf: bosques de otras coníferas)

Tabla 2. Valores medios de la fracción de cabida cubierta (FCC), número de pies por hectárea (N) y área basimétrica (G) en las parcelas del 2IFN, 3IFN y 4IFN para todas (General) y cada una de las Comunidades Autónomas.

		General	Galicia	La Rioja	Madrid	Murcia	País Vasco
FCC (%)	2IFN	67,0	66,1	71,5	61,4	54,7	73,5
	3IFN	72,6	70,8	76,8	69,2	56,9	82,1
	4IFN	75,2	74,3	80,3	69,7	60,1	83,5
N (pies/ha)	2IFN	817,3	758,2	1080,0	892,9	508,0	813,9
	3IFN	833,5	794,8	1099,5	819,6	566,0	804,2
	4IFN	836,1	820,2	1105,0	735,2	568,7	803,9
G (m <sup>2</sup> /ha)	2IFN	24,3	25,4	24,0	24,7	9,3	27,2
	3IFN	27,1	27,9	28,6	26,6	11,9	30,9
	4IFN	29,9	31,3	32,6	28,2	13,9	33,3

#### 4.2. Evolución de la capacidad de persistencia de los bosques ibéricos

Considerando todas las CCAA en conjunto, PI presentó unos valores medios inferiores a 0.30 en los tres inventarios (2IFN: 0,25, 3IFN: 0,28, 4IFN: 0,29). Galicia fue la Comunidad para la que PI alcanzó los valores medios más altos, llegando a 0,90 como valor máximo en el 4IFN. Por el contrario, ninguna parcela de Murcia llegó a superar un valor de PI superior a 0,60 en ninguno de los inventarios.

En cuanto a las tipologías de bosques, los rodales dominados por especies no nativas y los bosques mixtos mostraron los valores medios de PI más elevados (0,37 y 0,34, respectivamente). Por el contrario, los bosques de coníferas distintos de pinares y los bosques caducifolios presentaron los valores medios de PI más bajos (0,07 y 0,19, respectivamente) (resultados no mostrados).

En todas las CCAA se observó que los valores medios de PI aumentaron de un inventario al siguiente (Fig. 3). Únicamente en Murcia y en el País Vasco dichos incrementos no fueron estadísticamente significativos entre el 2IFN y el 3IFN y entre el 3IFN y el 4IFN, respectivamente. Mientras que en Galicia y País Vasco los incrementos en los valores de PI parecen estar relacionados con el aumento de la riqueza y de la abundancia de rasgos de respuesta (RTR y RTA), en el resto de Comunidades el aumento de PI resultó estar más relacionado con el aumento en la abundancia de rasgos de respuesta (RTA) (Fig. 3).

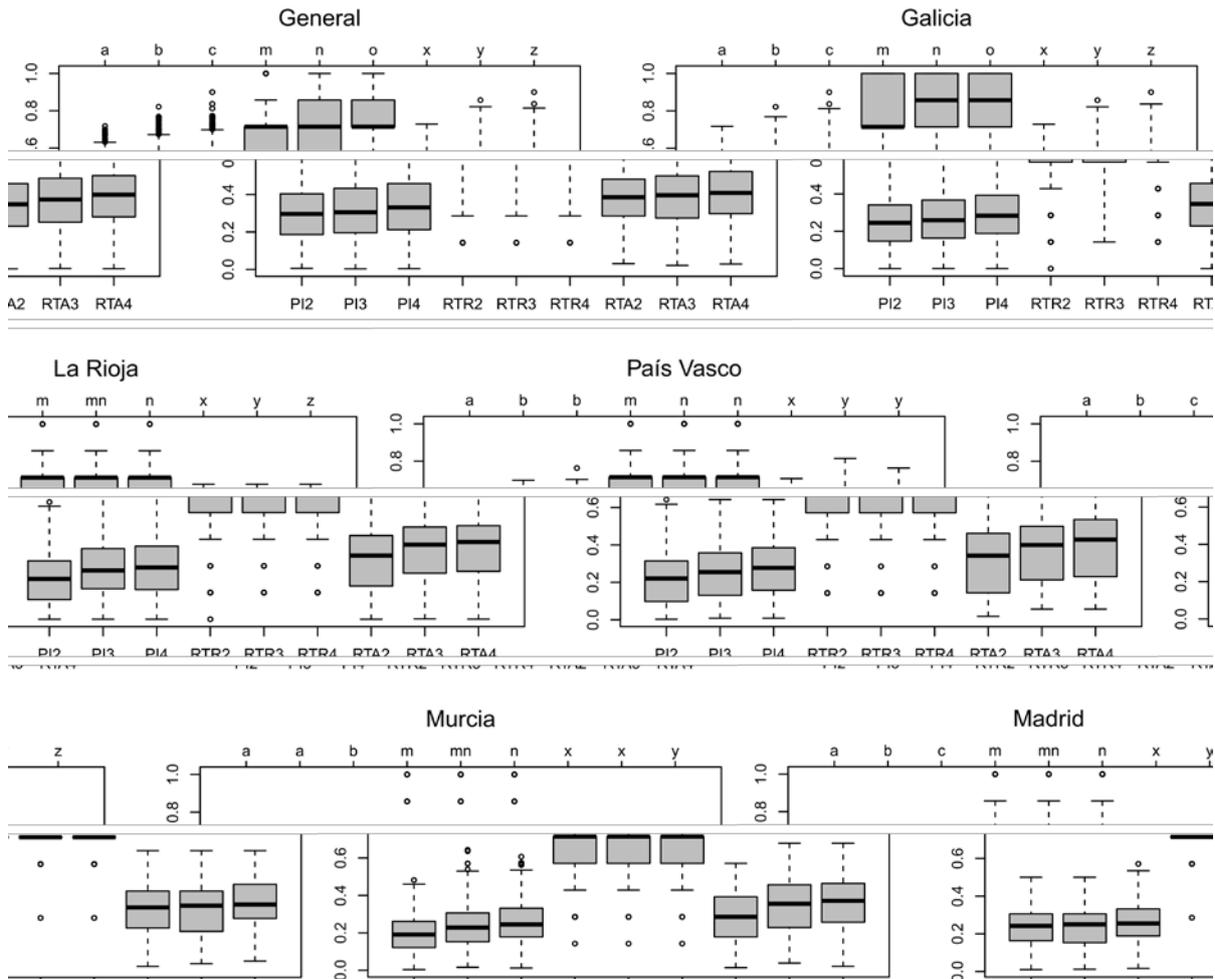


Figura3. Distribución de los valores de PI, RTR y RTA en el 2IFN, 3IFN y 4IFN para todas (General) y cada una de las Comunidades Autónomas consideradas. Las líneas negras en el centro de las cajas representan las medianas, las cajas muestran el rango intercuartil (25 - 75%) y los bigotes el rango intercuartil 1,5. Las letras en los ejes superiores están basadas en el test HSD de Tukey para PI (a, b, c), RTR (m, n, o) y RTA (x, y, z)

A nivel de rodal, la mayoría de las parcelas sufrieron cambios (positivos o negativos) muy próximos a cero. Galicia y País Vasco fueron las CCAA con mayor porcentaje de parcelas que sufrieron cambios importantes, tanto entre el 2IFN y el 3IFN (Fig. 4) como entre el 3IFN y el 4IFN (Fig. 5).

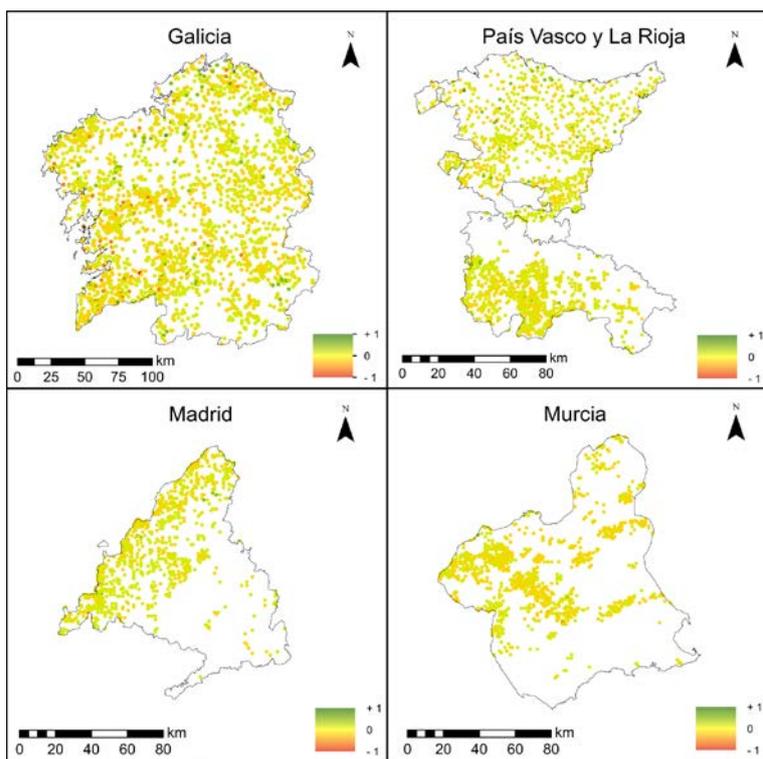


Figura4. Mapas de las regiones con los cambios en los valores de PI entre el 2IFN y el 3IFN para cada una de las parcelas.

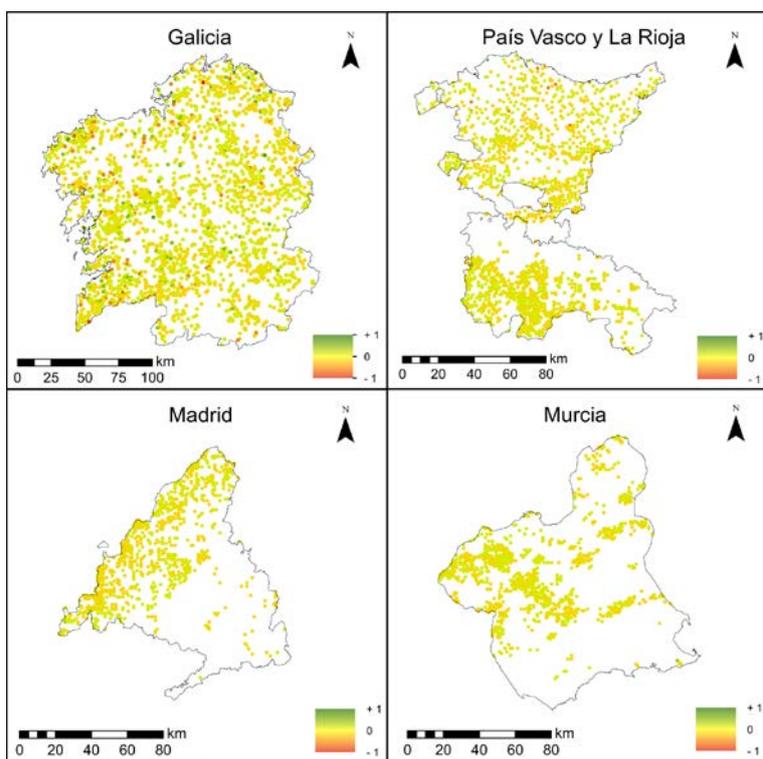


Figura5. Mapas de las regiones con los cambios en los valores de PI entre el 3IFN y el 4IFN para cada una de las parcelas.

## 5. Discusión

Conocer las dinámicas y tendencias de los bosques resulta una cuestión esencial en el actual contexto de cambio global. Más aún en una región tan vulnerable como la mediterránea, donde la incertidumbre sobre la ocurrencia e intensidad de perturbaciones naturales futuras plantea nuevos retos para la gestión forestal. La combinación de estos conocimientos sobre dinámica forestal junto con herramientas cuantitativas que permitan medir la capacidad potencial de las masas para responder ante perturbaciones resulta un enfoque muy útil a la hora de hacer frente a estos retos.

Los resultados de este trabajo muestran que, en el periodo de tiempo considerado, los bosques han permanecido prácticamente inalterados en cuanto a composición. No es de extrañar que los bosques mixtos constituyan la tipología forestal más cambiante de entre las consideradas, pues pequeñas variaciones en la abundancia de ciertas especies pueden provocar el cambio en la clasificación de la parcela. La disminución progresiva de pinares a lo largo de los inventarios podría ser debida a una diversificación espontánea de las repoblaciones llevadas a cabo durante los años 50 y 60 del pasado siglo, o bien a actuaciones selvícolas llevadas a cabo en dichas repoblaciones para favorecer el establecimiento de otras especies. Por otro lado, el aumento general en la FCC, densidad y área basimétrica de los bosques ibéricos ya ha sido previamente reseñado en otros estudios como consecuencia del abandono de las actividades humanas tradicionales y la falta de gestión forestal (e.g. AMEZTEGUI et al. 2010).

De acuerdo a la formulación y las bases del índice de persistencia, sus variaciones pueden venir explicadas por la variación en la riqueza y/o en la abundancia de los rasgos de respuesta de las especies del rodal. La conversión de bosques funcionalmente más homogéneos a otras formaciones más diversas permite, en general, la presencia de especies con distintos rasgos de respuesta a las perturbaciones (SÁNCHEZ-PINILLOS et al. 2016). Así pues, el aumento de PI en las CCAA seleccionadas se debe en gran medida al aumento en el número de rodales catalogados como mixtos, los cuales reúnen rasgos de respuesta propios de frondosas y de coníferas. Por otro lado, como ya se mostró en el estudio de SÁNCHEZ-PINILLOS et al. (2016) el aumento de bosques no nativos también implica un aumento en la riqueza de rasgos de respuesta del rodal. Concretamente, en Galicia el aumento de bosques alóctonos se debe principalmente a la expansión o naturalización de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. Estas especies son ampliamente reconocidas por su alta capacidad para resistir o recuperarse en ambientes de sequía o proclives a incendios forestales debido al gran número de rasgos de respuesta a estas perturbaciones que presentan (CATRY et al. 2013). En este sentido, cabe recalcar que muchos de los rasgos de respuesta a perturbaciones pueden favorecer también el carácter invasor de la especie (MATESANZ & VALLADARES 2014), dificultando la gestión y la supervivencia de otras especies.

Además del incremento en la riqueza de rasgos de respuesta como consecuencia de la diversificación de los bosques, el aumento en la abundancia de rasgos también contribuye al aumento de los valores de PI. La Rioja, Madrid y Murcia mostraron diferencias en los valores medios de RTR poco significativas entre inventarios (Fig. 3). Sin embargo, el aumento en FCC fue el principal responsable de los aumentos en los valores de PI debido a que en el cálculo de los vectores de abundancia relativa se ponderó por la FCC de la parcela. No obstante, es importante resaltar que valores de FCC muy elevados no implican un valor alto de PI si las especies del rodal no presentan rasgos de respuesta.

El índice de persistencia ha resultado una herramienta muy útil para conocer la capacidad potencial de los bosques ibéricos para persistir ante incendios, sequía y derribos por viento y relacionarlo con la dinámica forestal en distintas regiones y para distintos tipos de bosques. Debemos señalar, sin embargo, que este índice está diseñado para medir de manera global la capacidad de respuesta de las especies de un rodal, sin considerar otras variables tan importantes como la estructura, las actividades selvícolas o las características propias de cada perturbación. Por tanto, a fin de llevar a cabo una gestión adaptativa que permita a los sistemas forestales resistir o recuperarse tras el paso de una futura perturbación, se recomienda combinar la información

aportada por el índice de persistencia con otras medidas relacionadas con variables medioambientales y de gestión.

## 6. Conclusiones

Este trabajo relaciona las dinámicas forestales de los bosques ibéricos en los últimos 20 años con su evolución en la capacidad para responder ante incendios, eventos de sequía y derribos por viento. En todas las Comunidades Autónomas se observó una mayor diversificación general de los rodales con el paso del tiempo, así como un incremento en la fracción de cabida cubierta. Estos factores, junto con la creciente presencia en las parcelas gallegas de especies alóctonas adaptadas a las perturbaciones consideradas, contribuyen a mejorar la capacidad de persistencia de los bosques ibéricos.

El uso de medidas cuantitativas para valorar la capacidad de persistencia de los bosques a perturbaciones resulta un recurso de gran utilidad para adaptar la gestión forestal a los nuevos retos que plantea el cambio global.

## 7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través los proyectos RESILFOR (AGL2012-40039-C02-01) y EST\_RES (AGL2015-70425-R) y a través de un contrato predoctoral para la formación de doctores (BES-2013-063019) asignado a MSP.

## 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. Biogeogr.*, 19(5), 632-641.

CATRY, F.X., MOREIRA, F., TUJEIRA, R. & SILVA, J.S., 2013. Post-fire survival and regeneration of *Eucalyptus globulus* in forest plantations in Portugal. *For. Ecol. Manage.*, 310, 194-203.

DIAZ, S. & CABIDO, M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.*, 16(11), 646-655.

GIORGI, F. & LIONELLO, P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Glob. Planet. Change*, 63(2-3), 90-104.

KAHILUOTO, H., KASEVA, J., HAKALA, K., HIMANEN, S.J., JAUHAINEN, L., RÖTTER, R.P., SALO, T. & TRNKA, M., 2014. Cultivating resilience by empirically revealing response diversity. *Glob. Environ. Chang.*, 25, 186-193.

LINDNER, M., MAROSCHEK, M., NETHERER, S., KREMER, A., BARBATI, A., GARCIA-GONZALO, J., SEIDL, R., DELZON, S., CORONA, P., KOLSTRÖM, M., LEXER, M.J. & MARCHETTI, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.*, 259(4), 698-709.

MARTÍN-ALCÓN, S., GONZÁLEZ-OLABARRIA, J.R. & COLL, L., 2010. Wind and snow damage in the Pyrenees pine forests: Effect of stand attributes and location. *Silva Fenn.*, 44, 399-410.

MATESANZ, S. & VALLADARES, F., 2014. Ecological and evolutionary responses of Mediterranean plants to global change. *Environ. Exp. Bot.*, 103, 53-67.

OLIVER, T.H., HEARD, M.S., ISAAC, N.J.B., ROY, D.B., PROCTER, D., EIGENBROD, F., FRECKLETON, R., HECTOR, A., ORME, C.D.L., PETCHEY, O.L., PROENÇA, V., RAFFAELLI, D., SUTTLE, K.B., MACE, G.M., MARTÍN-LÓPEZ, B., WOODCOCK, B.A. & BULLOCK, J.M., 2015. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends Ecol. Evol.*, 30(11), 673-684.

OTERO, I., BOADA, M. & TÀBARA, J.D., 2013. Social-ecological heritage and the conservation of Mediterranean landscapes under global change. A case study in Olzinelles (Catalonia). *Land Use Policy*, 30(1), 25-37.

PAUSAS, J.G. y FERNÁNDEZ-MUÑOZ, S., 2011. Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Clim. Change*, 110(1-2) 215-226.

PUETTMANN, K.J., 2011. Silvicultural Challenges and Options in the Context of Global Change: «Simple» Fixes and Opportunities for New Management Approaches. *J. For.*, 109, 321-331.

R CORE TEAM, 2016. R: A language and environment for statistical computing. 2016. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <http://www.r-project.org/>.

RIST, L. & MOEN, J., 2013. Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *For. Ecol. Manage.* 310, 416-427.

SÁNCHEZ-PINILLOS, M., COLL, L., DE CÁCERES, M. & AMEZTEGUI, A., 2016. Assessing the persistence capacity of communities facing natural disturbances on the basis of species response traits. *Ecol. Indic.*, 66, 76-85.