

EVOLUCIÓN DE LA COBERTURA Y LA DIVERSIDAD TRAS INCENDIO EN COMUNIDADES DE GARRIGA MEDITERRÁNEA

Miguel MOREY¹

RESUMEN.—Para estudiar la evolución de la estructura de las comunidades vegetales y la estrategia de las principales especies, se han analizado los cambios de recubrimiento y de diversidad durante los cinco primeros años después de un incendio espontáneo en dos comunidades de garriga de Mallorca, a la vez que otra comunidad no incendiada se usó como control. El estrato superior es de *Pinus halepensis* y el arbustivo está bien desarrollado. Por comparación entre el recubrimiento de las especies entre diferentes momentos después del fuego y la comunidad de control, se han clasificado las especies por su estrategia adaptativa. En los primeros años, la diversidad es alta, no sólo por la presencia de terófitos sino también por su gran dominancia en la comunidad control. El recubrimiento total, posible índice del grado de autoorganización de la comunidad, es mucho más alto en la comunidad control, aunque sólo se tengan en cuenta los estratos herbáceo y arbustivo. Finalmente, se realizan diversas consideraciones sobre la significación de estos parámetros en la estimación y madurez de la comunidad.

SUMMARY.—Changes in lineal cover and diversity during the first five years after fire in two burned mediterranean-type communities of "garriga" in the East of Majorca (Balearic Island, Spain) (and an unburned one used as a control) have been studied in order to know the strategy after fire of the communities and their main plant species. These communities have a high layer of *Pinus halepensis* and a well developed shrubby layer. A classification is made of the plant strategy types after fire, by comparison of the evolution of the cover of every plant species in the burned communities with the cover values reached in the control unburned community. The diversity in the first years after fire is higher than that of the climax community, because the presence of several therophytic species that colonize the bare soil after fire, but also because the lower equitability and higher dominance at the control unburned community. The total cover, that can be considered as a measure of the degree of self organization and complexity of the community is higher in the unburned control community, even if we consider only the shrubby and herbaceous layer. The significance of these index for the estimation of the maturity of the community is discussed.

INTRODUCCIÓN

Ya en el siglo pasado, diversos autores pusieron de manifiesto la existencia de un importante proceso de deforestación debido a la intervención del hombre en la cuenca

¹ Laboratori d'Ecologia. Departament de Biologia. Universitat de les Illes Balears. 07071 PALMA DE MALLORCA (España).

mediterránea. Esta deforestación no es más que uno de los numerosos efectos de la interacción hombre-naturaleza en esta región de tensión, intermedia entre dos zonas con comunidades más estables, la zona de bosques templado-húmedos del Norte y la de estepas y desiertos, más al Sur. Por lo que respecta a la facilidad con que se producen incendios, los bosques templado-húmedos cuentan con una disposición del combustible muy favorable pero con un clima poco propicio para los mismos, mientras que las comunidades de lugares más áridos tienen un clima muy favorable, pero poco combustible y mal distribuido. Las comunidades mediterráneas, sin tanto combustible y con un clima menos propicio para los incendios, al poseer, en cambio, clima favorable y buena distribución del combustible, resultan más susceptibles que las anteriores, tanto para la iniciación como para la propagación de incendios, hasta el punto de haber sido llamados "bioclimas de fuego" los lugares donde se asientan estas comunidades (NAVEH, 1974).

No es pues extraño que el fuego adquiriera una gran importancia histórica en la configuración de la vegetación mediterránea y que exista una gran proporción de especies adaptadas a la supervivencia tras el incendio (NAVEH, 1974; THIRGOOD, 1981; TRABAUD, 1980). A pesar de la constatación del aumento, en las últimas décadas, de la frecuencia de los incendios en comunidades arbóreas y de matorral en toda la cuenca mediterránea (TRABAUD, 1981), los estudios de los efectos sobre la flora y la vegetación de este tipo de perturbación son aún escasos. Concretamente en Baleares, sólo a partir de 1982 se están realizando estudios de este tipo (MOREY *et al.*, 1987; MOREY y TRABAUD, en prensa).

Los estudios sobre recuperación de la vegetación tras un incendio inciden sobre dos puntos fundamentales: uno teórico, referido a la influencia de este factor sobre la composición florística de las comunidades, y el otro práctico, relativo a los efectos de los incendios sobre la erosión del suelo, que dependen en gran parte de la velocidad de repoblación del espacio denudado por el fuego y, con ello, de las posibilidades erosivas de las lluvias que pueden producirse tras los incendios, así como de otros factores de erosión. Este segundo punto, cuando se aumenta la escala temporal, está relacionado con el fenómeno de la desertización, tan poco conocido a pesar de los numerosos estudios que se están llevando a cabo, a este respecto, en todo el mundo.

Por otra parte, los incendios se hallan ligados al manejo de las comunidades por el hombre, el cual en Mallorca ha sido notablemente desafortunado por lo que respecta al pastoreo, que se ha realizado tradicionalmente por incendio de la garriga, con el fin de obtener rebrotes tiernos de especies herbáceas y arbustivas. Esto supone un vivo contraste con el manejo de comunidades pascícolas realizado en pueblos de tradición ganadera, que tan bien ha analizado MONTSERRAT en tantos estudios, de los que citamos sólo algunos de los más recientes (MONTSERRAT, 1986; MONTSERRAT & FILLAT, 1984).

El presente artículo tiene por objeto contribuir al conocimiento de cómo la comunidad perturbada por el fuego va recuperando las especies presentes antes del fuego y autoestructurándose hasta llegar a una nueva situación de equilibrio.

ZONA DE TRABAJO Y METODOLOGÍA

Se han estudiado los cambios de la vegetación tras el incendio en dos comunidades de pinar de *Pinus halepensis*² con sotobosque muy desarrollado, situadas a unos 200 m de distancia una de otra en el límite de los términos municipales de Capdepera y Son Servera (Mallorca, Baleares, España), con coordenadas UTM 31SED3491, a una altitud de 130 m s.n.m. El sustrato está constituido por dolomías decarbonatadas del Keuper superior, muy cuarteadas en la comunidad que denominaremos C-1 y menos en la que llamaremos C-2. Este sustrato es uno de los más frecuentes en la zona de estudio.

² En la nomenclatura de las especies vegetales, se ha seguido en todos los casos *Flora Europaea* (TUTIN *et al.*, 1964).

El clima es, como en el resto de la isla, de tipo mediterráneo, con una temperatura anual media de 16°C (10°C en el mes más frío, enero, y 24°C en el más cálido, agosto) y una pluviosidad de 620 mm anuales. La pluviosidad máxima se presenta en otoño, con otro máximo algo más bajo en invierno (GUJARRO, 1986). El suelo es una tierra parda.

La comunidad C-1 tiene una pendiente del 25% y una gran proporción de roca aflorante, está orientada al NE y, teniendo en cuenta los restos de vegetación quemada y la vegetación de las áreas contiguas con condiciones ambientales similares, era un pinar con algún ejemplar aislado de *Quercus ilex* y un sotobosque dominado claramente por *Erica multiflora* en el estrato arbustivo y por *Ampelodesmos mauritanica* en el herbáceo. La presencia de algunas especies propias del encinar, como *Ruscus aculeatus* y *Osyris alba*, junto con otras propias de comunidades sometidas a incendios frecuentes, como el carrizo (*Ampelodesmos mauritanica*) y el palmito (*Chamaerops humilis*), hacen pensar en un antiguo encinar degradado hasta el estado actual por el aumento de la frecuencia de los incendios.

La comunidad C-2, con una pendiente del 20% y orientación SW, debió de ser muy similar a la anterior, si exceptuamos la falta de *Erica multiflora* y la abundancia de *Calicotome spinosa* (ausente en la C-1). Aunque se encuentra algún viejo ejemplar de encina, no se han hallado aquí especies indicadoras de encinar. Pensamos que se trata de una comunidad adaptada a condiciones más áridas y con mayor frecuencia de incendios (MOREY y GIL, 1983).

Se estudió también una comunidad no incendiada desde hace unos 60 años (CT-1), contigua a la C-1, que puede considerarse testigo de la vegetación antes del incendio en C-1. En cambio, debido a la gran heterogeneidad ambiental en esta zona, no ha podido encontrarse ninguna comunidad testigo de la C-2.

El incendio ocurrió a finales de diciembre de 1982; quemó las copas de los pinos, pero dejó el tronco y ramas principales de pie, así como las partes más gruesas de algunos arbustos. Se hicieron visitas periódicas con frecuencia variable.

Se ha determinado la cobertura lineal de las distintas especies mediante el método de los transectos lineales (CANFIELD, 1941; MUELLER-DOMBOIS y ELLEMBERG, 1974), determinando, por una parte, la cobertura superior, es decir, la proyección de las partes visibles desde arriba, de modo que el total nunca pueda superar el 100% de cobertura, y, por otra, la cobertura con superposición, es decir, contando la longitud de proyección de cada especie vegetal, aunque tenga otras especies superpuestas, con lo cual la cobertura puede ser superior al 100%, y tanto más superior cuanto más compleja es la vegetación con superposición entre estratos o dentro del mismo estrato.

La riqueza florística (S) se refiere en este caso sólo a las especies presentes en los transectos realizados (por supuesto, hay algunas especies poco abundantes que no han entrado en transecto).

Las otras medidas de diversidad se han calculado a partir de los valores de cobertura lineal.

La diversidad (H) de SHANNON (SHANNON y WEAVER, 1949)

$$H = - \sum p_i \log p_i, \quad p_i = CL_i / CL$$

donde CL_i = cobertura lineal de la especie i en cm

CL = cobertura lineal de todas las especies

La dominancia (λ) de SIMPSON (1949) se ha hallado mediante la expresión

$$\lambda = \sum p_i^2$$

donde p_i se calcula igual que en la fórmula anterior.

La diversidad máxima (H max) o diversidad que podría tener una muestra en el caso de que la equitabilidad fuera máxima, se ha calculado por la fórmula

$$H_{\max} = (1/CL) \log (1/CL) = \log CL$$

Finalmente, para determinar la equitabilidad (LLOYD y GHELARDI, 1964; LEGENDRE y LEGENDRE, 1979), se ha usado la expresión

$$E = H/H_{\max}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Uno de los factores interesantes para conocer el riesgo de erosión tras el incendio es el ritmo de cobertura del suelo por las plantas después del mismo. En este sentido, se ha tenido en cuenta sólo la cobertura superior, es decir, la proyección vertical de la vegetación sobre el suelo (excluyendo las especies que se encuentran por debajo de otras), con lo cual el mayor porcentaje de cobertura posible es del 100%. Los resultados se exponen en la tabla I.

Tabla I. Evolución de la cobertura lineal superior y con superposición en % tras incendio. Los números representan el porcentaje de cobertura superior y, entre paréntesis, se refleja la parte debida a leña quemada.

Comunidades	Años transcurridos desde el incendio			
	1,5	2,5	4,5	60
Cobertura superior				
CT-1				100 (1,0)
C-1	78,8 (6,3)	92,4 (18,4)	91,1 (16,0)	
C-2	88,5 (10,3)	96,5 (10,8)	96,5 (10,3)	
Cobertura con superposición				
CT-1 (sin pinos)				182,8 (5,8)
CT-1 (con pinos)				262,4 (5,8)
C-1	122,1 (9,9)	134,2 (32,3)	157,4 (31,0)	
C-2	145,8 (19,1)	168,3 (21,5)	181,3 (19,6)	

En ambas parcelas, al año y medio después del incendio, el suelo está ya casi totalmente protegido, a lo que contribuye notablemente (con valores de cobertura entre el 6 y el 10%) la leña muerta o quemada. Esta leña corresponde a la parte leñosa de mayor diámetro de los árboles y arbustos, que no fue consumida por el fuego, sino que quedó chamuscada.

Así, tras el incendio pueden verse quemados, pero aún de pie, los pinos y los arbustos más grandes (*Quercus ilex* y *Arbutus unedo*, principalmente). Esta leña quemada va cayendo poco a poco (en parte debido a la acción de insectos que comen madera), cubriendo parcialmente el suelo y la nueva vegetación; a la vez, comienza a sufrir un proceso de descomposición muy lento, puesto que la mayor parte de esta materia está constituida por lignina. De este modo, se produce una acumulación por caída y, simultáneamente, la incorporación de la materia al suelo por descomposición, procesos que regulan la cantidad de leña quemada presente y que acabarán con la descomposición total de la leña.

Las dos comunidades estudiadas se comportan de modo distinto. En la A se sigue un proceso de acumulación, mientras que, en la B, la cobertura se mantiene constante a lo largo de los años estudiados. Por otra parte, comparando las coberturas superior y con superposición, se observa que en las dos comunidades estudiadas la cobertura de leña con superposición es del orden del doble respecto a la cobertura superior, lo que refleja claramente el proceso de la vegetación que surge tras el incendio, recubriendo la leña caída. También cabe señalar que, en la comunidad testigo, la cobertura superior de leña muerta es mínima, pues representa las partes leñosas caídas más o menos recientemente por muerte natural, mientras que la cobertura con superposición es seis veces mayor, lo que parece reflejar un proceso lento de caída de restos leñosos, que van siendo rápidamente cubiertos por la vegetación.

KELLEY y KELLEY (1981) han observado una evolución de la cobertura muy parecida en los primeros cuatro años tras el incendio en el chaparral del Sur de California.

En la tabla II se exponen los resultados referentes a porcentaje de cobertura lineal de las distintas especies, riqueza florística (S), diversidad (H) de SHANNON, dominancia de SIMPSON (D), equitabilidad (E) y diversidad máxima (Hmax).

La comunidad testigo de la A (T-A) está dominada por el pino (*Pinus halepensis*) en el estrato arbóreo, por el brezo (*Erica multiflora*) en el arbustivo y por el carrizo (*Ampelodesmos mauritanica*) en el herbáceo.

Cabe destacar la alta cobertura de *Ampelodesmos mauritanica*, considerada como especie favorecida por las perturbaciones y que, en la zona del experimento, domina grandes extensiones desertizadas. El comportamiento de esta especie, que en Mallorca ha estado sometida a incendios periódicos frecuentes (provocados por los pastores al parecer desde tiempo inmemorial), con objeto de aprovechar el rebrote como pasto tierno para el ganado –MOREY *et al.*, 1987; CASTELLÓ y MAYOL, 1987–, es muy interesante, puesto que se encuentra tanto en comunidades pioneras tras el incendio (reaparece, no sólo por rebrote, hecho muy conocido, sino también, aunque en menor proporción, por semilla) como en comunidades consideradas como clímax (así, las de encinar, incluso con coberturas arbóreas muy altas).

La comparación de la comunidad C-1 con su testigo (CT-1) permite detectar algunos rasgos de la recuperación de la comunidad tras el incendio. Así, observamos que, como es lógico, al cabo de 4,5 años la diferencia más notoria consiste en la presencia en la comunidad testigo de un estrato superior formado por las copas de los pinos, ausente en la muestra incendiada. A este respecto, cabe destacar varios tipos de estrategia en cuanto a cobertura en lo que respecta a la restauración de la comunidad primitiva entre las especies vegetales:

- a) Especies que se recuperan lentamente hasta alcanzar valores máximos en la comunidad restaurada, como en el caso de *Erica multiflora*, *Pinus halepensis*, *Phillyrea latifolia*, *Rhamnus alaternus* y *Pistacia lentiscus*, así como el musgo. También parece pertenecer a esta categoría, sorprendentemente, *Ampelodesmos mauritanica*. Todas ellas pueden considerarse estrategias a largo plazo.
- b) Especies que alcanzan un gran desarrollo después del incendio, para ir disminuyendo a medida que la comunidad se restaura. Entre ellas se hallan todos los terófitos, además de *Cistus salvifolius*, *Chamaerops humilis*, *Dorycnium hirsutum*, *Phillyrea angustifolia*, *Teucrium polium* y *Brachypodium phoenicoides*. Pueden considerarse especies más propias o más desarrolladas en comunidades perturbadas.
- c) Especies con valores similares en la comunidad restaurada y en las primeras fases tras el incendio. Entre ellas, destacaremos *Arbutus unedo*, *Asparagus acutifolius*, *Lonicera implexa*, *Myrtus communis*, *Rubia peregrina*, *Ruscus aculeatus* y

Smilax aspera. Estas especies parecen estar adaptadas para la supervivencia en todas las condiciones de perturbación.

La falta de una comunidad testigo de referencia para la C-2 hace más difícil la interpretación, pero en líneas generales se confirman los resultados de la C-1.

El estudio de los distintos índices de diversidad advierte del conocido fenómeno de que la diversidad es mayor y la dominancia menor en las primeras etapas tras el incendio que en la comunidad final. Se ha atribuido este descenso de la diversidad a la instalación de terófitos en los claros dejados por la quema de las especies leñosas, lo que produce un aumento de la riqueza específica (TRABAUD y LEPART, 1980), pero aquí se observa que también el otro componente de la diversidad, la equitabilidad, es menor en la comunidad madura, reforzando el efecto de la disminución del número de especies.

Observamos, pues, que, mientras la cobertura con superposición es notablemente superior en la comunidad madura, incluso sin considerar el estrato arbóreo formado por los pinos (lo que indica un aumento de autoorganización y complejidad estructural de la comunidad), la diversidad es inferior, por lo cual queda de manifiesto, una vez más, la validez de la diversidad de Shannon como estimación de la madurez de las comunidades.

BIBLIOGRAFÍA

- CANFIELD, R. (1941). Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. Forestry*, 39: 388-394.
- CASTELLÓ, M. y MAYOL, J. (1987). La explotación arcaica del carriz *Ampelodesma mauritanica* (Poiret) Durd. et Schintz en Mallorca. *Ponencias y comunicaciones de la XXVII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Mahón-Palma, 4-8 mayo 1987.*
- GUIJARRO, J.A. (1986). *Contribución a la climatología de Baleares*. Tesis Doctoral. Universitat de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- KELLEY, J.E. y KELLEY, S.C. (1981). Post-fire regeneration of Southern California chaparral. *Amer. J. Bot.*, 68: 524-530.
- LEGENDRE, L. y LEGENDRE, P. (1979). *Écologie Numérique*. Masson, Paris.
- LLOYD, M. y GHELARDI, R.J. (1964). A table for calculating the equitability component of species diversity. *J. Anim. Ecol.*, 33: 217-225.
- MONTSERRAT, P. (1986). Los céspedes naturales, un modelo de gestión ecológica. *Jornadas sobre bases ecológicas per a la gestió ambiental*. Diputació de Barcelona. Barcelona.
- MONTSERRAT, P. y FILLAT, F. (1984). Los sistemas ganaderos de montaña como reserva de organización eficaz para el futuro. *Pastos*, 14: 143-148.
- MOREY, M. (1986). Els incendis forestals a Mallorca. *Palau Reial*, 1, 5: 33-38.
- MOREY, M.; GARCÍA PLE, C. y GUIJARRO, J.A. (1987). Producción de biomasa tras incendio y pastabilidad en la garriga mallorquina. *Ponencias y Comunicaciones de la XXVII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Mahón-Palma, 4-8 mayo 1987.*

- MOREY, M. y GIL, A. (1983). Comunitats de garriga de la Serra de Llevant de Mallorca. Característiques ecològiques de les espècies més representatives. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 27: 39-64.
- MOREY, M. y TRABAUD, L. (en prensa). Primeros resultados sobre la dinámica de la vegetación tras incendio en Mallorca. *Studia Oecologica*, 5.
- MUELLER-DOMBOIS, D. y ELLEMBERG, H. (1974). *Aims and methods of Vegetation Ecology*. John Wiley. New York.
- NAVEH, Z. (1974). Effects of Fire in the Mediterranean Region. En: KOZLOWSKI, T.T. Y AHLGREN, C.E. (eds.). *Fire and Ecosystems*. Academic Press. New York.
- SHANNON, C.E. y WEAVER, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. Urbana. USA.
- SIMPSON, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature. Lond.*, 163: 688.
- THIRGOOD, J.V. (1981). *Man and the Mediterranean Forest*. Academic Press, London.
- TRABAUD, L. (1980). *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse d'État. Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier.
- TRABAUD, L. (1981). Man and Fire: Impact on Mediterranean Vegetation. En: DI CASTRI, F.; GOODAL, D.W. y SPECHT, R.L. *Mediterranean-Type Shrubland*. Elsevier Sci. Pub. Amsterdam.
- TRABAUD, L. y LEPART, J. (1980). Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43: 49-59.
- TUTIN, T.G. et al. (1964). *Flora Europaea*. Cambridge Univ. Press.

Tabla II. Evolución de la cobertura lineal de las distintas especies y de los índices de diversidad tras incendio.

Especies	Comunidades						
	CT-1	C-1			C-2		
	Años transcurridos desde el incendio						
	60	1,5	2,5	4,5	1,5	2,5	4,5
<i>Ampelodesmos mauritanica</i>	62,0	25,3	27,7	30,8	33,8	55,6	53,7
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Arbutus unedo</i>	6,4	5,1	8,4	07,8	0,0	0,0	0,0
<i>Arisarum vulgare</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Asparagus albus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Asparagus acutifolius</i>	2,4	2,6	5,0	3,6	4,5	2,0	0,0
<i>Asphodelus aestivus</i>	0,0	2,4	1,1	0,7	1,8	0,9	0,9
<i>Avena fatua</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	0,4	9,2	8,2	19,9	18,4	34,3	34,1
<i>Calicotome spinosa</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	19,4	16,0
<i>Chamaerops humilis</i>	0,0	1,7	1,0	4,5	4,1	2,6	2,0
<i>Chlora perfoliata</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	1,2	0,0	0,0
<i>Cistus monspeliensis</i>	0,0	1,1	0,0	0,7	4,3	0,6	12,4
<i>Cistus salvifolius</i>	1,4	16,5	23,4	26,7	0,0	0,0	0,0
<i>Convolvulus althaeoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
<i>Convolvulus lineatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Conyza bonariensis</i>	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Daucus carota</i>	0,0	1,2	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0
<i>Dittrichia viscosa</i>	0,0	2,4	2,1	0,0	8,2	0,6	0,1
<i>Dorycnium hirsutum</i>	0,0	1,3	1,2	2,1	4,2	3,3	1,8
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	0,0	1,8	2,6	1,1	3,5	4,3	0,0
<i>Erica multiflora</i>	49,5	3,3	8,0	9,4	0,0	0,0	0,0
<i>Galactites sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>Galium sp.</i>	0,3	0,0	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0
<i>Geranium robertianum</i>	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Gradiolus sp.</i>	0,1	1,9	0,4	0,0	1,9	0,3	0,0
<i>Gramínea verde-azul</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	verlo		
<i>Hyosciamus albus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
<i>Lonicera implexa</i>	1,6	3,5	2,8	1,3	0,3	0,0	0,0
Musgo	5,3	0,7	0,1	1,1	0,0	0,0	0,3
<i>Myrtus communis</i>	0,4	0,0	0,0	1,0	1,1	0,0	0,0
<i>Olea europaea</i>	0,0	0,6	0,2	1,0	0,0	7,8	7,1
<i>Ononis minutissima</i>	0,0	0,3	0,4	0,0	1,9	1,0	0,0
<i>Ononis reclinata</i>	0,0	2,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
<i>Oryzopsis miliacea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0
<i>Osyris alba</i>	0,0	0,5	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
<i>Phagnalon saxatile</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
<i>Phillyrea angustifolia</i>	16,1	20,3	30,8	31,4	1,8	2,5	10,0
<i>Phillyrea latifolia</i>	9,8	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pinus halepensis</i>	79,6	0,2	1,0	2,2	0,0	0,3	1,6
<i>Pistacia lentiscus</i>	18,2	0,8	1,9	3,7	21,6	25,0	22,0
<i>Poligala rupestris</i>	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Quercus ilex</i>	0,0	0,2	2,9	2,2	0,9	1,0	4,5
<i>Rhanus alaternus</i>	3,0	0,0	1,2	0,6	0,0	0,0	0,0
<i>Rubia peregrina</i>	3,8	8,2	0,0	2,1	8,1	0,9	5,5
<i>R. peregrina angustifolia</i>	0,0	0,0	0,7	1,3	0,0	4,0	0,1
<i>Rubus ulmifolius</i>	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
<i>Ruscus aculeatus</i>	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ruta angustifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,5	0,3
<i>Scorpiurus muricatus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0
<i>Smilax aspera</i>	0,3	0,0	2,0	1,5	3,4	0,3	8,9
<i>Sonchus sp.</i>	0,0	2,2	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0
<i>Teucrium chamaedris</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,0	0,0
<i>Teucrium pollium</i>	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Trifolium campestre</i>	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Vicia sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Número de especies	19	32	26	25	37	23	18
Diversidad Shannon (H)	2,82	3,88	3,39	3,43	3,87	2,95	3,00
Dominancia Simpson (λ)	0,19	0,11	0,14	0,13	0,12	0,19	0,17
Equitabilidad	0,65	0,78	0,72	0,74	0,74	0,65	0,72
Diversidad máxima (Hmax)	4,32	5,00	4,70	4,64	5,21	4,52	4,17