

## **POTENCIALES CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN DE VARIAS ESPECIES FORESTALES SINGULARES EN CATALUÑA COMO CONSECUENCIA DE SU DIFERENTE CAPACIDAD DE REBROTE POSTINCENDIO**

Lidia Quevedo Dalmau, Anselm Rodrigo y Josep Maria Espelta  
Unidad de Ecología y Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Universidad Autónoma de Barcelona. 08193 Bellaterra. Barcelona.  
C.E.: [anselm.rodrigo@uab.es](mailto:anselm.rodrigo@uab.es)

### **Resumen**

Numerosas especies forestales de la Cuenca Mediterránea son capaces de recuperarse después de un incendio mediante el rebrote a partir de estructuras leñosas que sobreviven al fuego. Este comportamiento está bien establecido para especies más dominantes en el paisaje forestal (Ej. *Quercus*) pero no para otros grupos de especies forestales singulares (Ej. *Acer*, *Sorbus*, *Juniperus*). Estas especies aunque poco dominantes, contribuyen significativamente a la diversidad del paisaje forestal mediterráneo y sus frutos pueden actuar como soporte a determinados grupos faunísticos. En este trabajo hemos establecido como *Acer campestre*, *A. monspessulanum*, *A. opalus*, *Sorbus aria*, *S. domestica*, *S. torminalis*, *Amelanchier ovalis*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Viburnum tinus*, y *V. lantana* tienen una alta capacidad de rebrotar después del fuego, como *Ilex aquifolium* y *Juniperus oxycedrus* tienen una capacidad intermedia y como *Juniperus communis* y *J. phoenicea* tiene una capacidad nula. Esta diferente capacidad de rebrote la hemos relacionado con las variaciones de abundancia, en algún caso reducciones drásticas, de estas especies en zonas afectadas por grandes incendios de los últimos años en Cataluña. Los resultados sugieren la necesidad de considerar en los planes de restauración postincendio las consecuencias que el fuego puede tener sobre la persistencia de estas especies.

**Palabras clave:** *Acer*, *Sorbus*, *Juniperus*, Mediterráneo, diversidad.

### **INTRODUCCIÓN.**

Los incendios forestales son considerados como la principal perturbación que afecta los ecosistemas mediterráneos (TRABAUD, 1987, NE'EMAN & IZAHAKI, 1998), y durante las últimas décadas, ha aumentado el número de incendios y aquellos de gran magnitud en la Cuenca Mediterránea (TERRADAS, 1996).

Las especies vegetales mediterráneas pueden de recuperarse después de un fuego a través de la germinación de semillas protegidas del fuego almacenadas en el banco de semillas del suelo o de la copa (NOBLE & SLATYER, 1980, LLORET, 1998) y/o a través del rebrote desde yemas latentes protegidas de las elevadas temperaturas por formaciones leñosas aéreas o subterráneas (HODGKINSON, 1998. Sin embargo otras especies distribuidas en comunidades vegetales mediterráneas húmedas no se recuperan después del incendio, como es el caso de *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris* (RODRIGO *et al.* 2004, ESPELTA *et al.* 2002, ORDÓÑEZ *et al.* 2005) y se desconoce la capacidad de rebrote de especies potencialmente rebrotadoras.

En el contexto de incendios frecuentes y de grandes dimensiones, la estrategia del rebrote puede ser vital para estas especies poco abundantes en el paisaje, pues muchas de ellas son especies leñosas, las cuales tardan bastante tiempo en producir nuevas semillas después del fuego. Además, en incendios de gran extensión, la llegada de nuevas semillas desde los bordes o desde las islas de vegetación puede dar lugar a un proceso de recuperación muy lento. Así, su nivel de recuperación dependerá, inicialmente, de su capacidad de rebrote. Muchas de estas especies arbóreas y arbustivas son importantes ecológicamente, actuando como una fuente global de alimento para las comunidades faunísticas y contribuyen de forma muy importante a la diversidad de ecosistemas. Según el Inventario Ecológico y Forestal de Cataluña (GRÀCIA *et al.* 2000), especies de los géneros de *Acer*, *Juniperus* i *Sorbus* se encuentran presentes en el territorio entre un 0,3 y el 9%. Se ha descrito, para alguna de ellas, la capacidad de rebrote después de realizar selección de rebrotes, como *Viburnum lantana* (KOLLMANN & GRUBB, 2002), *Viburnum tinus* (CLENNETT, 2004); o después de

padecer herbivoría, como *Acer opalus* subsp. *Granatense* (GÓMEZ, 2004). Pero en cambio, hay una falta de conocimiento sobre su capacidad de recuperación después de un incendio.

En este trabajo nos planteamos analizar para 16 especies de árboles y arbustos no dominantes en el paisaje mediterráneo: 1) cuantificar su capacidad de rebrote después del fuego; 2) determinar el efecto de los incendios forestales sobre el nivel de presencia de estas especies en zonas quemadas.

## MATERIAL Y MÉTODOS.

### *Determinación del porcentaje de rebrote después de incendio*

Este estudio se ha llevado a cabo en 7 localidades de clima mediterráneo seco y mediterráneo húmedo situadas en Cataluña, noreste de España (Figura 1). Las temperaturas promedio anuales oscilan entre los 10,4 °C y los 13,2 °C, el rango de precipitaciones va desde los 595,4mm a los 853,3mm anuales y el déficit hídrico de -17 a 404 mm anuales. Todas las localidades están cubiertas por bosques de pino; los modelos de combustible dominantes son el 4 y el 7. Las altitudes varían entre los 360 y los 1.513 m s.n.m. (Tabla 1).

Se seleccionaron una serie de especies de plantas leñosas (Tabla 2), tanto árboles como arbustos, presentes en las zonas de clima mediterráneo seco y mediterráneo húmedo de Cataluña. En esta región las especies escogidas no forman bosques extensos sino que se encuentran en el sotobosque o, en el caso de las arbóreas, formando pequeños grupos dentro de bosques dominados por especies de *Pinus* o *Quercus* principalmente. Para cada una de las especies se identificó su área de distribución en Cataluña a partir del Banco de Datos de Biodiversidad de Cataluña (FONT, X. 2005) y se calculó qué porcentaje del área de distribución estaba en las zonas consideradas mediterráneas secas o semiáridas según el Índice de Thornwaite (déficit hídrico anual <0). Este porcentaje determina un gradiente de distribución entre especies mayoritariamente distribuidas en zonas mediterráneas secas y especies mayoritariamente distribuidas en zonas mediterráneas húmedas (Tabla 2).

En las 7 localidades de estudio se localizaron (desde marzo de 2003 hasta mayo de 2004) alrededor de 30 individuos de las especies estudiadas, excepto para *Acer monspessulanum* y *Sorbus aria* que sólo se localizaron 15 y 6 respectivamente. Una vez identificada la especie del individuo, éste se marcó con una placa metálica resistente al fuego y fueron localizados con GPS.

Durante el invierno y la primavera de 2003 y 2004 se realizaron una serie de quemas controladas en todas las localidades de estudio con una superficie quemada que varió entre 0,43 y 4,5 ha. Las quemas se realizaron con unas temperaturas comprendidas entre los 6,9°C y los 18,2 °C y unas humedades relativas en ningún caso inferiores al 46,9%. Un 73% de los árboles y arbustos marcados previamente fueron calcinados completamente. El resto de individuos, aunque no fueron calcinados totalmente por el fuego (entre el 3,18 y el 89,89% del individuo calcinado), la parte aérea no calcinada murió por efecto de la temperatura, de manera que todos los individuos medidos murieron.

Entre junio y octubre de 2004, 1 o 2 épocas de crecimiento después de la quema según la localidad, se localizaron los individuos marcados previamente a las quemas y se comprobó si habían rebrotado o no.

### *Determinación de la abundancia de las especies en zonas quemadas*

Por otro lado, para comparar la presencia de las especies estudiadas en zonas quemadas con su presencia en zonas no quemadas se han cruzado varios mapas elaborados con SIG MiraMon. Esta comparación nos permitió valorar si los incendios forestales provocan una disminución de la abundancia de las especies dentro de sus áreas de distribución.

El primer paso fue identificar y delimitar las zonas quemadas de Cataluña por incendios mayores de 30 ha, entre 1975 y 2002 a partir de una selección del Mapa de Incendios de Cataluña (DÍAZ – DELGADO et al 2004). A continuación, se generó alrededor de cada zona quemada una banda de 3000 m, con el objetivo de generar una zona no quemada que fuese comparable con el área quemada para cada incendio. El siguiente paso fue obtener un nuevo mapa para cada especie cruzando el área de distribución de la especie correspondiente, generada como se ha explicado anteriormente, con el mapa de incendios y zonas no quemadas generadas alrededor de los incendios. Con este mapa de cada especie se seleccionaron las parcelas del Inventario Nacional Forestal 3 (IFN3, GRÀCIA et al. 2000) que estaban situadas dentro del área de distribución de la especie y a su vez, dentro de las zonas

quemadas y se cuantificó en cuantas de estas parcelas de este mismo inventario estaban dentro del área de distribución de la especie y a su vez, en las zonas no quemadas delimitadas alrededor de los incendios. Del total de parcelas que se seleccionaron en estas zonas no quemadas se escogieron al azar el mismo número de parcelas que habíamos identificado dentro de las zonas quemadas y se cuantificó en cuantas de estas parcelas se había identificado la especie.

Se ha mostrado la capacidad de rebrote de las especies con una tabla de contingencia, expresando para cada especie, el número de individuos rebrotados y no rebrotados.

Se ha testado con una  $\chi^2$  cuadrado si había diferencias significativas en el número de parcelas donde la especie estaba presente entre las zonas quemadas y las no quemadas dentro del área de distribución de la especie en Cataluña. Esta comparación no se ha podido realizar con *V. tinus* ni *V. lantana* pues no había un número suficiente de parcelas con la presencia de estas dos especies.

## RESULTADOS.

Por lo que se refiere a la capacidad de rebrote después del fuego, las especies han mostrado 3 respuestas diferenciadas. Un grupo de especies ha mostrado una gran capacidad de rebrote, con más de un 90% de los individuos rebrotados (Tabla 3). Once de las 16 especies estudiadas pertenecen a este grupo, donde encontramos tanto especies con distribución mediterránea seca como mediterránea húmeda. En un segundo grupo, hay tres especies que, aunque casi todos sus individuos han rebrotado, lo han hecho en % más bajos, entre 74 y 83%. También en este caso hay dos especies de distribución mediterránea húmeda y una mediterránea seca. Finalmente, un tercer grupo de dos especies de *Juniperus* no ha mostrado ninguna capacidad de rebrote: *J. phoenicea*, distribuida mayoritariamente en zonas mediterráneas secas y *J. communis*, distribuida en zonas mediterráneas húmedas.

El análisis sobre la presencia de las especies en las zonas quemadas de Cataluña y la comparación con las zonas no quemadas de su alrededor y dentro de su área de distribución, muestra un efecto del fuego diferente en función de la especie considerada (Tabla 4). Así, para las especies *A. ovalis*, *J. communis* y *J. phoenicea* se ha encontrado una menor presencia en parcelas de la zona quemada respecto la no quemada. Para el resto de especies, esta diferencia no ha resultado ser significativa.

## DISCUSIÓN.

El 77% de la superficie quemada por los incendios ocurridos en Cataluña desde el año 1975 hasta el 2002 corresponden a zonas de clima mediterráneo. Aún así, se está produciendo la tendencia que cada vez los incendios forestales afectan a zonas más húmedas y submediterráneas.

Los resultados muestran que las especies distribuidas en zonas mediterráneas secas, donde los incendios son relativamente frecuentes, no siempre son capaces de rebrotar. Este es el caso de *J. phoenicea*, especie distribuida mayoritariamente en zonas mediterráneas secas, es incapaz de rebrotar en ninguno de los casos estudiados (Tabla 3). Además, otra especie con distribución similar *J. oxycedrus*, aunque rebrota mantiene un 19% de mortalidad de sus individuos. Por otro lado, únicamente una especie de todas las especies distribuidas mayoritariamente en zonas mediterráneas húmedas, *J. communis*, no ha sido capaz de rebrotar después del fuego. El resto si que ha rebrotado mayoritariamente. Así *A. opalus* y *V. lantana* rebrotan en el 100% de los individuos después de un incendio y, otros, como *A. campestre*, *S. aria* y *I. aquifolium* rebrotan entre un 74 y un 94% de los individuos (Tabla 3). Por lo tanto, la capacidad de rebrote de una especie es independiente de su área de distribución y no se puede atribuir exclusivamente a las especies más abundantes en zonas mediterráneas secas. Además, se pone de manifiesto esta capacidad de rebrote también en especies mediterráneas húmedas, hasta la actualidad, no afectadas por un régimen de incendios forestales tan frecuentes.

Cabe indicar que se han utilizado las quemas controladas como herramienta para establecer cuál es la capacidad de rebrote de las especies estudiadas. La intensidad de la quema fue similar a la de los incendios de sotobosque, pues casi todos los individuos quedaron calcinados totalmente. Pero la estación de las quemas fue invierno y primavera, de manera que el estrés hídrico y térmico han sido menores que en caso de los incendios en verano y por tanto, la capacidad de rebrote puede haberse visto influida por este factor (ESPELTA et al. 2002).

Los resultados obtenidos del análisis del efecto de los incendios de más de 30 ha producidos en Cataluña desde el año 1975 sobre estas especies nos indican que la capacidad de rebrote determina la

distribución de estas especies en Cataluña. Las especies que presentan una buena capacidad de rebrote no modifican su presencia en las zonas quemadas (Tabla 4) y por lo tanto, el fuego no parece un factor decisivo en su distribución. Y, por el contrario, aquellas especies que no rebrotan, ven disminuida su presencia después del fuego. Así *J. communis* y *J. phoenicea* han sufrido una disminución de su presencia en las zonas quemadas respecto a las zonas no quemadas (tabla 4). Además de esta incapacidad de rebrotar ya referida en la literatura para *J. phoenicea* (PAPIÓ, 1988) o *J. communis* (GARCÍA *et al.* 1999). Estos mismos autores han mostrado que ambas especies tienen una producción de semilla muy baja y irregular que dificulta el papel de los individuos de estas dos especies como agentes recolonizadores desde los bordes de los incendios o desde las islas de vegetación, especialmente en aquellos incendios de grandes dimensiones donde las semillas deben recorrer grandes distancias. Por lo que en el actual escenario de incendios forestales la abundancia de estas especies dentro de su área de distribución están en un claro proceso de recesión.

### Agradecimientos

Agradecemos especialmente al GRAF (Grupo de Recolament d'Actuacions Forestals, Generalitat de Catalunya) la realización de las quemas prescritas. Igualmente agradecemos a Imma Oliveras su ayuda en la localización de las zonas de trabajo. Este trabajo se ha financiado con el proyecto Interreg III de la UE (I3A-1-100-E).

### Bibliografía

- CLENNETT, C.; 2004. *Viburnum tinus* 'Eve Price'. *Viburnaceae*. Royal Botanic Gardens, Kew. Published by Blackwell Publishing Ltd, Oxford.
- DÍAZ-DELGADO R., LLORET F. & PONS, X.; 2004. Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain. *Lands. Ecol.* 19:731-745
- ESPELTA, J.M., RETANA, J. & HABROUK, A.; 2003. An economic and ecological multi-criteria evaluation of reforestation methods to recover burned *Pinus nigra* forests in NE Spain. *For. Ecol. Manage.* 180: 185- 198.
- ESPELTA, J.M., RETANA, J. & HABROUK, A.; 2003. Resprouting patterns after fire and response to stool cleaning of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits on two different sites. *For. Ecol. Manage.* 179: 401-414.
- FONT, X.; 2005. Módulo Flora y Vegetación. Banco de Datos de Biodiversidad de Catalunya. Generalitat de Catalunya y Universidad de Barcelona. <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>.
- GARCÍA, D., ZAMORA, R., HÓDAR, J.A. & GÓMEZ, J.M.; 1999. Age structure of *Juniperus communis* L. in the Iberian peninsula: Conservation of remnant populations in Mediterranean mountains. *Biol. Conserv.* 87: 215-220.
- GENERALITAT DE CATALUNYA; 1997. Atlas climàtic de Catalunya.
- GÓMEZ, L.; 2004. Papel de la heterogeneidad en la regeneración del *Acer opalus* subsp. *granatense* en la montaña mediterránea: implicaciones para la conservación y restauración de sus poblaciones. Tesis doctoral.
- GRACIA, C., BURRIEL, J.A., IBÁÑEZ, J.J., MATA, T. & VAYREDA, J.; 2000. Inventari ecològic i forestal de Catalunya. Publ. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Barcelona; 108 pp.
- HODGKINSON, K.C; 1998. Sprouting success of shrubs after fire: height-dependent relationships for different strategies. *Oecologia* 115: 64-72.
- KOLLMANN, J. & GRUBB, P.J.; 1958. *Viburnum lantana* L. and *Viburnum opulus* L. (*V. lobatum* Lam., *Opulus vulgaris* Borkh.). *J. Ecology* 90: 1044-1070.
- LLORET, F; 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 9: 417-430.
- NE'EMAN, G. & IZHAKI, I.; 1998. Stability of pre- and post-fire spatial structure of pine trees in Aleppo pine forest. *Ecography* 21: 535-542.
- NOBLE, I. R., & SLATYER, R.O.; 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- ORDÓÑEZ, J.L., RETANA, J. & ESPELTA, J.M.; 2004. Effects of tree size, crown damage, and tree location on post-fire survival and cone production of *Pinus nigra* trees. *Ecoscience*, 11 (3): 296-304
- PAPIÓ, C.; 1994. Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies. Institut

d'Estudis Catalans. Barcelona.

PAPIÓ, C.; 1988. Respuesta al fuego de la principales especies de la vegetación de Garraf (Barcelona). Orsis, 3: 87-103.

RODRIGO, A., RETANA, J. & PICÓ, X.; 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. Ecology 85 (3): 716-729.

SALVADOR, R., VALERIANO, J., PONS, X. & DÍAZ-DELGADO, R. 2000. A semi-automatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. Int. J., Remote sensing 4: 655-671.

TRABAUD, L.; 1987. Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean basin. Ecol. Med. 13: 25-37.

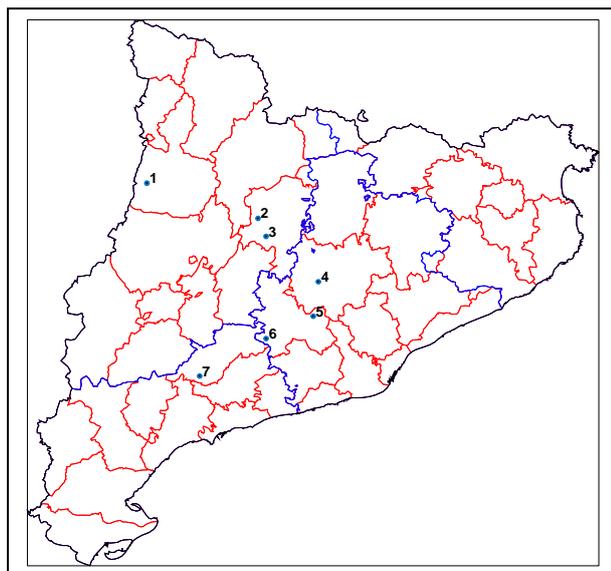


Figura 1: Situación geográfica de las localidades donde se ejecutaron las quemas controladas: 1.La Vileta;2.Miravé;3. Ginestar;4. Canet de Fals;5.Castellolí;6.Mas Rubió;7.Plans de Sant Joan.

Tabla 1: Características climáticas, topográficas y de vegetación de las localidades: promedio temperatura anual (Tma), promedio precipitación anual (Pa), datos del Atlas Climático de Cataluña; y déficit hídrico anual (Dh, evapotranspiración total - precipitación total anual), del Mapa de Superhábit Hídrico de Cataluña; altitud, vegetación (Ph, *Pinus halepensis*, Pn: *Pinus nigra*, Ps: *Pinus sylvestris*) y modelo de combustible (la combustibilidad se utiliza para tipificar la propagación del fuego en una estructura de vegetación; se definen modelos de pastos (1,2 y 3), de arbustos (4,5,6 y 7), de hojarasca (8,9 y 10) y de restos silvícolas (11,12 y 13). ND: no disponible.

Localidad	Tma (°C)	Pa (mm)	Dh (mm)	Altitud (m snm)	Vegetación	Modelo
Plans St Joan	11,2	765,2	- 17	876-1087	Bosque Ps, Pn y Ph	2 i 5
La Vileta	10,4	853,3	0	897-963	Bosque Pn y Ph	4 i 7

Mas Rubió	11,9	620,4	168	720-740	Bosque Ph, sabinas	5 i 7
Castellolí 1	13,2	654,6	216	455-520	Bosque Ph	5 i 7
Miravé	11,5	667,5	226	1513	Bosque Pn y Ps	7
Castellolí 2	13,1	650,2	246	ND	Bosque Pn	7
Castellolí 3	13,0	653,8	246	480-535	Regeneración Ph	4
Ginestar	12,5	660,6	294	535-565	Bosque Ph y Pn	2 i 5
Canet Fals	13,2	595,4	404	360-400	Bosque claro Ph	5

Tabla 2: Características generales de las especies objeto de estudio (área de distribución mediterráneo seco: más del 50% del área en zonas con déficit hídrico; húmedo: menos del 50% del área en zonas con déficit hídrico).

Especie	Área de dist: mediterráneo	% área dist con déficit hídrico	Altura máxima (m) **	Tipo de dispersión
<i>A. campestre</i>	Húmedo	28	20	Viento
<i>A.monspessulanum</i>	Húmedo	40	12	Viento
<i>A. opalus</i>	Húmedo	13	15	Viento
<i>A. ovalis</i>	Húmedo	43	3	Mamíferos
<i>C. sanguinea</i>	Húmedo	46	4	Mamíferos
<i>C. monogyna</i>	Húmedo	49	6	Mamíferos
<i>I. aquifolium</i>	Húmedo	33	15	Aves y mamíferos
<i>J. communis</i>	Húmedo	33	6	Aves
<i>J. oxycedrus</i>	Seco	66	10	Aves
<i>J. phoenicea</i>	Seco	54	8	Aves
<i>P. spinosa</i>	Húmedo	45	2	Mamíferos
<i>S. aria</i>	Húmedo	23	15	Aves y mamíferos
<i>S. domestica</i>	Seco	57	12	Mamíferos
<i>S. torminalis</i>	Húmedo	44	20	Aves y mamíferos
<i>V. lantana</i>	Húmedo	26	3	Mamíferos
<i>V. tinus</i>	Seco	64	3	Mamíferos

Tabla 3: Porcentaje de rebrote de las especies, expresado como el número de individuos que han rebrotado después de las quemas controladas respecto al total de individuos marcados.

	Individuos rebrotan	Individuos no rebrotan	% rebrote
<b>Especies con % de rebrote &gt; 90%</b>			
<i>A. opalus</i>	30	0	100
<i>A. ovalis</i>	34	0	100
<i>S. domestica</i>	33	0	100
<i>S. torminalis</i>	36	0	100
<i>V. lantana</i>	31	0	100
<i>V. tinus</i>	33	0	100
<i>C. sanguinea</i>	29	1	97
<i>A. campestre</i>	34	2	94
<i>C. monogyna</i>	32	2	94
<i>P. spinosa</i>	28	2	93
<i>A. monspessulanum</i>	14	1	93
<b>Especies con % de rebrote &lt; 90%</b>			

<i>S. aria</i>	5	1	83
<i>J. oxycedrus</i>	26	6	81
<i>I. aquifolium</i>	29	10	74
<b>Especies que no rebrotan</b>			
<i>J. communis</i>	0	37	0
<i>J. phoenicea</i>	0	33	0

Tabla 4: p-valor del test  $\chi^2$  (en negrita los valores significativos) sobre el número de parcelas del IFN3 donde son presentes y ausentes las especies, en las zonas quemadas y no quemadas de Cataluña. En la última columna se indica si el resultado indica una tendencia a la disminución de la especie en las zonas quemadas (↓) o si no existe ninguna tendencia (=).

Especie	Zona no quemada		Zona quemada		p-valor	Tendencia
	Presente	Absente	Presente	Absente		
<b>Especies con % de rebrote &gt; 90%</b>						
<i>A. opalus</i>	3	99	1	101	0,3125	=
<i>A. ovalis</i>	19	103	9	113	0,0446	↓
<i>S. domestica</i>	1	135	0	136	0,3164	=
<i>S. torminalis</i>	2	96	1	97	0,5607	=
<i>C. sanguinea</i>	9	134	8	135	0,8025	=
<i>A. campestre</i>	1	89	1	89	1,0000	=
<i>C. monogyna</i>	18	149	18	149	1,0000	=
<i>P. spinosa</i>	9	148	9	148	1,0000	=
<b>Especies con % de rebrote &lt; 90%</b>						
<i>A. monspessulanum</i>	2	103	3	102	0,6508	=
<i>S. aria</i>	3	94	0	97	0,0809	=
<i>J. oxycedrus</i>	6	111	1	116	0,0550	=
<i>I. aquifolium</i>	2	125	2	125	1,0000	=
<b>Especies que no rebrotan</b>						
<i>J. communis</i>	4	121	0	125	0,0438	↓
<i>J. phoenicea</i>	9	60	2	67	0,0278	↓