

Botanica Complutensis  
2001, 25, 103-113

ISSN: 0214-4565

## *Diversidad líquénica asociada a fenómenos post-incendio en los alcornoques valenciano-castellonenses*

Simón FOS, Ángeles CALATAYUD & Eva BARRENO

Departament de Biologia Vegetal. Facultat de Ciències Biològiques. Universitat de València.  
Dr. Moliner, 50. E-46100 Burjassot (Valencia. España)

### Resumen

FOS, S., CALATAYUD, A. & BARRENO, E. 2001. Diversidad líquénica asociada a fenómenos post-incendio en los alcornoques valenciano-castellonenses. *Bot. Complutensis* 25: 103-113.

Se estudia la colonización post-incendio de las cortezas quemadas de los alcornoques (*Quercus suber* L.), por líquenes epífitos, en los diferentes núcleos del alcornoque valenciano-castellonense (*Asplenio onopteridis-Quercus suberis sigmetum*). Estos bosques, afectados por incendios diferentes, se localizan en las Sierras de Espadán y Calderona y en el Desierto de las Palmas y difieren en sus condiciones bioclimáticas, en la estructura del bosque y, consecuentemente, en la composición florística de las comunidades previas a los incendios. El objetivo de este trabajo es conocer el estado de la recolonización e identificar que factores podrían estar implicados en el proceso. La riqueza específica y la cobertura de las comunidades epífitas muestra asimetrías importantes entre áreas. Estas diferencias se relacionan con la proximidad de zonas inalteradas, que deben actuar como inóculo, y con las características bioclimáticas de cada territorio. En total, se han identificado 40 especies líquénicas: 18 crustáceas (45%), 18 foliáceas (45%) y 4 fruticulosas (10%). La sucesión secundaria está dominada por especies de amplia tolerancia ecológica que poseen estructuras de multiplicación vegetativa. *Hyperphyscia adglutinata*, *Physcia adscendens*, *Ph. tenella* y *Scoliosporum chlorococcum* son las que aparecen más tempranamente y las más ampliamente representadas; otras, como *Evernia prunastri*, *P. tiliacea*, *P. soredians*, *P. subrudecta*, *Ramalina farinacea*, etc., aparecen con mayor frecuencia y desarrollo en los alcornoques que sufrieron un incendio menos intenso y con ombroclima subhúmedo.

**Palabras clave:** Líquenes, Epífitos, Colonización post-incendio, Alcornoques valenciano-castellonenses.

### Abstract

FOS, S., CALATAYUD, A. & BARRENO, E. 2001. Lichen diversity associated with post-fire colonization in the Valenciano-castellonense cork-oak forests. *Bot. Complutensis* 25: 103-113.

The post-fire colonization of the burned barks of cork-oaks (*Quercus suber* L.) by epiphytic lichens affected by fire episodes has been studied in different areas of the Valenciano-castellonense cork-oak forests (*Asplenio onopteridis-Quercus suberis sigmetum*). These forests, which have been affected by fires of different intensity, are located in Espadán and Calderona mountains and in the Desierto de Las Palmas and differ with respect to their bioclimate and forest structure. These facts result in a different floristic composition of the epiphytic communities prior to the occurrence of fires. The aim of this paper is to determine the recolonization state and to identify the factors involved in the process. Specific richness and coverage of the epiphytic communities show differences between areas. These differences are related with the proximity to undisturbed areas and with its bioclimatic characteristics. 40 species have been identified: 18 crustose (45%), foliose (45%) and 4 fruticose lichens (10%). Secondary succession is dominated by species with wide ecological tolerance with soredia or isidia. *Hyperphyscia adglutinata*, *Physcia adscendens*, *Ph. tenella* and *Scoliciosporum chlorococum* show the greatest colonization success; others, such as *Evernia prunastri*, *P. tiliacea*, *P. soredians*, *P. subrudecta*, *Ramalina farinacea*, etc., show higher frequency and thallus development in forests which were affected by less intense fires and with subhumid ombroclimate.

**Key words:** Lichens, Epiphytics, Post-fire colonization, valenciano-castellonenses cork-oak forests.

## INTRODUCCIÓN

El fuego es un importante factor ecológico en todos los territorios de clima mediterráneo. Sus efectos sobre los ecosistemas son complejos debido a la heterogeneidad de factores que intervienen y a la variabilidad de la respuesta. El comportamiento de los ecosistemas afectados por incendios varía en función del tipo de fuego y la época en que se produce, de la capacidad de regeneración, así como del estado de la vegetación en el momento de la agresión. Las investigaciones relacionadas con los fenómenos de regeneración post-incendio son cuantiosas, pero en la mayoría de los casos, están referidos únicamente a las plantas vasculares, sin considerar al resto de vegetales integrantes de los ecosistemas.

El conocimiento actual sobre el impacto del fuego y la regeneración de las comunidades de criptógamas es bastante limitado. Igualmente, los estudios sobre el comportamiento de las comunidades líquénicas epífitas respecto a este factor también son muy escasos. La mayoría de trabajos previos están referidos a bosques tropicales (Wolseley, 1997; Wolseley & Aguirre-Hudson, 1997; Mistry, 1998), a bosques boreales (Kuusinen, 1996; Schimmel & Granstrom, 1997) o del continente americano (Romagni & Gries, 1997). En la cuenca mediterránea, la disponibilidad bibliográfica es todavía más reducida: sólo los trabajos de Garty (1990; 1992; 1995) sobre recolonización de las rocas calizas y el de Longán *et al.* (1999) sobre epífitos de diferentes forófitos del Parque Natural de Sant Llorenç de Munt y Sierra de l'Obac (NNW de Barcelona), están orientados en este sentido.

Los alcornocales valenciano-castellonenses (*Asplenio onopteridis-Quercetum suberis* Costa, Peris & Figuerola 1975) se localizan en las Sierras de Espadán y Cal-

derona y en el Desierto de las Palmas. Estos territorios difieren en sus condiciones bioclimáticas (Tablas 1 y 2), así como en la densidad y estructura del bosque (Costa *et al.*, 1975; Costa, 1999; Fos, 1998). En julio y agosto de 1992, respectivamente, Espadán y Calderona fueron afectadas por sendos incendios forestales; las Agulles de Santa Águeda (Desierto de Las Palmas) fueron arrasadas en 1985 (el Desierto de Las Palmas sufrió un nuevo incendio en diciembre de 1992, pero no afectó al enclave seleccionado en este estudio). Las diferencias en factores ecológicos que inciden de forma directa sobre las criptógamas epífitas, provocan asimetrías importantes en la composición florística y en la fisonomía de las comunidades previas a los incendios (Fos, 1998). Esta heterogeneidad ecológica, unida a la que se deriva de la intensidad del fuego y del tiempo transcurrido desde la agresión, permite plantear estudios comparados para determinar la capacidad de recolonización de las especies bajo diferentes condiciones ecológicas.

El objetivo de este trabajo es identificar las especies líquénicas que se desarrollan sobre la corteza quemada de los alcornoques (*Quercus suber* L.) en los diferentes núcleos del alcornocal valenciano-castellonense. Al mismo tiempo, se consideran las variables climáticas y bioclimáticas y las características del arbolado, para tratar de identificar los factores que pueden estar interviniendo en los procesos de recolonización.

Tabla 1

Datos climáticos, índices bioclimáticos y tipificación termo y ombroclimática de las estaciones meteorológicas próximas al área de estudio. Alt = Altitud; Na = Número de años de observación; T = Temperatura media anual; M = Temperatura media de las máximas del mes más frío; m = Temperatura media de las mínimas del mes más frío; It = Índice de termicidad de Rivas-Martínez; P = Precipitación media anual; Pv = Precipitación estival (junio+julio+agosto); Imv = Índice de mediterraneidad estival; Ic = Índice de continentalidad de Rivas-Martínez

Estación	Alt	Na	T	M	m	It	P	Pv	Imv	Ic	Tipo Bioclimático
Vilafamés (CS)	295	10	15.3	13.9	3.0	322	540	77	3.8	41.0	Meso inferior seco superior
Eslida (CS)	370	17	16.2	10.1	4.7	310	637	82	4.7	38.2	Meso inferior subhúmedo inferior
Vall d'Uixo (CS)	170	17	16.4	14.7	4.6	357	503	57	7.0	36.2	Termo superior seco superior
Segorbe (CS)	364	30	15.8	13.8	5.0	343	485	77	5.1	38.5	Meso inferior seco superior
Sagunt (V)	3	8	16.3	15.6	3.9	358	471	65	5.1	36.5	Termo. superior seco superior
Serra (V)	330	23	—	—	—	—	553	61	—	—	Seco superior

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio abarca toda el área de distribución de los alcornoques valenciano-castellonenses. En estos territorios, se seleccionaron una serie de puntos de muestreo (Fig. 1), procurando abarcar toda la heterogeneidad ecológica existente. La localización geográfica de las localidades, su caracterización bioclimática y las características del incendio que sufrieron se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2**  
**Localidades estudiadas en los alcornocales valenciano-castellonenses. Localización geográfica, tipificación bioclimática y fecha y características del incendio**

SIERRA CALDERONA (Incendio: agosto 1992).

PEÑAS ALTAS. Castellón. Segorbe. Sierra Calderona. Peñas Altas. UTM: 30SYK1600. 660 m. Termomediterráneo superior seco superior. Fuego de superficie y de copas que afectó muy severamente a la mayor parte de la sierra e, igualmente, al enclave seleccionado para el estudio.

SIERRA DE ESPADÁN (Incendio: julio 1992).

BARRANCO DE AJUEZ. Castellón. Chóvar. Sierra de Espadán. Bco. de Ajuez. UTM: 30SYK3015. 480 m. Termomediterráneo superior subhúmedo inferior. Fuego de superficie que afectó de forma desigual al arbolado del barranco (muchos árboles quemados en la base presentan coberturas líquénicas elevadas en la ramas superiores).

PUERTO DE ESLIDA. Castellón. Eslida. Sierra de Espadán. Puerto de Eslida. UTM: 30SYK2916. 660 m. Mesomediterráneo inferior subhúmedo inferior. Fuego de superficie y de copas que arrasó toda la ladera del barranco.

DESIERTO DE LAS PALMAS (Incendio: agosto 1985)

AGULLES DE SANTA ÀGUEDA. Castellón. Cabanes. Desierto de Las Palmas. Agullas de Santa Àgueda. UTM: 31TBE4940. 400 m. Termomediterráneo superior seco superior. Fuego de superficie y de copas que afectó severamente al enclave de muestreo y a toda el área circundante.

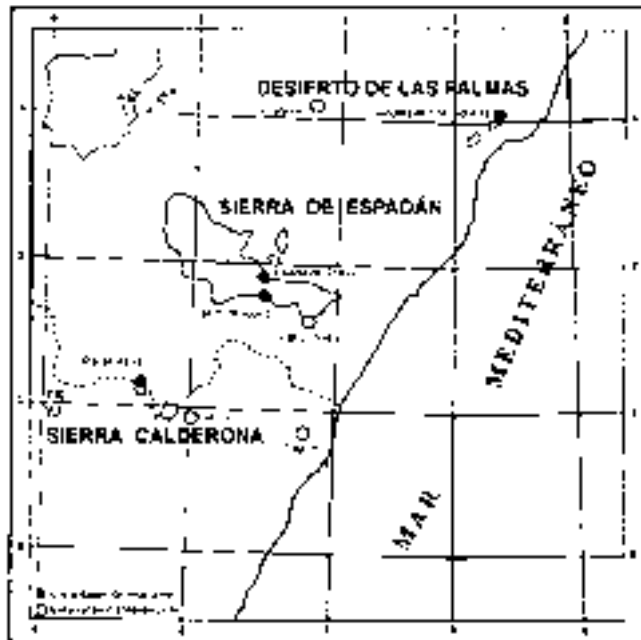


Figura 1.—Mapa del área de estudio, con la situación de las localidades muestreadas (puntos negros, ver Tabla 2) y de las estaciones meteorológicas (puntos blancos, ver Tabla 1). Cuadrícula UTM de 20 km de lado.

En cada punto de muestreo, se seleccionaron 5-10 árboles para la elaboración de los inventarios florísticos. Las asimetrías en el número de árboles entre localidades responden a diferencias en el estado evolutivo de las comunidades: la ausencia de suficientes pies con una cobertura liquénica mínima, no permitieron uniformizar el tamaño muestral entre todas las localidades. La recolonización del corcho quemado parece verse retrasada en el tiempo como consecuencia de su inestabilidad superficial, que dificulta el establecimiento permanente de propágulos vegetativos y esporas. Es necesario que transcurra el tiempo suficiente para que los troncos se «laven» y se elimine el hollín superficial que cubre el bornizo quemado. De hecho, muchos de los árboles sin colonización liquénica todavía conservaban una capa caediza que tiznaba con un ligero contacto.

Para cada árbol, se valoraron una serie de parámetros que podrían afectar a la colonización epífita (Tabla 3): altura del árbol, CAP (Circunferencia a 1.30 m), altura de la ramificación principal (horquilla), densidad de la copa (según los criterios propuestos por Comisión Europea para las especies mediterráneas; Ferretti, 1994), posición topográfica del árbol en el territorio y su situación en el estrato arbóreo (según la propuesta de Barreno *et al.*, 1996).

En cada árbol, se identificaron todas las especies liquénicas entre 50 y 200 cm, también se tuvo en cuenta la presencia de otros organismos epífitos como algas y briófitos. Para las especies foliáceas de los géneros *Parmelia*, *Physconia* y *Xanthoria*, se midió el diámetro máximo de los talos con la intención de comparar las tasas de crecimiento entre localidades; sin embargo, estas medidas sólo fueron posibles en el Barranco de Ajuez. En las restantes localidades, los talos de especies de estos géneros resultaron muy escasos y su tamaño raramente superaba el 1.0-1.5 cm de diámetro, imposibilitando el planteamiento de estudios de comparación entre distintas áreas.

Se han aplicado análisis estadísticos para poner de manifiesto las posibles correlaciones entre los resultados florísticos, las características del arbolado y los parámetros climáticos y bioclimáticos. Los inventarios de presencia-ausencia obtenidos para cada árbol han sido sometidos a análisis multivariante mediante técnicas de ordenación (Análisis de Componentes Principales, ACP) para obtener el valor de su proyección sobre los ejes. Para comprobar la existencia de correlaciones, estos valores fueron representados frente a las variables mencionadas y relacionados mediante técnicas de regresión lineal, considerando el coeficiente de correlación de Pearson ( $r^2$ ) como indicador del grado de significación. Para todos los cálculos se ha utilizado el programa SPSS 8.0.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Transcurridos 7 años desde el último incendio en Espadán y Calderona y 14 desde el que afectó a les Agulles de Santa Águeda (Desierto de Las Palmas), se ha podido identificar un total de 40 especies liquénicas: 18 crustáceas (45%), 18 foliáceas (45%) y 4 fruticulosas (10%), sobre la corteza quemada del alcornoque. La

**Tabla 3**  
**Características del arbolado y resultados florísticos. (1) Situación del árbol en la ladera: LM = Ladera media; LB = Ladera baja. (2) Posición del árbol en el estrato arbóreo: D = Dominante; CD = Codominante; A = Aislado**

	Barranco de Ajuez (Espadán)										Pto. Esilda (Espadán)					Peñas Altas (Calderona)					Agulles (Desert)					Características medias el arbolado			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5				
Altura (m)	8	7	6	8	10	8	7	4	4	4	8,5	8,5	10	7	5	4	4	4	6	5	12	9	7	10	8	6.60	7.80	4.60	9.20
CAP (cm)	65	69	60	70	90	60	67	45	73	57	155	115	120	78	54	60	60	40	72	70	130	130	75	90	75	65.60	104.40	60.40	100.00
Altura Horquilla (m)	3.0	1.7	3.0	2.5	3.0	1.7	1.9	1.6	1.6	1.9	1.3	2.0	1.8	2.0	2.0	2.5	2.5	—	2.0	2.0	1.2	1.8	2.0	5.0	3.5	2.19	1.82	1.80	2.70
Densidad de la copa (%)	35	20	60	50	60	40	40	40	40	30	50	50	40	30	40	30	30	40	20	30	60	50	50	30	50	41.50	42.00	30.00	48.00
Situación (1)	LM	LM	LB	LM	LM	LB	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LM	LB	LM	LM	LM	LM				
Posición (2)	D	CD	CD	CD	A	CD	A	A	A	A	D	D	D	D	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A				
Inclinación (respecto a la vertical)	0	10	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.00	9.00	0.00	0.00
Cobertura líquénica (%)	20	1	10	1	1	50	1	25	10	10	10	1	1	1	10	1	1	1	1	1	5	1	1	5	10	12.90	4.60	1.00	4.40
<b>Crustáceos</b>																					<b>Frec. Ajuez</b>	<b>Frec. Esilda</b>	<b>Frec. Calde</b>	<b>Frec. Desert</b>					
<i>Amandinea punctata</i>	1										1	1	1									1	0.10	0.60	0.20				
<i>Arthonia granosa</i>											1																		
<i>Arthonia punctiformis</i>																1	1												
<i>Caloplaca cerinella</i>																													
<i>Caloplaca flavorubescens</i>																1													
<i>Caloplaca holocarpa</i>																1	1												
<i>Caloplaca lucifuga</i>																					0.10								
<i>Caloplaca obscuraella</i>	1															1	1	1	1	1	0.30	0.20							
<i>Caloplaca pollinii</i>											1										0.10	0.20							
<i>Catillaria nigroclavata</i>											1	1	1	1	1	0.10	0.60												
<i>Lecanora pulicaris</i>											1	1	1	1	1	0.10	0.60												
<i>Lecanora strobilina</i>	1	1	1						1	1					1	1	1	1	1	0.50				1.00					
<i>Lecanora symmicta</i>																1													
<i>Micarea prasina</i>																1	1	1	1	1									
<i>Rinodina pyrina</i>											1	1									0.40								
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	1										1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.30	0.80	1.00	0.80					
<i>Scoliciosporum aff. sarothami</i>	1	1				1	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.50	1.00	1.00	0.60					
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>											1																		

<b>Foliáceos</b>																																			
<i>Candelaria concolor</i>	1		1					1			1								0.50		0.20														
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1.00	0.60	1.00													
<i>Parmelia caperata</i>																			0.30																
<i>Parmelia chinense</i>																			0.10			0.20													
<i>Parmelia exasperatula</i>					1		1												0.20																
<i>Parmelia soledians</i>	1	1	1	1	1	1				1									0.90	0.20	0.20														
<i>Parmelia subaurifera</i>											1								0.30	0.20		0.40													
<i>Parmelia subrudecta</i>	1				1	1	1	1	1	1	1								0.80	0.20															
<i>Parmelia sulcata</i>																						0.20													
<i>Parmelia tiliacea</i>	1	1	1			1	1	1	1	1									0.80																
<i>Phaeophyscia hirsuta</i>						1					1								0.40																
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>																			0.20																
<i>Physcia adscendens</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1.00	1.00	1.00													
<i>Physcia dubia</i>																			0.20			0.60													
<i>Physcia tenella</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.90	1.00	1.00	1.00													
<i>Physconia enteroxantha</i>																			0.30																
<i>Physconia grisea</i>					1														0.20	0.20															
<i>Xanthoria parietina</i>						1					1								0.10	0.60															
<b>Fruticulosos</b>																																			
<i>Evernia prunastri</i>																				0.10			0.20												
<i>Pseudevernia furfuracea</i>																			0.10																
<i>Ramalina farinacea</i>	1																		0.40			0.40													
<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>																																			
	1										1								0.50	0.60															
<b>Número de especies/ árbol</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>13</b>	<b>6</b>	<b>17</b>	<b>20</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>5</b>	<b>13</b>	<b>7</b>	<b>15</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>12</b>										
<b>Total Especies líquénicas</b>	<b>40</b>																					<b>0.32</b>	<b>0.31</b>	<b>0.14</b>	<b>0.26</b>										
<b>Riqueza específica/ localidad</b>												<b>30</b>					<b>23</b>					<b>7</b>					<b>17</b>					<b>0.38</b>	<b>0.48</b>	<b>0.71</b>	<b>0.54</b>

mayor riqueza específica ha sido encontrada en el Barranco de Ajuez (Sierra de Espadán), con un total 30 especies; a continuación, se sitúa la otra localidad espadánica (Puerto de Eslida) con 23 especies y les Agulles de Santa Águeda (Desierto de Las Palmas), con 17. Finalmente, la localidad más pobre ha resultado ser Peñas Altas (Sierra Calderona) con sólo 7 especies (Tabla 3). En conjunto, las especies coinciden en su carácter eurisustrático y pionero, así como en sus preferencias xerófilas y nitrófilas, es decir, todas se identifican con una amplia tolerancia ecológica.

A pesar de estas notables diferencias cuantitativas, siempre son *Hyperphyscia adglutinata*, *Physcia adscendens* y *Ph. tenella* las especies más comunes y con mayor cobertura en las comunidades. Éstas, junto con *Scoliciosporum chlorococcum* y *Scoliciosporum* aff. *sarothamni*, son las primeras en aparecer sobre las superficies carbonizadas. En los árboles con menor riqueza específica, este conjunto de especies muestra una elevada constancia. En les Agulles de Sta. Águeda, la presencia de *Scoliciosporum* aff. *sarothamni* está menos generalizada; por el contrario, los talos sorediados de *Micarea prasina* aparecen en todos los árboles con una cobertura importante. Esta especie, desconocida hasta el momento en los alcornocales ibéricos, también ha sido encontrada con apotecios. En el Barranco de Ajuez, donde las comunidades muestran un estadio más avanzado de la sucesión, que reconocemos por la mayor dimensión y cobertura de los talos líquénicos, se observa un notable incremento de la diversificación de las especies foliáceas, especialmente las del género *Parmelia*, y fruticulosas.

En cuanto a la capacidad de dispersión, dominan las especies provistas de estructuras de multiplicación vegetativa: un total de 27 especies (67.5%). Entre las foliáceas y fruticulosas, *Xanthoria parietina* y *Teloschistes chrysophthalmus* son las únicas especies que sólo presentan mecanismos de reproducción sexual. El tamaño y la morfología de los talos permite descartar los procesos de fragmentación como origen de los individuos inventariados.

El biotipo crustáceo se encuentra tan diversificado como el foliáceo, aunque en la mayoría de los casos, los talos deben haber sobrevivido refugiados en microtopografías muy resguardadas, en los árboles del perímetro del área quemada. Sin embargo y en relación con este grupo, deben mencionarse algunas cuestiones interesantes. Por un lado, destaca la frecuencia de dos especies muy poco representadas en los alcornocales valenciano-castellonenses no alterados por el fuego: *Caloplaca cerinella* y *Rinodina pyrina*. En los árboles periféricos, aparecen numerosos talos de estas especies, especialmente en posiciones protegidas, donde deben haber sido capaces de sobrevivir, pero se repite el comportamiento observado en el alcornocal de Haza del Lino (Sierra de la Contraviesa, Granada) (FOS, 1998). Por otro lado, en posiciones expuestas aparecen pequeños talos de *Arthonia granosa* y *A. punctiformis*, muy visibles por la formación de halos blanquecinos que contrastan con el negro del sustrato. En todos los individuos, se han observado células de *Trentepohlia*, pero siempre muy escasas. Las características que ofrece el sustrato carbonizado en las primeras etapas de la sucesión dificultan la instalación de los crustáceos; sin embargo, estas especies de *Arthonia* se comportan realmente como primicolonizadoras.



Los análisis estadísticos realizados para comprobar las relaciones entre la flora líquénica y las características del arbolado no han permitido poner de manifiesto ninguna correlación significativa. Las diferencias observadas parecen estar más relacionadas con la existencia de áreas inalteradas próximas que actúan como inóculo. La mayor diversidad corresponde al Bco. de Ajuez, que sufrió un incendio de superficie que afectó de forma menos severa y más irregular a las copas. Las características del incendio han posibilitado la conservación de árboles que mantienen coberturas muy elevadas en las ramas altas. Además, el límite del incendio se sitúa a unos 600-700 metros de los primeros árboles inventariados (árboles 9 y 10) que son los que muestran una mayor riqueza específica. Otro factor que parece intervenir significativamente, es la inclinación del tronco: los árboles inclinados muestran mayor diversidad y cobertura que los verticales, resultando proporcional al grado de inclinación. En general, la diversidad y cobertura de las comunidades epífitas es mayor en la microtopografías que favorecen una retención más prolongada de la humedad, en la porción inferior del tronco y en las grietas e irregularidades por las que circula el agua después de la lluvia (*raining-traks*).

Tampoco los parámetros climáticos y bioclimáticos (Tabla 1) han mostrado correlaciones significativas con la flora líquénica, aunque las drásticas asimetrías entre Espadán y Calderona, sólo pueden ser explicadas por las diferencias ombroclimáticas entre ambas Sierras: subhúmedo en la primera y seco en la segunda. Por otro lado, sorprende la pobreza de la flora (17 especies) y la escasa cobertura (4.4%) observada en las Agulles de Sta. Àgueda, donde ha transcurrido el doble de tiempo desde el incendio.

La existencia de estudios en localidades no dañadas por el último fuego (Fos, 1998) permite comparar esta riqueza florística con la riqueza media de los alcornoques valenciano-castellonenses: 50.3 especies/localidad (media de 10 estaciones de muestreo). Este valor incluye especies saxícolas silicícolas y terrícolas que aparecen con frecuencia en las porciones basales del tronco, y especies estenoicas que aparecen confinadas en microhábitats muy específicos. Considerando estas matizaciones, se puede afirmar que la reinstalación de un conjunto significativo de especies se produce de forma bastante rápida, dándose las condiciones adecuadas para que las comunidades recuperen su diversidad y cobertura en un plazo relativamente corto. Esta afirmación resulta especialmente válida cuando las fuentes que deben actuar como inóculo se encuentra relativamente próximas; sin embargo, el comportamiento observado en las Agulles de Santa Àgueda parece opuesto a esta afirmación.

Comparando estos resultados con los obtenidos por Longán *et al.* (1999) en el P.N. de Sant Llorenç del Munt y Serra de l'Obac (NNW de Barcelona), el único estudio realizado en el área mediterránea, se puede afirmar que el conjunto de especies epífitas en un área afectada por un incendio forestal es bastante superior en los alcornoques valenciano-castellonenses (24 especies frente a 40); además, las comunidades que se instalan sobre los troncos quemados muestran una diversificación muy superior (8 especies frente a 40). La mayor extensión y la intensidad del incendio que aleja los posibles inóculos y las diferencias en la arquitectura de la copa

entre las especies consideradas, podrían ser valoradas como causas de esta notable disparidad de resultados, pero sería necesario un análisis más detallado de las condiciones y de las características de los sustratos para pronunciarnos al respecto.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren expresar su agradecimiento a los técnicos de la Conselleria de Medi Ambient (Generalitat Valenciana), Patricia Pérez-Rovira, Carlos Fabregat y Vicente Deltoro, por toda su ayuda y colaboración en el trabajo de campo. Igualmente, queremos agradecer a Francisco Pérez Fandos (Servicios Territoriales de Castellón, Conselleria de Medi Ambient) toda su información sobre los incendios forestales acontecidos en estas áreas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARRENO, E., FOS, S., SANTOS, A., PÉREZ-ROVIRA, P., VIVES, C., CEBRIÁN, E. & TORMO, J. C. (1996). *Caracterización y tipificación de daños en vegetales para el establecimiento de una red biológica de calidad ambiental en los pinares de Tenerife (Islas Canarias)*. Jardí Botànic de València. Universitat de València.
- COSTA, M. (1999). *La vegetación y el paisaje en las tierras levantinas*. Ed. Rueda. Madrid.
- COSTA, M., PERIS, J. B., FIGUEROLA, R. & STÜBING, G. (1975). Los alcornoques valencianos. *Doc. Phytosociol.*, 9: 301-318.
- FERRETTI, M. (Ed.) (1994). *Mediterranean Forest Trees. A Guide for Crown Assessment*. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forest. ICP-Forest, UN/ECE. Bruselas.
- FOS, S. (1998). Líquenes epífitos de los alcornoques ibéricos. Correlaciones bioclimáticas, anatómicas y densimétricas con el corcho de reproducción. *Guineana*, 4: 1-507.
- GARTY, J. (1990). Re-establishment of lichens on chalk rock after forest fire. In J. G. Goldammer & M. J. Jenkins (Eds.), *Fire in Ecosystem Dynamics: 77-84*. SPB Academic Publishing. The Hague.
- GARTY, J. (1992). The post-fire recovery of rock-inhabiting algae, microfungi, and lichens. *Can. J. Bot.*, 70 (2): 301-312.
- GARTY, J. (1995). Establishment of pioneer lithobiontic cyanobacteria, algae, microfungi, and lichens subsequent to a severe forest fire in Israel. In F. J. A. DANIELS, M. SCHULZ & J. PEINE (Eds.), *Contributions to lichenology in Honour of Gerhard Follmann: 111-121*. University of Cologne. Cologne.
- KUUSINEN, M. (1996). Importance of spruce swamp-forests for epiphyte diversity and flora on *Picea abies* in southern and middle boreal Finland. *Ecography*, 19: 41-51.
- LONGÁN, A., GAYA, E. & GÓMEZ-BOLEA A. (1999). Post-fire colonization of a Mediterranean forest stand by epiphytic lichens. *Lichenologist*, 31 (3): 389-395.
- MISTRY, J. (1998). Corticolous lichens as potential bioindicators of fire history: a study in the cerrado of the Distrito Federal, central Brazil. *Journal of Biogeography*, 25: 409-441.
- ROMAGNI, J. & GRIES, C. (1997). Assessment of fire damage to epiphytic lichens in southeastern Arizona. *Bryologist*, 100 (1): 102-108.

- SCHIMMEL, J. & GRANSTROM, A. (1997). Fuel succession and fire behavior in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1207-1216.
- WOLSELEY, P. A. (1997). Response of epiphytic lichens to fire in tropical forests of Thailand. In R. TÜRK & R. ZORER (Eds.) Progress and Problems in Lichenology in the nineties. *Bibl. Lichenol.*: 165-176.
- WOLSELEY, P. A. & AGUIRRE-HUDSON, B. (1997). Fire in tropical dry forests: corticolous lichens as indicators of recent ecological changes in Thailand. *Journal of Biogeography*, 24: 345-362.

*Original recibido: 18 de Diciembre de 2000*

*Versión final recibida: 20 de Julio de 2001*