

JORGE DE LAS HERAS IBÁÑEZ

**SUCESIÓN DE LA VEGETACIÓN
BRIOFÍTICA EN BOSQUES
INCENDIADOS DEL SISTEMA
ALCARAZ-SEGURA-CAZORLA
(SW DE ALBACETE)**



INSTITUTO DE ESTUDIOS ALBACETENSES
DE LA EXCMA. DIPUTACIÓN DE ALBACETE

JORGE DE LAS HERAS IBÁÑEZ

**SUCESIÓN DE LA VEGETACIÓN
BRIOFÍTICA EN BOSQUES
INCENDIADOS DEL SISTEMA
ALCARAZ-SEGURA-CAZORLA
(SW DE ALBACETE)**



INSTITUTO DE ESTUDIOS ALBACETENSES
DE LA EXCMA. DIPUTACIÓN DE ALBACETE

Serie I - Estudios - Núm. 78
Albacete 1991

Portada: Foto A. MARRASQUÍN

JORGE DE LAS HERAS IBÁÑEZ

INSTITUTO DE ESTUDIOS ALBACETENSES DE LA EXCMA. DIPUTACIÓN DE ALBACETE,
ADSCRITO A LA CONFEDERACIÓN ESPAÑOLA DE CENTROS DE ESTUDIOS LOCALES (CSIC)

D.L. MU=1.071/1994

I.S.B.N.: 84-87136-19-1

IMPRESO EN: PICTOGRAFIA, S.L.

Polig. Ind. Cánovas - Carril de la Parada - 30010 MURCIA

A Inés

A mis padres

ÍNDICE

PRÓLOGO	11
INTRODUCCIÓN	13
ESTUDIOS PRECEDENTES	17
LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LOS INCENDIOS	21
SÍNTESIS LITOLÓGICA, GEOLÓGICA Y EDÁFICA	29
DATOS CLIMÁTICOS	30
VEGETACIÓN PREVIA	34
MATERIAL Y MÉTODO	40
1. Seguimiento de la sucesión colonizadora briofítica	40
2. Seguimiento de la evolución de los suelos afectados por el fuego	45
3. Parcelas de seguimiento de la erosión	47
PRIMEROS ESTADIOS DE LA SUCESIÓN BRIOFÍTICA POST-INCENDIO	51
Caracterización de grupos de especies	57
Evolución edáfica	58
DINAMISMO DE LA SUCESIÓN DURANTE EL PERIODO: 26-69 MESES DESPUÉS DEL FUEGO	65
Evolución edáfica	76
DINAMISMO DE LA SUCESIÓN DURANTE EL PERIODO: 61-105 MESES DESPUÉS DEL FUEGO	83
Evolución edáfica	90
DINAMISMO DE LA SUCESIÓN DURANTE EL PERIODO: 104-249 MESES DESPUÉS DEL FUEGO	95
Evolución edáfica	103
CONSIDERACIONES SOBRE LOS DATOS FLORÍSTICOS DE LA ZONA CONTROL. APUNTE SOBRE EL DINAMISMO DE LAS COMUNIDADES NO AFECTADAS	109
por el fuego. Estudio edáfico	113
DATOS SOBRE EROSIÓN EN LOS ESTADIOS INICIALES DE LA SUCESIÓN TRAS INCENDIO	117
Introducción	117
Resultados	117
CONSIDERACIONES SOBRE LOS MODELOS DE SUCESIÓN BRIOFÍTICA POST-INCENDIO EN BOSQUES MEDITERRÁNEOS	125
CATALOGO FLORÍSTICO	131
BIBLIOGRAFÍA	135

AGRADECIMIENTOS

Mi más sincero agradecimiento a Juan Guerra y José María Herranz por su ayuda y apoyo prestados a lo largo de los casi 5 años que ha durado este estudio, y sobre todo, por su amistad.

Agradezco al profesor Louis Traubaud sus sabios consejos así como su hospitalidad en el C.N.R.S. de Montpellier y su interés por nuestro trabajo a lo largo de estos años.

Al profesor David Perry, por compartir parte de sus amplísimos conocimientos sobre ecología del fuego así como por su hospitalidad. Mi agradecimiento y simpatía hacia mis amigos de la O.S.U. en Corvallis (Oregon): Ken y Sheila.

A la profesora Reyes Tárrega, por sus críticas y consejos sobre estadística y análisis multivariante, así como a Elena y Leo, compañeras y colegas en esto de los incendios en León.

Al profesor Joaquín Hernández por su ayuda en la elaboración e interpretación de los análisis de las muestras de suelos.

Al profesor Mario Honrubia por haberme facilitado los contactos necesarios para visitar el Forest Science Department de la O.S.U. (Oregon, EE.UU.).

A la profesora Rosa M^a. Ros por tantos años de apoyo, amistad, lupa y microscopio.

Al C.F.B.A.S. de Murcia y en especial a D. Manuel Romero, por su inestimable ayuda en la realización de numerosos análisis de suelos así como a la profesora Rosario Salinas, por haberme facilitado estos contactos.

A Enrique del Pozo, Técnico del Servicio Forestal y a José Idáñez, guarda forestal de Yeste por su inestimable ayuda en la puesta en marcha y seguimiento de las estaciones de control de erosión.

PRÓLOGO

Cuando Jorge me encargó la tarea de realizar un prólogo a su obra, constituyó para mí, a la vez, una enorme alegría y una gran sorpresa. Alegría, debido a que conozco perfectamente el trabajo efectuado por el autor y porque el tema del libro concierne a una actividad que me tienta y subyuga: el conocimiento del impacto del fuego sobre la vegetación y sobre los ecosistemas, así como los mecanismos de respuesta de éstos ante la perturbación. Sorpresa, porque mis conocimientos sobre briófitos son escasos y se remontan a mis épocas de estudiante: son aquellas criptógamas que comprenden los musgos y las hepáticas, caracterizadas por la presencia de un arqueonio.

A lo largo de su evolución, el hombre ha modificado su visión del impacto del fuego, considerándolo bien como amigo o bien como enemigo. Amigo, en tanto que le permitía calentarse, cocinar sus alimentos y fabricar sus útiles; enemigo, porque destruía aquellos recursos y bienes que le permitían vivir. Actualmente, cada vez más, la acción del fuego se considera dentro del contexto natural del proceso de evolución de las comunidades. Los briófitos constituyen la primera etapa de recolonización de las superficies quemadas. Ellos son los vegetales pioneros que se instalarán después de esta perturbación y, así, su importancia en la dinámica de la reconstitución post-incendio de la vegetación es capital.

El Dr. de las Heras es uno de los primeros investigadores en Europa, si no en el mundo, que se ha interesado en el papel que juegan los briófitos dentro de la sucesión después de un incendio. Su obra es el fruto de muchos años de investigación meticulosa tras la cual, ha reconstruido pacientemente la dinámica de las comunidades briofíticas que permiten recubrir rápidamente el suelo quemado, ralentizar erosión e, incluso, favorecer la instalación de matorrales y bosques, así como de otras comunidades de vegetales superiores propias de los montes que, al final, reconfiguran la vegetación existente antes del fuego.

El trabajo contiene dos objetivos principales: presentar los resultados de estas investigaciones y dar a conocer los elementos de respuesta concernientes a las primeras etapas de la reconstitución de la vegetación después del fuego, etapas que son poco conocidas por los investigadores. Esta obra es, por tanto, una importante contribución al conocimiento de una parte desconocida de la dinámica de la vegetación post-incendio.

Cuando el lector haya leído la última línea del libro, su reflexión le conducirá a pensar que la Naturaleza es un todo en el que participan todos los organismos

vivos y comprende una gran cantidad de mecanismos. Podría ser éste el mensaje del trabajo del Dr. de las Heras.

Montpellier, 22 de marzo de 1992

Dr. Louis TRABAUD

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son, sin duda noticia cada vez más frecuente en España, especialmente durante el periodo estival. Año tras año se citan cifras más elevadas sobre número de incendios, superficie de monte quemado, pérdidas materiales e, incluso, pérdidas humanas, etc.

Así, en todo el territorio español, y según datos del Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (PRIETO, 1989), durante el periodo comprendido entre 1970 y 1987 se produjeron un total de 106.782 incendios forestales los cuales afectaron a un total de 1.430.800 has de monte arbolado y, aproximadamente, el doble de superficie desarbolada.

En la Provincia de Albacete, durante el periodo de tiempo comprendido entre 1970 y 1990 se produjeron 743 incendios forestales (Tabla 1) con un máximo en 1990 (118 incendios), todo ello según datos del Servicio Provincial de Montes, Caza y Pesca de Albacete.

Incendios forestales en la provincia de Albacete (1970-1990)

año	nº	Superficie arbolada (has)	S. desarbolada (has)	S. total (has)	Pérdidas (miles pts)
1970	10		59.0	324.8	9.926
1971	5	265.8	50.1	87.7	287
1972	7	37.6	56.0	177.4	1.962
1973	21	121.4	8.6	298.7	4.656
1974	5	290.1	0.1	11.4	139
1975	29	11.3	94.7	718.6	15.576
1976	16	623.9	14.8	58.3	193
1977	9	43.5	21.5	30.2	197
1978	30	93.0	25.9	118.9	7.442
1979	33	905.8	70.2	976.0	150.775
1980	33	2.135.3	638.2	2.773.5	89.500
1981	58	715.1	60.3	775.4	33.247
1982	40	494.9	8.5	503.4	56.283
1983	53	238.9	37.6	276.5	30.802
1984	32	1.551.8	488.1	2.039.9	52.787
1985	65	1.949.6	247.3	2.196.9	160.091

1986	26	16.5	19.4	35.9	1.174
1987	44	245.2	9.8	255.0	17.293
1988	51	105.1	47.4	152.0	9.721
1989	42	13.8	44.5	58.3	4.898
1990	118	146.6	365.1	511.7	29.173
<hr/>					
Total	727	10.013.9	2.367.1	12.381	676.122

Tabla 1: Datos sobre los incendios forestales ocurridos en la provincia de Albacete en el período 1970-1990.

Estas cifras tan elevadas se complementan con los datos de casuística (Tabla 2), que asignan los siguientes valores medios a las causas manejadas generalmente por los servicios dependientes del ICONA, todo ello relativo a la provincia de Albacete:

Causas Valor Medio (período 1981-1990)

Rayo.....	15,7
Negligencia.....	30,1
Intencionados.....	21,3
Otras causas.....	2,5
Desconocidos.....	30,4

Tabla 2: Porcentaje de factores causa de incendios forestales en la Provincia de Albacete

De los datos expuestos se puede deducir que la incidencia del hombre en la elevada frecuencia de incendios producidos tanto en España como, de manera más concreta, en la Provincia de Albacete, es muy grande, sólomente considerando las causas de negligencia o intencionalidad que son directamente imputables a una fuente antropogénica (aunque, desgraciadamente, es muy probable que un buen número de incendios catalogados como "desconocidos" pudiera deberse también al hombre). De esta manera, un 15,7% de los incendios producidos durante el período 1981-1990 son -según el ICONA- directamente imputables a causas naturales, cifra ciertamente nada desdeñable.

De todo ello se deduce que los bosques mediterráneos, en general, y los bosques que cubren una buena porción de la superficie total de los montes de

Albacete en particular, se hallan expuestos a un cierto grado de "siniestrabilidad natural" que, indudablemente, no es nuevo. Existen datos -escasos- sobre incendios ocurridos en la cuenca mediterránea hace más de 100.000 años (POXS, 1990), si bien resulta un hecho probado que, desde que el hombre habita los bosques mediterráneos, el número de incendios que pueden reconocerse en los perfiles edáficos es muy superior (se calcula que este hecho puede comenzar de forma sistemática 8.000 años A.C. en la Cuenca Mediterránea según POXS, 1990).

Por tanto, se podría decir que existe una incidencia natural del fuego sobre los ecosistemas mediterráneos (no sólo de la Cuenca Mediterránea sino de los ecosistemas mediterráneos de todo el Planeta), así como una incidencia antropogénica que actúa desde hace miles de años que, de forma conjunta, han determinado la evolución de estos ecosistemas. Así, si bien los ecólogos clásicos consideraban el fuego como una fuerza destructiva que hacía regresar la vegetación hacia estadios iniciales, estudios recientes demuestran que el fuego realmente no cambia la estructura ni la composición florística de las comunidades vegetales de los ecosistemas mediterráneos (TRABAUD, 1990), dada la incidencia repetida de esta perturbación a lo largo del tiempo. Por tanto, es lógico pensar que si realmente el fuego supusiera tales grados de perturbación sobre un ecosistema que impidiera a éste volver a un estadio anterior al fuego en un periodo relativamente corto o provocara desviaciones en los procesos de sucesión imprevisibles, el bosque mediterráneo no existiría como tal en cuanto a homogeneidad, riqueza florística y diversidad se refiere de sus estadios más maduros, sino que más bien nos encontraríamos con un mosaico de estadios inmaduros de composición florística diferente, dependiendo del grado de perturbación del ecosistema, e incluso en aquellos casos extremos, con un paisaje de fisonomía próxima a un desierto.

El hombre, pues, maneja el fuego y este factor modela el paisaje. Sin embargo, todo ecosistema es capaz de crear un determinado conjunto de mecanismos de respuesta ante una perturbación, sobre todo cuando ésta actúa repetidamente durante decenas de miles de años. Estos mecanismos de respuesta se ponen en funcionamiento cuando dicha perturbación incide sobre el ecosistema. La perpetuación de estadios que comprenden comunidades degradadas (subseriales) surge, más que por la intensidad de la perturbación, por la frecuencia de incidencia de la misma sobre el ecosistema, pudiéndose llegar incluso a una destrucción del componente vegetal durante cientos de años. Este proceso es el que puede tener lugar en los bosques de la Cuenca Mediterránea (y de entre ellos, los considerados en el presente estudio) cuando se manejan cifras tan elevadas de incidencia del fuego sobre superficies quemadas una y otra vez, año tras año. Son estas situaciones las que recuerdan aquellas antiguas teorías que calificaban al

fuego como agente destructor y que parecen en nuestros días definir más bien una dolorosa realidad cotidiana que una obsoleta especulación científica.

ESTUDIOS PRECEDENTES

Existen en la actualidad numerosos estudios realizados sobre la sucesión vegetal después del fuego tanto en ecosistemas típicamente mediterráneos como en otros que, aunque propios de climas distintos, son afectados por esta perturbación. Así, hoy en día se dispone de una serie de datos que permiten extraer una visión global de los procesos que tienen lugar en los ecosistemas afectados por el fuego a los días, meses e incluso años, después del incendio.

La disponibilidad de trabajos es tan amplia, que resultaría excesivamente prolijo tratar aquí de presentar una relación que pudiera catalogarse como completa, ya que la gran variedad de temas que se desprenden de una única perturbación, el fuego, y que son objeto de estudio desbordan toda pretensión de acercamiento hacia una visión, tan siquiera general, de los mismos. Así, tomando en consideración los ecosistemas netamente mediterráneos del Planeta y su relación con el fuego, se puede hacer referencia a aquellos estudios realizados sobre las respuestas al fuego del chaparral americano en California (EE.UU.): KEELEY & KEELEY (1987), KEELEY *et al.* (1981), KEELEY (1987) que describieron las distintas etapas de la sucesión de herbáceas y leñosas del chaparral californiano. CHRISTENSEN & MULLER (1975), MALANSON (1984; 1985a; 1985b), MALANSON *et al.* (1985), MALANSON & WESTMAN (1985); MALANSON & O'LEARY (1985), MALANSON & TRABAUD (1988), describieron modelos de comportamiento del fuego así como los efectos de los mismos sobre la vegetación del chaparral y, en último término, de la garriga francesa: PLATT *et al.* (1988) describieron los efectos del fuego sobre la floración de arbustos en pinares del norte de Florida (EE.UU.). Sin embargo y pese a la extensa bibliografía existente en este país sobre ecología del fuego no existen estudios específicos sobre la sucesión briofítica post-incendio, si bien uno de los trabajos más antiguos conocidos en la actualidad en donde se recogen los primeros datos -y únicos durante mucho tiempo- sobre sucesión briofítica tras el fuego es el de SKUTCH (1929), el cual cataloga como "especies pioneras" a *Marchantia polymorpha*, *Polytrichum commune*, *P. juniperinum* y *Ceratodon purpureus*. En este estudio, el autor se "sorprende al encontrar que las especies dominantes en fuegos recientes eran las mismas en una montaña a 7.000 pies de altura en los trópicos, que a nivel del mar en Nueva Inglaterra", dando con ello a conocer una de las características propias de la sucesión briofítica post-incendio: la homogeneidad de las comunidades y la estabilidad con el tiempo de las especies pioneras.

En Australia, es conocido el trabajo de BENDLE (1940) a propósito de las temperaturas que alcanzan los suelos durante el fuego y sus consecuencias sobre el establecimiento de la vegetación colonizadora del "jarrah" (formación vegetal

xerófila australiana) y, posteriormente al mismo, la bibliografía se completa con un gran número de estudios a propósito de la regeneración natural de esos ecosistemas, entre los que cabe citar: CRANE (1972), BELL, *et al.* (1980), ABBOTT & LONERAGAN (1982) y HODKINSON & GRIFFIN (1982), entre otros.

En el Chile mediterráneo, la bibliografía existente sobre sucesión vegetal post-incendio es más escasa. De entre los trabajos más representativos realizados caben ser citados: ARMISTO & GUTIÉRREZ (1978) y ARMISTO & MARTINEZ (1978) que abundan en los cambios estructurales del matorral tras el fuego en Chile central y ARAYA & AVILA (1981) que versa sobre la capacidad de rebrote de algunas especies arbustivas del matorral. No existe, sin embargo, estudio alguno sobre la sucesión de las comunidades briofíticas después del fuego en este país.

En Sudáfrica, desde el clásico trabajo de ADAMSON (1935) en el que realizó un seguimiento durante 6 años de la regeneración natural de la vegetación después de un fuego, existen algunas referencias a también con respecto a la sucesión vegetal, si bien en todos los casos únicamente es considerada la vegetación superior. Entre ellos cabe destacarse el estudio de PHILLIPS (1974) sobre los efectos del fuego en la fisionomía de los bosques sub-saharianos, así como el de BOND (1980), que trata específicamente sobre el "fynbos" y el de KRUGER (1983), que analiza los cambios que tienen lugar en estas comunidades vegetales tras el fuego. Por otro lado, hay que volver a hacer incapie en la práctica inexistencia de estudios a propósito de la sucesión briofítica post-incendio en estas latitudes.

En Europa, muchos son los estudios que se refieren a temas relacionados con la sucesión vegetal tras el fuego. De entre los más interesantes, debido tanto a las aportaciones metodológicas como a los resultados obtenidos caben ser destacados: TRABAUD (1980), en donde son sentadas las bases metodológicas que serán utilizadas en un buen número de estudios posteriores (incluido el presente), TRABAUD & LEPART (1980), en el que se propone el índice de fugacidad utilizado por numerosos investigadores, TRABAUD & LEPART (1981), TRABAUD (1983; 1984a; 1985b) en donde es caracterizado el modelo sucesional de la vegetación tras el fuego en los ecosistemas de la garriga francesa de *Quercus coccifera*, TRABAUD *et al.* (1985a; 1985b), TRABAUD (1988), por los que se caracteriza la recolonización de pinares de *Pinus halepensis* tras el fuego, así como TRABAUD & OUSTRIC (1989a; 1989b) y TRABAUD (1990), en donde se estudia el efecto del calor sobre la germinación de semillas de *Cistus sp.* o la resistencia de la garriga de *Quercus coccifera* frente al fuego. Asimismo son de destacar los trabajos de NAVEH (1974; 1975), PAPANASTASIS (1977) y ARIANOUTSOU & MARGARIS (1981), los cuales elaboraron análisis en profundidad sobre el papel del fuego en los ecosistemas del mediterráneo oriental.

En España es destacable la serie de estudios realizados sobre la sucesión vegetal post-incendio en robledales de *Quercus pyrenaica* de la provincia de León: TARREGA (1986), TARREGA & LUIS (1987), LUIS (1987), TARREGA *et al.* (1988) y TARREGA & LUIS (1989a; 1989b), entre otros. En Galicia se estudió la dinámica de las poblaciones de *Ulex europaeus* después del fuego: CASAL (1982), CASAL *et al.* (1984), PUENTES *et al.* (1985), PEREIRAS *et al.* (1985), CASAL (1987). En el sur de la Península Ibérica, MAY (1989) elaboró un estudio muy completo sobre la capacidad de protección de la vegetación colonizadora tras un fuego intenso, sobre los procesos erosivos que actúan en los suelos quemados. Cerca de la anterior zona de estudio GARCIA-NOVO (1977) ya había investigado sobre el efecto del fuego en la vegetación del Parque Nacional de Doñana. En Cataluña, PAPIO (1988) estudió la regeneración del pino carrasco después del fuego, mientras que en Castellón, SAMO (1985) hacía lo propio con la vegetación de los montes de la Sierra de Espadán.

Por todo lo anteriormente visto, se puede deducir que, en general, existe una amplia y completa bibliografía sobre sucesión vegetal vascular tras el fuego, mientras que las respuestas de la vegetación briofítica tras el fuego así como el dinamismo colonizador de la misma tras el fuego son, aún hoy, poco conocidas. En este sentido, hay que citar los trabajos de GEHU (1960) y GEHU & GEHU-FRANK (1960) así como el estudio de FROMENT (1975), como pioneros a la hora de considerar a los briófitos como parte integrante del dinamismo colonizador vegetal post-incendio, si se exceptúa el trabajo ya comentado de SKUTCH (1929). Posterior a estos estudios, SOUTHOORN (1977) realizó una interesante investigación sobre la recolonización de suelos por parte de *Funaria hygrometrica*, por la cual esta especie es reconocida como colonizadora de suelos incendiados, FORGEARD & TOUFFET (1979), CLEMENT *et al.* (1980), GLOAGUEN & GAUTIER (1981) y CLEMENT & TOUFFET (1981) desarrollaron un esquema de la evolución de la sucesión secundaria tras el fuego de algunas especies de briófitos en la región de las "Landas" francesas, destacando el importante papel de algunas especies del género *Polytrichum* y *Sphagnum* en la misma. Este tema en concreto fue desarrollado posteriormente por CLEMENT & TOUFFET (1982), CLEMENT (1985; 1986), FORGEARD (1987) y CLEMENT & TOUFFET (1988). Más tarde, GLOAGUEN (1990) realizó un estudio sobre la sucesión vegetal tras el fuego en la Bretaña francesa, incluyendo en el mismo a los briófitos. Este estudio reportó datos muy valiosos sobre el papel que desempeñan las poblaciones de briófitos en el conjunto de dicha sucesión.

Se comprueba, por tanto, que el núcleo de la investigación sobre la colonización briofítica tras el fuego se halla en Francia, siendo las regiones de las "Landas" y la Bretaña en donde se centralizan dichos estudios, mientras que fuera de este país, tan sólo en Australia y Nueva Zelanda se dispone de datos

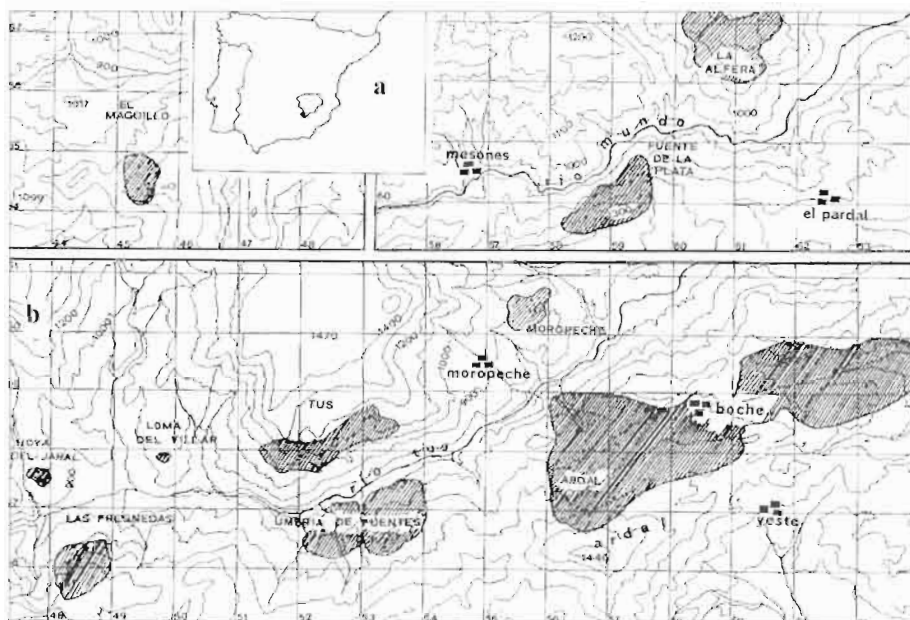
referentes temas concernientes a la sucesión briofítica. En este sentido, DUNCAN & DALTON (1982) estudiaron aspectos relacionados con la fisiología de algunas especies colonizadoras (*Funaria hygrometrica* y *Marchantia polymorpha*), considerando de manera especial la fijación de nitrógeno por parte de organismos encontrados en los rizoides de estas especies, generalmente algas verdeazuladas. Otros estudios han profundizado sobre el respecto y, así RODGERS & HENRIKSSON (1976) midieron el aumento en la concentración de nitrógeno bajo un tapiz briofítico formado por *Funaria hygrometrica*, debido a la fijación de este elemento producida por dos especies: *Anabaena variabilis* y *Nostoc muscorum*. Dicho estudio se realizó a partir de las experiencias descritas por SNYDER & WULLSTEIN (1973) sobre el papel de algunas criptógamas propias de suelos desérticos, en la fijación de nitrógeno. Posteriormente, BRASELL (1984), SCHREIRER & BRASELL (1984), BRASELL & MATTAY (1984) y BRASELL *et al.* (1986) continuaron estas investigaciones, completando los conocimientos existentes sobre el papel que desempeñan algunas especies briofíticas colonizadoras en la fijación de nitrógeno durante estadios recientes de la sucesión vegetal tras el fuego.

Por último, cabe destacarse la inexistencia de estudios previos en España sobre la sucesión briofítica tras el fuego así como de datos sobre las relaciones entre el suelo y las comunidades briofíticas colonizadoras. Tan sólo en los trabajos de HERAS *et al.* (1990, 1991 y 1992) y HERRANZ *et al.* (1991), pueden encontrarse datos referentes a dichos temas, pudiendo considerarse a los mismos como los primeros que se realizan en España considerando exclusivamente aspectos concernientes a la sucesión briofítica post-incendio.

LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE LOS INCENDIOS

Las localidades consideradas fueron las que se indican a continuación en el Mapa 1. Las características de las mismas son descritas posteriormente según datos obtenidos de los partes de incendio facilitados por el Servicio de Montes Caza y Pesca de la Delegación Provincial de Agricultura de Albacete. Al final de cada ficha, se incluye un breve comentario en el cual se analizan los datos anteriores y se añaden otros, basados en la experiencia propia, con el fin de aclarar algunos puntos que pudieran no resultar suficientemente explícitos a partir de los datos de la Administración.

El término "Índice de peligro", apuntado en algunos incendios, se recoge en la publicación del ICONA (1982) "Manual de predicción del peligro de incendios forestales, Madrid, 1982" como parámetro indicativo para la predicción del riesgo de incendio en una zona. Dicho parámetro se calcula en función de ciertos valores estandarizados de combustible (tipo y contenido en humedad).



Mapa 1: Situación de las localidades de estudio. a: en la Península Ibérica; b: en los Valles del Mundo (Mapas superiores) y del Tus (Mapa inferior).

1) Moropeche

- Provincia: Albacete; Término Municipal: Yeste
- Fecha inicio del incendio: 15/8/1989
- Fecha extinción del incendio: 16/8/1989
- Datos climáticos del día del inicio del fuego: T: 29° C
- Días de sequía antes del fuego: 40
- Vegetación previa: *Pinus halepensis*
- Altitud media: 1.000 m
- Extensión: 8 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.): 30SWH5550
- Pérdidas globales estimadas: 1.595.000 pts.

Esta localidad, junto con Las Fresnedas, situadas ambas en el Valle del Río Tus, fueron muestreadas de forma inmediata a la extinción de los incendios. Moropeche es una localidad de pequeña extensión y con laderas abruptas de hasta 45° de inclinación (Foto 1). En conjunto presenta una orientación dominante W.

2) Las Fresnedas

- Provincia: Albacete; Término Municipal: Yeste
- Fecha inicio del incendio: 24/8/1988
- Fecha extinción del incendio: 24/8/1988
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
- Días de sequía antes del fuego: 55
- Vegetación previa: *Pinus pinaster*
- Altitud media: 1.200 m
- Extensión: 90 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.): 30SWH4845; 30SWH4846
- Pérdidas globales estimadas: 6.540.000 pts.

Las Fresnedas ha sido muestreado desde su inicio, es decir, a partir del momento en que el incendio fue extinguido. Sus laderas son abruptas (Foto 2) y presentan una orientación dominante N.

3) Ardal

- Provincia: Albacete; Término Municipal: Yeste

- Fecha inicio del incendio: 23/8/1985
- Fecha extinción del incendio: 25/8/1985
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
 - T: 30° C
 - Hr: 28%
 - vel. viento: 12 km/h
- Días de sequía antes del fuego: 54
- Índice de peligro: 21
- Vegetación previa: *Pinus pinaster*; *P. halepensis*
- Altitud media: 1.000 m
- Extensión: 1.450 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.):

30SWH5646	30SWH5947
30SWH5647	30SWH5948
30SWH5648	30SWH5949
30SWH5747	30SWH6048
30SWH5748	30SWH6049
30SWH5847	30SWH6148
30SWH5848	30SWH6149
30SWH6248	
- Pérdidas globales estimadas: 119.332.000 pts.

Este incendio es el más extenso de los considerados. Presenta laderas expuestas hacia los cuatro puntos cardinales; sin embargo, existe una dominancia de las orientaciones N y S (Foto 3). debido a la disposición del incendio en dirección E-W. Ha sido en esta localidad en donde se han situado parcelas permanentes en las dos orientaciones dominantes.

4) El Maguillo

- Provincia de Albacete: Término Municipal: Villaverde de Guadalimar
- Fecha inicio del incendio: 2/9/1985
- Fecha extinción del incendio: 4/9/1985
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
 - T: 29°
 - Hr: 30%
 - vel. viento: 12 km/h
- Días de sequía antes del fuego: 64
- Índice de peligro: 22

- Vegetación previa: *Pinus pinaster*
- Altitud media: 1.300 m
- Extensión: 36 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.): 30SWH5445
- Pérdidas estimadas: 922.000 pts.

La localidad de El Maguillo presenta una orientación dominante N. Las laderas de esta localidad tienen una pendiente pronunciada (25°). Junto con La Alfera (5) y Fuente de la Plata (10), pertenecen al Valle del Río Mundo.

5) La Alfera

- Provincia: Albacete; Término Municipal: Molinicos
- Fecha de inicio del incendio: 23/8/1985
- Fecha extinción del incendio: 26/8/1985
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
 - T: 30° C
 - Hr: 28%
 - vel. viento: 12 km/h
 - Días de sequía antes del fuego: 54
 - Índice de peligro: 21
- Vegetación previa: *Pinus pinaster*
- Altitud media: 1.200 m.
- Extensión: 300 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.):
 - 30SWH6162
 - 30SWH6163
 - 30SWH6063
- Pérdidas globales estimadas: 20.190.000 pts.

La orientación dominante en esta localidad es S. Presenta unas laderas con pendientes bastante pronunciadas.

6) Hoya del Jaral

- Provincia: Albacete; Término Municipal: Yeste
- Fecha inicio del incendio: 9/10/1983
- Fecha extinción del incendio: 10/10/1983

- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
T: 30° C
Hr: 35%
vel. viento: 2 km/h
Días de sequía antes del fuego: 46
Índice de peligro: 18
- Vegetación previa: *Pinus halepensis*; *P. pinaster*
- Altitud media: 1.000 m
- Extensión: 36 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.): 30SWH4747
- Pérdidas globales estimadas: 4.443.000 pts.

Pese a que se puede decir, en general, que la orientación dominante en Hoya del Jaral es N, las pendientes globales de la localidad son poco pronunciadas (Foto 4). Sin embargo y a efectos de muestreo, se consideraron zonas con pendientes semejantes a las del resto de las localidades.

7) Loma del Villar

- Provincia: Albacete: Término Municipal: Yeste
- Fecha inicio del incendio: 25/7/1982
- Fecha fin del incendio: 26/7/1982
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
T: 29° C
Hr: 25%
vel. viento: 14 km/h
Días de sequía antes del fuego: 8
Índice de peligro: 16
- Vegetación previa: *Pinus halepensis*; *P. pinaster*
- Altitud media: 1.300 m.
- Extensión: 5 has.
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.): 30SWH4947
- Pérdidas globales estimadas: 310.000 pts.

Este incendio es el que presenta una extensión más reducida. Pese que uno de los criterios de selección de los incendios ha sido el considerar sólo aquellos con extensiones considerables, la localidad Loma del Villar ha sido añadida al resto por presentar una vegetación briofítica post-incendio con caracteres marcadamente acidófilos.

8) Tus

- Provincia: Albacete; Término Municipal: Yeste
- Fecha inicio del incendio: 27/7/1982
- Fecha extinción del incendio: 28/7/1982
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
 - T: 28° C
 - Hr: 25%
 - vel. viento: 80 km/h
 - Días desde la última lluvia: 9
 - Índice de peligro: 16
- Vegetación previa: *Pinus pinaster*
- Altitud media: 1.300 m
- Extensión: 370 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.):
 - 30SWH5148
 - 30SWH5248
 - 30SWH5348
 - 30SWH5247
- Pérdidas globales estimadas: 22.547.000 pts.

Pese a que la zona es descrita en el Parte Técnico del Servicio Forestal como cubierta antes del fuego básicamente por masas de *Pinus pinaster* (Foto 5), se ha podido constatar que, en zonas adyacentes al propio incendio, coexisten éstas con un buen número de pies de *Pinus halepensis* (HERRANZ et al., 1992). Este incendio presenta una orientación dominante S.

9) Umbría de Fuentes (I)

- Provincia: Albacete; Término municipal: Yeste
- Fecha inicio del incendio: 16/8/1979
- Fecha extinción del incendio: 17/8/1979
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
 - T: 23° C
 - Hr: 23%
 - vel. viento: 18 km/h
 - Días de sequía antes del fuego.
- Altitud media: 1.100 m
- Extensión: 421 has

- Vegetación previa: *Pinus halepensis* y *P. pinaster*
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.):
30SWH5346
30SWH5347
- Pérdidas globales estimadas: 11.119.000 pts.

Umbría de Fuentes (II)

- Provincia: Albacete; Término municipal: Yeste
- Fecha inicio del incendio: 25/8/1979
- Fecha extinción del incendio: 26/8/1979
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
T: 29° C
Hr: 30%
vel. viento: 18 km/h
Días de sequía antes del fuego: 36
- Vegetación previa: *Pinus halepensis*; *Pinus pinaster*
- Extensión: 57 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.): 30SWH5246
- Pérdidas globales estimadas: 10.722.000 pts.

Esta localidad está conformada, en realidad por dos incendios que, pese a ser independientes, se podrían considerar como uno sólo, dado el escaso lapso de tiempo transcurrido entre ellos. Esta posibilidad se convierte en necesidad, en tanto que los límites exactos de cada incendio se confunden al unirse entre sí. El resultado práctico es, pues, el de un incendio y sobre esta idea se procedió al muestreo. Umbría de Fuentes presenta una orientación dominante N (Foto 6).

10) Fuente de la Plata

- Provincia: Albacete; Término Municipal: Molinicos
- Fecha inicio del incendio: 16/8/1970
- Fecha extinción del incendio: 17/8/1970
- Datos climáticos del día del inicio del fuego:
T: 35° C
Hr: 22%
vel. viento: 32 km/h
Días de sequía antes del fuego: 48

- Vegetación previa: *Pinus nigra*; *P. pinaster*
- Altitud media: 1.000 m
- Extensión: 263 has
- Ubicación en el Mapa Militar 1:50.000 (U.T.M.):
30SWH5859
30SWH5959
30SWH5960
- Pérdidas globales estimadas: 9.814.000 pts.

Este incendio es el más antiguo de todos los estudiados (Foto 7). Presenta una orientación dominante N y laderas con pendientes pronunciadas (30° - 75°).

SÍNTESIS GEOLÓGICA, LITOLÓGICA Y EDÁFICA

La caracterización geológica y litológica de las localidades de estudio consideradas en el presente estudio ha sido extraída de los datos apuntados por RODRIGUEZ-ESTRELLA (1979). A partir de este trabajo, se podrían enclavar las mismas dentro de dos dominios de la zona Prebética:

1) Prebético externo: en el cual se encuentran las localidades más septentrionales: La Alfera, El Maguillo y Fuente de la Plata.

2) Prebético interno: en el que se encuentran las localidades: Moropeche, Las Fresnedas, Ardal, La Alfera, Loma del Villar, Tus, Hoya del Jaral y Umbría de Fuentes. El límite septentrional de este dominio coincide con el límite meridional del Prebético externo.

El área ocupada por el Prebético Externo presenta unos materiales cuyos medios de depósito van desde el tipo continental al de plataforma continental, pasando por el costero o el marino lagunar. Los materiales predominantes son a base de dolomías, arenas, areniscas, calcarenitas, conglomerados y anhidritas. El área ocupada por el Prebético Interno, al estar más alejada de costas, los materiales detríticos son más escasos, existiendo un predominio de calizas y dolomías, dándose también margas y margocalizas, pero en menor escala. Los depósitos son, en general, propios de plataforma continental y por regla general presentan una cierta subsidencia en la cuenca.

Dentro de la relativa homogeneidad litológica de la zona de estudio, se pueden reconocer una serie de suelos formados a partir de los materiales antes descritos, de entre los que caben ser resaltados por su amplia distribución los siguientes (atendiendo a la sistemática de FAO-UNESCO 1988, tal y como se describe en HERRANZ *et al.* 1991):

1. LEPTOSOLES

Se encuentran ampliamente distribuidos tanto por las zonas incendiadas como por la zona no afectada por el fuego. Se trata de suelos poco evolucionados de entre los que pueden ser reconocidos:

1.1. Leptosoles réndzicos.

2.2. Leptosoles eútricos.

2.3. Leptosoles líticos.

2. KASTANOZENS CÁLCICOS

Generados por descarbonatación y con un horizonte A móllico, son abundantes en la vertiente norte del valle del Tus así como en el Valle del Mundo.

3. CALCISOLES HAPLICOS

Generados por descarbonatación y con un horizonte A órico, predominan en la vertiente sur del valle del Tus.

4. REGOSOLES CALCÁRICOS

Son suelos desarrollados sobre materiales carbonatados poco coherentes. Abundan en ambos valles y especialmente en las localidades de Fuente de la Plata y La Alfera.

5. ARENOSOLES CALCÁRICOS

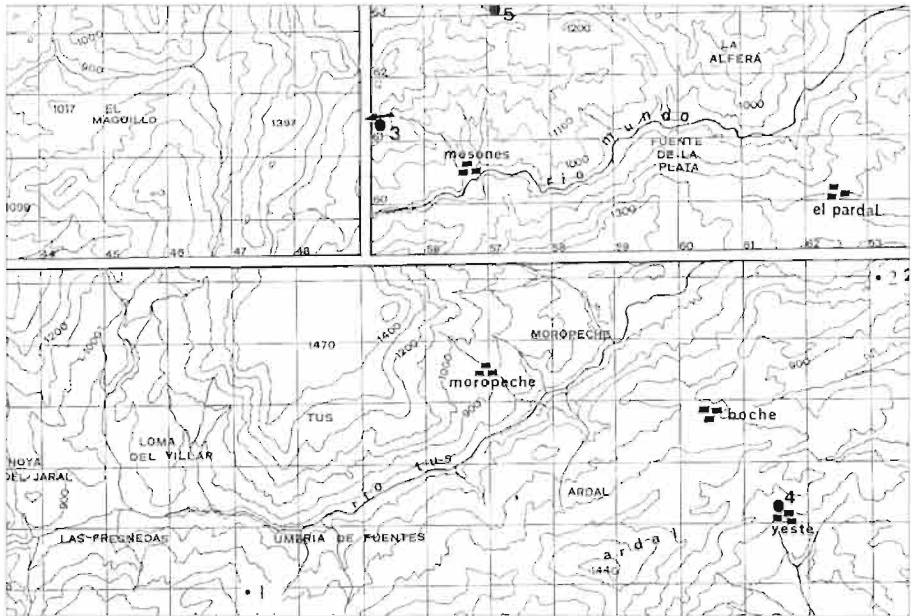
Aparecen desarrollados sobre materiales de textura gruesa (arenas) y provienen de areniscas descarbonatadas. Abundan en todas las localidades del valle del Tus, llegando a constituir buena parte del sustrato edáfico de las muestras tomadas en este valle.

6. SUELOS CON REPRESENTACION PUNTUAL

A lo largo de ambos valles se pueden reconocer trazas de una gran cantidad de suelos, con escasa representación en las localidades de estudio, de entre estos, caben ser destacados: Luvisoles crómicos, Luvisoles cálcicos, Fluvisoles calcáricos, etc.

DATOS CLIMATICOS

Para la caracterización climática de la zona de estudio, se consideraron los datos de precipitación y temperatura de 5 estaciones termopluviométricas que se encuentran muy próximas a las localidades estudiadas (Mapa 2).



Mapa 2: Localización de las estaciones termopluviométricas consideradas en el presente estudio. 1: Arguelltite; 2: Molinicos; 3: Fábricas de Riópar; 4: Yeste; 5: Paterna del Madera.

A continuación se presentan los diagramas termopluviométricos o climodiagramas de BAGNOULS & GAUSSEN (1953) modificados por WALTER & LIETH (1967) de las estaciones consideradas en el Mapa 2, para un periodo de tiempo superior a 30 años, según datos de ELIAS-CASTILLO & RUIZ-BELTRAN (1981).

En estos, se representan gráficamente valores de precipitación (P, en mm) y temperaturas (T, en °C) trazando las curvas de cada conjunto de valores utilizado escalas diferentes, de manera que a cada valor de temperaturas dado se enfrenta al valor doble de temperatura en ese mes ($P=2T$). Cuando la precipitación mensual es menor que el doble de la temperatura en ese mes ($P > 2T$) implica una situación de mes húmedo. La gran cantidad de información ofrecida por este tipo de diagramas climáticos radica en que en que, además de la representación gráfica de temperaturas y precipitaciones se incluyen datos de gran valor indicativo sobre el clima de una zona concreta. Así, para cada diagrama se presenta:

- 1) Estación meteorológica
- 2) N° de años considerados
- 3) M: Temperaturas medias de los máximos del mes más cálido
- 4) M': Temperaturas máximas absolutas del mes más cálido

5) Mm: Temperatura media de las máximas del mes más frío

6) Im₃: Índice de mediterraneidad (RIVAS-MARTINEZ, 1984)

$$Im_3 = ETP \text{ junio} + \text{julio} + \text{agosto} / P \text{ junio} + \text{julio} + \text{agosto}$$

7) T: Temperatura media anual

8) P: Precipitación anual

9) It: índice de termicidad (RIVAS-MARTINEZ, 1984)

$$It = (T + M + m) * 10$$

10) m: Temperatura media de las mínimas del mes más frío

11) m': Temperatura mínima absoluta del mes más frío

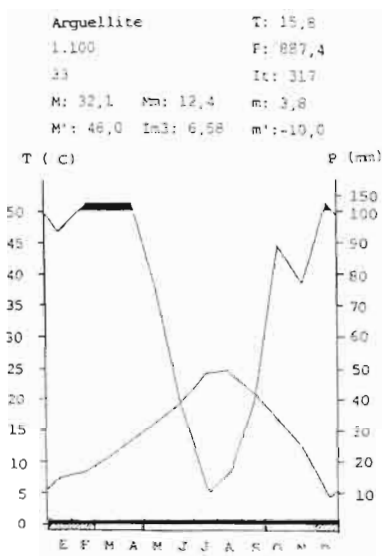


Fig. 1: Diagrama termopluviométrico de la estación de Arguellite.

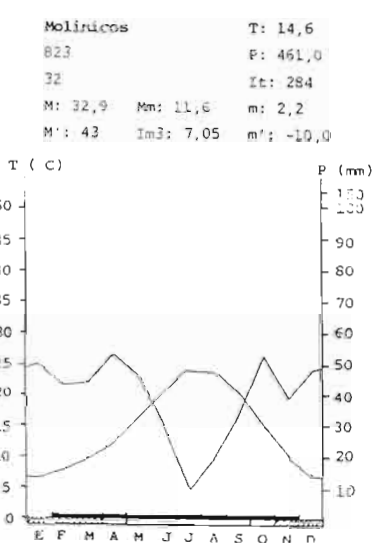


Fig. 2: Diagrama termopluviométrico de la estación de Molinicos.

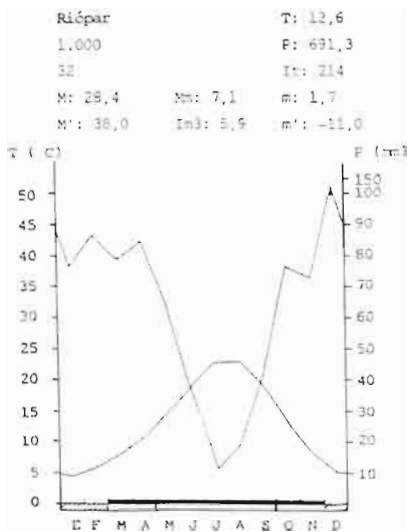


Fig. 3: Diagrama termopluiométrico de la estación de Riópar (Fábricas de)

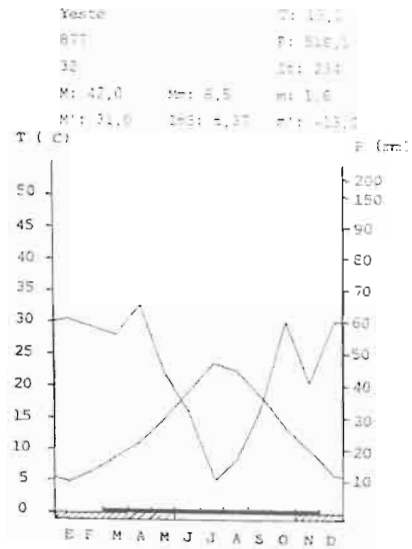


Fig. 4: Diagrama termopluiométrico de la estación de Yeste.

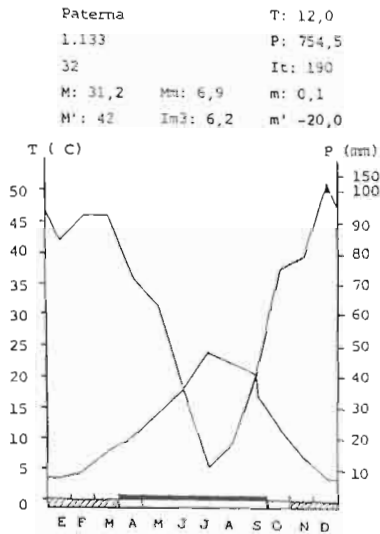


Fig. 5: Diagrama termopluiométrico de la estación de Paterna del Madera.

De entre los datos anteriormente expuestos, cabe deducirse que las temperaturas medias anuales oscilan entre los 15.5° C de Arguellite y los 12° C de Paterna del Madera. En general, las temperaturas más bajas se registraron en Paterna del Madera (-6.1° C como temperatura media de las mínimas absolutas) mientras que los registros más elevados se produjeron en Molinicos (temperatura media de las máximas absolutas: 39.2° C). Con respecto a las precipitaciones, éstas oscilan entre los 471.6 mm anuales de Molinicos y los 883.6 mm anuales de Arguellite. En todas las estaciones se registraron máximos pluviométricos anuales situados en los meses de la primavera: Febrero-Marzo (Arguellite, Riópar, Paterna) o Abril (Molinicos, Yeste) y de otoño: Octubre (Yeste, Molinicos) o Diciembre (Arguellite, Riópar, Paterna).

El diagrama termopluviométrico más próximo a un mayor número de las localidades consideradas en el presente estudio es el que presenta los datos de la estación de Yeste. Este diagrama es netamente representativo de un clima mediterráneo ($Im_3 = 6,37$) con un largo verano seco (mayo-septiembre) y con dos máximos de precipitación tal y como ya se ha comentado, el índice de termicidad calculado para esta estación $It = 234$ sitúa la zona firmemente enclavada dentro del piso Mesomediterráneo (Tabla 3)

Estación	It	Piso y horizonte	Ombroclimas
Arguellite	317	Mesomediterráneo inferior	Subhúmedo
Molinicos	284	Mesomediterráneo medio	Seco
Paterna	190	Supramediterráneo inferior	Subhúmedo
Riópar	214	Mesomediterráneo superior	Subhúmedo
Yeste	234	Mesomediterráneo superior	Seco

Tabla 3: Pisos bioclimáticos y ombroclimas de las estaciones termopluviométricas consideradas.

VEGETACIÓN PREVIA

1) Vegetación superior

En relación a la vegetación existente en la zona de estudio, un buen número de autores apuntan datos precisos sobre la vegetación previa de las zonas consideradas: MALANSON & TRABAUD (1988), TRABAUD & LEPART (1980), etc. Sin embargo, otros autores tan sólo apuntan datos generales de lo que se supone

habría antes del fuego (PUENTES *et al.* 1985, TARREGA & LUIS 1989a), 1989b) o bien consideran la vegetación próxima no afectada por el fuego como la existente antes del mismo; TRABAUD & CHANTERAC (1985) consideran las dos opciones. En realidad, la disponibilidad de datos referentes a la vegetación no quemada va íntimamente ligada al método elegido para el estudio. Así, aquellos autores que fundamentan su estudio en fuegos provocados artificialmente, tienen la posibilidad de contar con datos anteriores al incendio. Aquellos otros que estudian incendios naturales, rara vez disponen de datos sobre flora y/o vegetación de la zona a estudiar, debido al desconocimiento existente de la localización futura de un incendio natural.

El presente estudio no considera incendios producidos bajo control, siendo la información sobre la vegetación existente en éstos lugares antes del fuego difícil de obtener. Pese a que en los partes de incendio del Servicio Forestal Provincial de Albacete se apuntan algunos datos referentes a la vegetación existente en los incendios considerados, resultan de todo punto insuficientes en tanto que hacen referencia tan sólo a pináceas o “plantas de interés forestal”. Es obvio que, para la obtención de datos de vegetación superior y briofítica no afectadas por el fuego, se han de considerar zonas próximas a los incendios en donde se tenga constancia de que en un número elevado de años (30 en este caso) no tuvo lugar incendio alguno.

1.1) Vegetación superior del valle del río Tus

La vegetación potencial de casi la totalidad del valle del río Tus corresponde a carrascales continentales pertenecientes a la serie *Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae* S. (RIVAS-MARTINEZ 1987). Esta serie está bien reconocida en las localidades Moropeche, Ardal y Tus. Según HERRANZ *et al.* (1991) existen evidencias de la presencia de la serie mesomediterránea *Pyro bourgaeanae-Querceto rotundifoliae* S. en importantes enclaves del valle con sustrato arenoso y ombroclima húmedo ($P > 600$ mm) que origina importantes lavados de bases. Ello se pone de manifiesto con la presencia de *Pyrus bourgaeana* y por la abundancia de *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*, *Q. coccifera*, *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea angustifolia*, *P. latifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Erica arborea* y *P. terebinthus* en las zonas mejor conservadas, así como por el dominio de *Cistus monspeliensis*, *C. ladanifer*, *C. salviaefolius*, *C. laurifolius*, *Erica scoparia* y *Halimium atriplicifolium* en las zonas más degradadas. Las localidades Loma del Villar, Hoya del Jaral y Umbría de Fuentes se encuentran dentro del dominio de esta serie. Es de destacar, por último, la presencia de elementos de la serie *Paeonio-Querceto rotundifoliae* S. en la localidad de Las Fresnedas, la más suroccidental de todas ellas.

En la actualidad, tanto las umbrías como las solanas del valle de Tus que no han sido afectadas por el fuego sustentan buenos pinares xerófilos, mientras que en las solanas *Pinus halepensis* es la conífera dominante encontrándose a menudo mezclado con *P. pinaster*. En las umbrías, bajo el estrato arbóreo de los pinos, aparece un gran número de especies características de la clase *Quercetea ilicis*, que si bien no son ninguna de ellas dominantes sobre el resto, en la mayoría de las ocasiones suelen presentar coberturas globales mayores que los pinos. Especies como *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*, *Q. coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea angustifolia*, *P. latifolia*, *Arbutus unedo*, *Juniperus oxycedrus*, *Lonicera implexa*, *Daphne gnidium*, *Rubia peregrina*, *Clematis vitalba*, *C. flammula*, *Cytisus patens*, *Ruscus aculeatus*, etc., se encuentran en el sotobosque. En sentido estricto, la formación integrada por una mezcla de todas estas especies representa el óptimo vegetal o clímax regional, correspondiéndole un mayor protagonismo en el paisaje global de la zona si las técnicas selvícolas al uso dejasen de favorecer a los pinos de la forma en que tradicionalmente se ha venido produciendo.

Junto a las especies anteriores aparecen otras como *Cistus mouspeliensis*, *Rosmarinus officinalis*, *Brachypodium retusum*, etc., que pueden llegar a abundar localmente, o que pasan a ser dominantes al producirse la regresión de las masas mixtas constituidas por pinos y especies de la clase *Quercetea ilicis*. Pueden hallarse también numerosas especies compañeras de muy diversa significación, resaltando las indicativas de un alto grado de humedad edáfica, tales como *Coriaria myrtifolia*, si bien se localizan en zonas concretas fuera de las parcelas permanentes.

En las orientaciones de solana, el cuadro es muy similar al descrito anteriormente, si bien se produce un empobrecimiento en especies característica de la clase *Quercetea ilicis* en contraste con el enriquecimiento existente en especies de *Ononido-Rosmarinetea*, escasas en las umbrías, llegando algunas de ellas a ser enormemente abundantes (*Thymus vulgaris*, *Cistus clusii*, *C. albidus*, *Argyrolobium zanonii*, *Stachelina dubia*, *Centaurea anteanata*, *Helianthemum cinereum*, *H. hirtum*, *Fumana thymifolia* subsp. *glutinosa*, etc.). En el piso supramediterráneo la vegetación potencial corresponde a carrascales de la serie *Berberidi hispanicae-Querceto rotundifoliae* S.

1.2) Vegetación superior del valle del río Mundo

El tramo más alto de dicho valle se encuentra enclavado dentro de la provincia corológica Bética, pudiendo reconocerse en el mismo hasta 3 series de vegetación (RIVAS-MARTINEZ, 1987). Los carrascales del piso mesomediterráneo, que sube aquí hasta los 1.000-1.100 m, se adscriben a la serie *Paeonio coriaceae-*

Querceto rotundifoliae S., mientras que los del piso supramediterráneo pertenecen a la serie *Berberidi hispanicae-Querceto rotundifoliae* S.

En las umbrías, tanto en un piso bioclimático como en otro, es fácilmente reconocible la serie de los quejigares béticos *Daphno latifoliae-Acereto granatensis* S. Dichas masas representan la vegetación de mayor categoría que puede establecerse en esta región, la auténtica climax regional, y más que de quejigares habría que referirse a bosques polidéndricos o poliecdicos. En los alrededores de Los Chorros del río Mundo o en los enclaves más higrófilos del barranco de la Celada, es fácil reconocer en estos bosques con estrato superior de gran diversidad, alrededor de más de 30 especies arbóreas y arbustivas, en mezcla íntima e irregular, con presencia de diferentes formas de vida: frondosas caducifolias mesófilas (*Ulmus glabra*, *Corylus avellana*), caducifolias subesclerófilas (*Acer granatense*, *Sorbus aria*, *S. domestica*, *S. torminalis*), subesclerófilas marcescentes (*Quercus faginea*, *Q. pyrenaica*), esclerófilas (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) y algunas gimnospermas (*Taxus baccata*, *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*, *P. pinaster*, *Juniperus oxycedrus*). Otras especies dignas de ser destacadas son: *Daphne laureola*, *Amelanchier ovalis*, *Viburnum lantana*, *V. tinus*, *Crataegus monogyna*, *Colutea arborescens*, *Ilex aquifolium*, *Primula vulgaris*, *Helleborus foetidus*, *Prunus spinosa*, *Geum sylvaticum*, etc.

En cuanto a los carrascales, está mucho mejor representada la serie supramediterránea, quedando los encinares mesomediterráneos relegados a los pies de las laderas del valle. Ambos tipos de encinar se diferencian porque la serie supramediterránea presenta una serie de taxones orófilos que son escasos o ausentes en la serie meso mediterránea: *Echinopartum boissieri*, *Erinacea anthyllis*, *Berberis hispanica*, *Lonicera arborea*, *Helleborus foetidus*, *Centaurea granatensis*, *Arenaria armerina*, etc.

Por degradación de las series de vegetación anteriores, llegan a dominar en amplias áreas del valle los pinares xerófilos (*Pinus nigra* subsp. *salzmanii* y *P. pinaster*) favorecidos también por las técnicas selvícolas actuales. Mientras que en la parte de umbría domina el *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*, a veces mezclado con *P. pinaster*, en las solanas esta última especie es dominante. En esta orientación, sobre sustratos de arenas dolomíticas aparecen también algunos pies dispersos de *Pinus pinea*. La cubierta que ofrece el pinar, rara vez supera el 50-60 %, y suele estar constituido su cortejo por matorrales heliófilos en los que abundan: *Rosmarinus officinalis*, *Cistus clusii*, *Echinopartum boissieri*, *Thymus orospedanus*, *Genista scorpius*, *Cytisus scoparius* ssp. *reverchonii*, etc.

2) Vegetación briofítica

La vegetación briofítica existente en la zona de estudio se puede asignar a las

descripciones efectuadas por JIMÉNEZ *et al.* (1984, 1986) en referencia tanto al valle del río Mundo como al valle del río Tus puesto que toda la zona presenta una gran homogeneidad en cuanto a vegetación terrícola se refiere. Así, JIMÉNEZ *et al.* (1986) se refieren a la vegetación terrícola de suelos básicos o neutros del Sector noroccidental del Calar del Mundo como "densos tapices dominados por diversas especies de *Didymodon*, entre los que aparece ocasionalmente *Cheilotrichia chloropus*. En márgenes de caminos se encuentra la mayor abundancia de musgos acrocárpicos, característicos de *Barbuletea unguiculatae* v. Hübschmann 1967, como *Barbula unguiculata*, *Pseudocrossidium hornschuchianum*, *Anisotrichum howei* y *Aloina aloides*". En este mismo trabajo se apunta la presencia de especies nitrófilas tales como: *Funaria hygrometrica*, *Bryum bicolor*, y *B. torquescens*, en las proximidades de tocones y zonas quemadas.

En prados nitrificados, el desarrollo de los briófitos está favorecido por un cierto grado de humedad edáfica, como consecuencia de la mayor profundidad del suelo y el crecimiento de "pequeñas herbáceas", creando un microhábitat propicio para el asentamiento de musgos tanto acrocárpicos como pleurocárpicos. Entre los primeros, JIMÉNEZ *et al.* (1986) señalan *Pleurochaete squarrosa*, *Tortula ruraliformis* y, más abundantemente, *Didymodon acutus* y *D. vinealis*. Los pleurocárpicos están representados por *Homalothecium lutescens*, *Scleropodium touretii*, etc.

En la Sierra del Relumbrar, enclave próximo a la zona de estudio, si bien con unas características edáficas particulares (se trata de un afloramiento silíceo formado por pizarras y cuarcitas), aunque con unos regímenes hídricos semejantes a los registrados en el observatorio de Yeste (481,5-783,2 mm en observatorios próximos -Vianos y Villanueva de los Infantes-), HERAS *et al.* (1989) señalan la presencia de la asociación terrícola *Homalothecio aurei-Pleurochaetetum squarrosae* Ros & Guerra 1987, perteneciente a la clase *Barbuletea unguiculatae*. En el mismo trabajo, se apunta la existencia en la zona de la variante de *Homalothecio-Pleurochaetetum* con *Bartramia stricta* (descrita por ROS & GUERRA, 1987) en sustratos de naturaleza ácida, caracterizada ésta por la presencia de *Pleurochaete squarrosa*, *Homalothecium aureum*, *Bartramia stricta* y *Scleropodium touretii*. Por otro lado, HERAS *et al.* (1989) describen la asociación *Polytricho piliferi-Bartramiatum strictae* de la clase *Ceratodo-Polytrichetea piliferi* von Hübschmann 1967, en taludes y protosuelos secos en hendiduras de rocas de carácter ácido, en zonas expuestas. Esta asociación, que se caracteriza por la presencia de *Bartramia stricta*, *Polytrichum piliferum* y *Polytrichum juniperinum* se presenta de forma puntual en el valle del río Tus, en suelos descarbonatados, con pHs ácidos o neutros.

Por último, en el anterior trabajo se señala la asociación *Fumarietum hygrometricae* Gams 1957 de *Barbuletea unguiculatae* como "propia de suelos muy

nitrificados y generalmente quemados”, caracterizada por *Funaria hygrometrica* y diferentes especies del género *Bryum*.

De lo anteriormente expuesto y del muestreo realizado en ambos valles durante el presente estudio, se deduce que la vegetación briofítica terrícola de las zonas no afectadas por incendios presenta una composición florística bastante homogénea, siendo *Homalothecio aurei-Pleurochaetetum squarrosae* la asociación mejor representada y más ampliamente distribuida. En la Tabla 4, confeccionada a partir de inventarios levantados en puntos de ambos valles no afectados por incendios, se puede verificar la presencia de esta asociación.

Por otro lado, en puntos concretos del valle del río Tus, próximos a Loma del Villar, se ha podido constatar la presencia de *Politricho piliferi-Bartramietum strictae*, aunque en zonas más umbrosas que las requeridas para su óptimo, por lo que existe un gran número de introgresiones de *Pogonato-Dicranelletea*: *Cephalozia divaricata*, *Ditrichum heteromallum*, *Pleuridium acuminatum*, etc., así como de *Barbuletea unguiculatae*: *Pseudocrossidium hornschnuchianum*, *Didymodon insulanus*, *Bryum bicolor*; *B. torquescens*, *Trichostomum brachydontium*, *T. crispulum*, etc.

Nº inventario	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Nº registro	521	522	523	524	525	526	527	528	529	551	552	524	555	557	558	559	560
Superficie (m2)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cobertura (%)	40	55	60	50	65	55	60	75	90	40	50	60	40	40	50	50	45
Inclinación (°)	5	10	5	15	10	5	25	5	15	15	10	5	10	15	5	10	25
Exposición	NE	N	NE	S	N	S	SE	N	N	S	N	NE	S	N	N	S	NE
Nº de especies	7	7	5	4	9	7	5	4	5	5	8	5	2	6	7	4	5
Valle	T	T	M	M	T	M	M	T	T	M	T	M	T	T	T	M	M

Características de asociación y alianza:

<i>Pleurochaete squarrosa</i>	1	•	2	2	2	2	3	2	4	3	3	2	2	4	3	2	3	V
<i>Homalothecium aureum</i>	1	•	2	3	1	•	2	3	•	3	•	3	4	•	2	2	3	IV

Características de orden y clase:

<i>Bryum torquescens</i>	•	+	•	1	•	1	•	•	1	1	•	•	•	2	1	•	•	III
<i>D. vinealis</i>	•	•	3	•	1	•	1	•	•	•	1	•	•	2	•	•	•	II
<i>D. acutus</i>	•	•	3	•	1	•	1	•	•	•	1	•	•	2	•	•	•	II
<i>D. insulanus</i>	2	2	•	•	1	•	•	•	•	•	+	•	•	•	+	•	•	II
<i>Didymodon fallax</i>	•	+	•	•	+	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	I

Pseudocrossidium revolutum: 1 en 1; *Aloina aloides*: 1 en 2.

Características de orden y clase:

<i>Hypnum cupressiforme</i>	3	•	•	•	2	1	•	1	1	2	2	2	•	•	•	•	•	1	III	
<i>Tortella tortuosa</i>	•	•	•	3	•	2	•	•	•	•	•	4	•	•	2	•	•	•	II	
<i>Anisothecium howei</i>	•	+	•	•	1	+	•	•	•	•	+	•	•	•	+	•	•	•	II	
<i>Weissia triumphans</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	I	
<i>Bryum bicolor</i>	+	+	•	•	•	•	•	•	•	+	•	•	•	•	•	•	•	•	I	
<i>Trichostomum crispulum</i>	•	+	•	•	•	+	•	•	•	•	+	•	•	•	•	•	•	•	I	
<i>T. brachydontium</i>	•	•	1	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	I	
<i>Fissidens viridulus</i>																				
var. <i>bambergeri</i>	•	•	•	•	+	•	+	•	•	•	+	•	•	•	•	•	•	•	I	
<i>Weissia controversa</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	+

Tortula subulata var. *subinermis*: 1 en 1; *Brachythecium velutinum*: + en 5; *Reboulia hemisphaerica*: 2 en 14; *Targionia hypophylla*: 1 en 14; *Tortella densa*: 1 en 17; *Southbya tophacea*: 2 en 7; *Homalothecium sericeum*: 2 en 9.

Tabla 4: *Homalothecium aurei*-*Pleurochaetium squarrosae*. Inventarios levantados en zonas no afectadas por el fuego.

MATERIAL Y MÉTODO

1. SEGUIMIENTO DE LA SUCESIÓN COLONIZADORA BRIOFÍTICA

Existen dos métodos generales utilizados de forma habitual para realizar estudios sobre sucesión (LEPARI & ESCARRE, 1983):

a) El método directo o diacrónico:

Consiste en observar las variaciones de la vegetación en el tiempo a partir de una estación, parcela o lugar concreto previamente determinado. Sin duda, se trata de un procedimiento muy riguroso bajo un punto de vista metodológico y, aunque es eficaz y ha sido a su vez muy utilizado por numerosos investigadores, se trata de un método largo que puede resultar inviable, en ocasiones, en tanto que la sucesión vegetal secundaria puede durar decenas de años. Es por esto, que este método se halla especialmente indicado para estadios primarios de colonización primaria o secundaria o, al menos, para comunidades vegetales de evolución rápida, cuyos cambios sean detectables a corto y medio plazo.

De esta manera, son muy escasos los estudios existentes sobre sucesión vegetal de duración mayor a 10 años. De entre ellos, es destacable el realizado en

el sur de Francia por BRAUN-BLANQUET *et al.* (1958) sobre la colonización vegetal durante 43 años (1915-1958) o el estudio realizado por BORNKAMM (1975) durante 20 años sobre colonización de terrenos de labor abandonados, entre otros.

b) El método indirecto o sincrónico

El análisis de las variaciones espaciales de la estructura y de la composición florística de las comunidades vegetales presentes en un instante y en un lugar determinados, unido a la posibilidad de comparar dichas variaciones con las efectuadas en zonas en donde la sucesión se encuentra en estadios temporalmente diferentes, es lo que ha dado en llamarse método indirecto o sincrónico (LEPART & ESCARRE 1983), como fórmula de acercamiento hacia una visión global de la sucesión sin un seguimiento paralelo de la misma. Este estudio, pues, se basa en la comparación de zonas en diferentes fases de sucesión y, por tanto, la reconstrucción de la misma implica una serie de condiciones:

- Uniformidad relativa de clima, sustrato, localización de estaciones de estudio, etc.
- Mismo grado y misma naturaleza de la perturbación.
- Cese de actividad humana tras la perturbación o presión semejante sobre todas las parcelas.

Evidentemente, estas condiciones en muchos casos son muy difíciles de cumplir, y en otros, imposibles de verificar, por lo que numerosos investigadores han criticado este procedimiento (BRAUN-BLANQUET & JENNY, 1926; EVANS & DAHL, 1955; BARRY, 1960; BRAITON, 1976).

Sin embargo, en la mayoría de las ocasiones el estudio sincrónico es el único que permite una visión global de la sucesión y, como cita MARGALEF (1968): ... “La predicción ha de ser limitada a un nivel macroscópico, siendo imposible efectuarla al detalle. Un ecosistema es una reconstrucción histórica tan compleja, que cualquier estadio actual presenta una insignificante probabilidad *a priori*”.

Es por ello que un estudio sincrónico bien efectuado puede responder de forma satisfactoria a una descripción global de la sucesión secundaria siendo la única herramienta metodológica posible.

En el caso de la sucesión briofítica post-incendio de ecosistemas mediterráneos se presenta la ventaja de que, en principio, parece tener lugar de manera rápida en sus fases más recientes (si bien éstas no han sido hasta la fecha caracterizadas) y, por tanto, posibilita un seguimiento eficaz diaacrónico durante un periodo de tiempo relativamente corto. Por otro lado, los estadios más maduros y alejados de

la perturbación, presentan un grado de homogeneidad muy elevado, lo cual permite la viabilidad de este método teniendo como objetivo ofrecer una visión global de la sucesión, ya que por otro lado, en los Valles del Tus y del Mundo se cumplen -dentro de las limitaciones antes expresadas- las condiciones de homogeneidad climática y edáfica para iniciar un estudio de tipo sincrónico.

Sin duda, la utilización complementaria de los métodos diacrónico y sincrónico permite solucionar problemas inherentes a cada método por separado (MELLINGER & McNAUGHTON, 1975; ALLIER & LACOSTE, 1981). Por tanto, en el presente estudio se optó por realizar, para cada incendio, un seguimiento a través del tiempo a la vez que un estudio de diferentes incendios ocurridos en varias épocas, de manera que se pudieran establecer las bases de la sucesión briofítica secundaria post-incendio desde sus inicios hasta considerar estadios que pudieran calificarse como "maduros". Como referencia válida de estas etapas maduras se consideraron zonas próximas a las perturbaciones no afectadas por el fuego desde hace más de 30 años.

1.1. El muestreo

La ausencia de bibliografía específica sobre sucesión briofítica después del fuego no solo dificulta el alcanzar ciertas conclusiones por comparación de resultados, sino que ya desde el inicio del estudio imposibilita la utilización de métodos de muestreo fiables por el uso anterior de los mismos y el contraste posterior con nuevos trabajos. De esta manera, cada uno de los estudios realizados sobre sucesión briofítica post-incendio presentan una forma diferente de enfocar el muestreo:

Unos basan el muestreo en la estructura de la comunidad o el conjunto de los mismos, considerando el estadio de desarrollo de una o dos especies características de una zona y midiendo crecimientos temporales de gametófitos, porcentaje de aparición de esporófitos por unidad de tiempo, necromasa, fitomasa, productividad primaria, etc.. (CLEMENT, 1985; 1986). Otros autores realizan seguimientos de los céspedes briofíticos utilizando como método de muestreo el establecimiento de parcelas permanentes, sobre las que son marcadas líneas permanentes y estas muestreadas mediante el método de "point quadrat" desarrollado por FORGEARD & TOUFFET (1979). Este es el caso de CLEMENT et al. (1980). Por último, otros autores como GLOAGUEN & GAUTIER (1981) y GLOAGUEN (1990) delimitaron parcelas permanentes de 128 x 16 m, divididas en 8 transectos de 1 m de anchura por 128 m de longitud, que eran divididos a su vez en cuadrados de 1 m² de superficie. Cada cuadrado era muestreado tras establecer sobre el mismo una malla de 25 cuadrados de 20 cm de lado. La intercepción de una especie en cada vértice de la malla era anotada para estimar las frecuencias de las pequeñas

así como las coberturas relativas de las mismas. Los autores reconocen, sin embargo, el éxito de utilizar estimas visuales durante los primeros estadios de colonización, lo cual da una idea de lo complejo y laborioso del muestreo.

Para el seguimiento de las localidades incendiadas, se optó por seleccionar áreas con un inicio evidente de colonización. En este caso, al no ser objetivo del estudio la cuantificación absoluta de ningún parámetro (cobertura, frecuencia, etc.) sino que las medidas son siempre referidas a una evolución temporal con respecto a una unidad de muestreo, se hace necesaria la selección del punto de instalación de la misma, el cual debe ser fijo a lo largo del estudio (algo necesario y presente en la práctica totalidad de los estudios de sucesión briofítica post-incendio existentes).

De esta manera, se procedió al establecimiento de parcelas cuadradas de 1 m² de superficie (en general, la superficie de muestreo considerada en muestreos de sucesión briofítica (GLOAGUEN, 1990)). La condición fundamental para el establecimiento de las parcelas en los incendios fue la evidencia de un inicio de colonización briofítica, aunque siempre se trató de evitar que las parcelas pudieran presentar diferencias en la sucesión por factores externos tales asignables a la situación de los mismos como: pendiente, profundidad del suelo, proximidad de grandes rocas, vegetación superior de diferente estructura -algo imposible de ser evitado en los incendios antiguos-, proximidad a cursos de agua, orientación, etc. Así, se establecieron por lo general 5 parcelas permanentes por localidad, a excepción de Ardal, en donde se situaron 10 (5 en la vertiente N y 5 en la vertiente S), en la zona control (8) y en las Fresnedas (6). En una localidad -Loma del Villar- no se instalaron parcelas permanentes debido a la densidad de la vegetación superior y a la dificultad que presentaba el acceso a la misma.

El seguimiento de las parcelas permanentes se realizó de forma bianual, considerando dos épocas de actividad vegetativa de los briófitos: primavera y verano (SMITH, 1982) aunque en los estudios realizados sobre sucesión briofítica post-incendio, se considera generalmente un muestreo al año (CLEMENT *et al.*, 1989, GLOAGUEN, 1981, CLEMENT & TOUCHET, 1988; GLOAGUEN, 1990).

Cada parcela fue subdividida en subparcelas cuadradas de 25 cm de lado (Foto 8), las cuales fueron fotografiadas. Sobre cada fotografía se dispuso una lámina transparente a partir de la cual se establecieron los límites de las diferentes especies de briófitos. En general, cuando están húmedos son fácilmente identificables los tapices formados por las diferentes especies aunque su determinación haya de realizarse posteriormente en el laboratorio, en muchos casos. La terminología seguida para los diferentes taxones fue la de CORLEY & CRUNDWELL (1991) para los musgos y GROLLE (1983) para las hepáticas.

Al fin, cada réplica de la parcela permanente era superpuesta sobre un papel milimetrado y, de esta manera se medía la cobertura relativa de cada especie y la

cobertura global del tapiz briofítico. Como ya se ha comentado, a veces la determinación de las especies hubo de realizarse en el laboratorio, para lo cual se tomaron muestras de algunos individuos de las manchas más extensas del interior de la parcela o bien de poblaciones próximas a la misma, si la presencia de estas especies era más reducida, tratando en cualquier caso de no perturbar el proceso de sucesión natural de la vegetación briofítica de las parcelas permanentes.

Es necesario hacer notar que aunque el sistema empleado presenta sin duda un pequeño error acumulado debido a la suma de numerosos factores (efecto borde MONTES & RAMÍREZ, 1978, pequeñas plántulas presentes en la parcela permanente, que pueden desvirtuar el cálculo de la cobertura, diferencia de humedad en distintos puntos de la parcela, etc.) pese a lo cual queda compensado por la rapidez del procedimiento así como por el hecho de que los métodos ya empleados por otros investigadores ("point quadrat", líneas, etc.) adolecen del mismo tipo de inconvenientes a los que hay que añadir la lentitud de los diferentes procedimientos de medida, ya que no se puede ignorar que los gametófitos de algunas especies pueden llegar a medir décimas de milímetro de diámetro.

Con el método de la toma de fotografías a partir de parcelas permanentes y la reproducción posterior de los límites de las diferentes coberturas específicas se consigue evaluar la evolución de las mismas con el tiempo, pero no se puede obtener una información completa del número de especies presentes en toda la localidad. Para ello haría falta un número muy superior de parcelas permanentes, establecidas a lo largo de las diferentes parcelas, lo cual resultaría inviable dado el enorme esfuerzo necesario para cubrir un número tan elevado de localidades, algunas de ellas con una extensión superior a las 1.000 has. Así, se optó por completar el muestreo de parcelas permanentes con un muestreo aleatorio mediante el levantamiento de inventarios de vegetación briofítica, intentando cubrir diferentes puntos de las localidades, con el objetivo principal de ofrecer un catálogo de especies propias de los diferentes estadios de la sucesión colonizadora briofítica después del fuego, de las secuencias temporales reflejadas en los incendios considerados. Se levantaron un total de 838 inventarios repartidos por las distintas localidades -incluyendo la localidad control- a razón de unos 10 inventarios por muestreo en cada una de ellas. Se da el caso añadido de que la localidad de Loma del Villar fue muestreada según el método del muestreo aleatorio por levantamiento de inventarios de forma exclusiva, debido a la dificultad existente en el acceso a la misma así como de colocación de parcelas permanentes, por lo de ésta localidad, sólo se presentarán datos florísticos generales derivados del muestreo aleatorio.

Cada inventario fue efectuado según una serie de condiciones previas incluíbles cuales eran: constancia de la presencia de céspedes briofíticos de extensión considerable (en general coberturas menos de un 30 % no eran objeto de muestreo) y vegetación briofítica netamente terrícola, desechando aquellas especies

típicamente saxícolas o epífitas que pudieran haberse desarrollado en accidentes del terreno o en árboles y arbustos no afectados por el fuego. De cada inventario se anotaron: fecha, cobertura global, pendiente estimada con un elisímetro graduado, así como un breve comentario de la ecología del entorno.

A partir de los datos obtenidos en los inventarios levantados en cada muestreo se elaboró una ficha resumen con los resultados obtenidos, en la que constaba: el número de inventario, la época del muestreo (primavera u otoño), la cobertura media de los céspedes briofíticos \pm desviación típica como medida de dispersión de los datos; pendiente media \pm desviación típica y número total de especies.

2. SEGUIMIENTO DE LA EVOLUCIÓN DE LOS SUELOS AFECTADOS POR EL FUEGO

2.1. El muestreo

La inexistencia de trabajos previos que considerasen la relación briofitos-suelos a un nivel general y, en menor grado dentro de un contexto que implica la descripción de una evolución temporal tras una perturbación, hace que la metodología empleada en el presente estudio sea totalmente nueva. Como el objetivo fundamental de este apartado no es otro que la caracterización durante un periodo de tiempo determinado de los horizontes superficiales (0-8 cm) de suelos de bosques mediterráneos quemados en diferentes épocas, así como el establecimiento de la relación directa o indirecta entre estos y los tapices briofíticos colonizadores, hubo que determinar 2 tipos de muestras esencialmente: de un lado se consideró el estrato superficial de suelo presente bajo un denso tapiz briofítico (al que se denominó con la letra B) y de otro, el estrato superficial de suelo próximo al anterior -nunca más alejado de 50 cm- pero sin cubierta briofítica alguna (a este estrato se nombró con la letra S).

Los estratos anteriores se subdividieron atendiendo a la profundidad, de manera que bajo tapiz briofítico se tomaron muestras del estrato más superficial hasta una profundidad de 4 cm (estrato B) y muestras del estrato inferior al anterior hasta una profundidad de 8 cm (estrato b). En el estrato sin briofitos, se procedió de igual manera, considerando el estrato superficial 0-4 cm (S) así como el inmediatamente inferior al anterior (4-8 cm; estrato s), de manera que, en conjunto, sólo se han tratado horizontes edáficos muy superficiales que van a ser, en definitiva los que se verán más afectados por el fuego (HOSKING, 1938; KUTIEL & NAVEH, 1987).

De cada localidad se tomaron 3 muestras de cada colección completa de suelos (B, b, S y s), con objeto de presentar un valor medio de los parámetros

edáficos que se consideraron en el presente estudio, todo ello en cada muestreo.

Por último se muestreó 2 veces al año (primavera y otoño) coincidiendo con el período en que se procedió al muestreo de la vegetación briofítica.

La localización de los puntos de muestreo fue para todos los casos aquella que cumplía las siguientes condiciones:

1) Proximidad de los estratos B y S. En general, no se consideraron situaciones más alejadas de 50 cm.

2) Suelos profundos, y alejados de afloramientos rocosos así como de cursos de agua.

3) Existencia de céspedes briofíticos densos y extensos para la toma de muestras de los estratos B y b.

Una vez tomadas las muestras, se procedió a su desecación a temperatura ambiente durante un tiempo variable (dependiendo de la cantidad de agua presente en los mismos) y posteriormente fueron tamizados a 2 mm y sometidas a análisis.

2.1.1. Parámetros edáficos considerados

Con el objetivo de caracterizar de forma clara y concreta la evolución de los estratos de suelo antes mencionados se consideraron los siguientes parámetros edáficos así como sus respectivos métodos de obtención.

- a) pH (estimado en KCl y H₂O)
- b) Cationes monovalentes de cambio K⁺ y Na⁺
- c) Conductividad eléctrica (C.E.)
- d) Materia orgánica
- e) Nitrógeno total
- f) Relación C/N
- g) Caliza total (CCAT) y caliza activa CCAA)
- h) Fósforo asimilable
- i) Capacidad de intercambio catiónico (C.C.C.)
- j) Granulometría

2.2. Tratamiento estadístico de los datos

Los datos de los diferentes parámetros edáficos fueron sometidos a diferentes análisis estadísticos: Análisis de componentes principales y análisis de correlación, con objeto de evaluar las tendencias que presentaban los valores de los mismos frente al tiempo así como establecer las posibles diferencias entre los estratos de suelo.

3. PARCELAS DE SEGUIMIENTO DE LA EROSIÓN

La capacidad de protección de la cubierta vegetal colonizadora sobre los suelos afectados por un incendio forestal, fue cuantificada mediante la instalación de dos estaciones de seguimiento de la erosión superficial y de agua de escorrentía en una de las localidades correspondientes a un incendio reciente (Las Fresnedas).

El procedimiento empleado surge a partir de las experiencias de VEGA *et al.* (1982, 1983), que sirvieron para evaluar de forma muy eficaz las pérdidas de suelo durante el primer año después de un incendio forestal en Galicia, así como conocer la escorrentía, textura y composición química de los arrastres de suelo.

En este estudio, el objetivo primordial es la cuantificación real de las pérdidas de suelo y el agua de escorrentía durante el periodo comprendido entre la época de lluvias siguiente a la formación de una cobertura vegetal colonizadora, esto es, el otoño del año siguiente al fuego, y el año siguiente a éste. Como quiera que el incendio se produjo en Las Fresnedas en el verano de 1988, el seguimiento se realizó desde el otoño de 1989 hasta el otoño de 1990. De esta manera, se situaron dos parcelas de 300 m² de superficie (Fig. 6) sobre una zona con una pendiente media de 30°, representando una zona homogénea en cuanto a características del suelo (pedregosidad, profundidad, pendiente) e intensidad del fuego.

Ambas parcelas eran rectangulares, con una zona trapezoidal para encauzar los arrastres. El material empleado para las parcelas fue una lámina continua de P.V.C. rígido de 50 cm de altura, de la cual se enterraron 10 cm (Fig. 7).

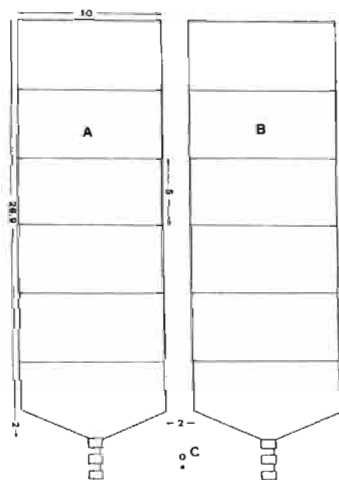


Figura 6: Esquema de las parcelas de seguimiento de la erosión. A: parcela no tratada con herbicida, que se dejó evolucionar libremente. B: parcela tratada con herbicida, en la cual fue eliminada la vegetación. C: pluviógrafo (m).

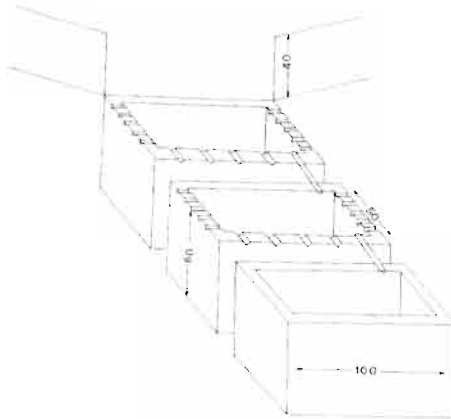


Figura 7: Esquema de las arquetas de contención de agua de escorrentía y suelo de arrastre (cm.)

En la zona más baja de cada una de las parcelas, se perforaron 3 arquetas que fueron recubiertas con cemento y material plástico para evitar filtraciones de agua. En los bordes de las 2 arquetas más próximas a las parcelas se practicaron 15 hendiduras en forma de "V", equidistantes y dimensionadas para evacuar 15 l/sg con el objeto de evitar el desbordamiento incontrolado de las arquetas. De uno de estos aforos partía una tubería que conectaba las arquetas entre sí de cada parcela, de manera que toda el agua de escorrentía, así como el suelo procedente del arrastre de las mismas eran recogidos en las arquetas sin posibilidad de fugas ni rebosamientos que pudieran desvirtuar los resultados finales.

Las dimensiones de las arquetas fueron de: 0.6 m x 0.5 m x 1m, lo cual suponía una capacidad total de 300 l para cada una de ellas. Como quiera que de la arqueta más próxima a la parcela sólo podía introducirse 1/15 del volumen total vertido por los aforos a la segunda, y de esta 1/15 a la tercera, entre las tres arquetas de cada parcela, se podía controlar hasta un volumen de agua de escorrentía equivalente a 9.300 l, sin que la última arqueta rebosara. Entre ambas parcelas se dispuso un pluviógrafo con autonomía semanal y un pluviómetro, con el objeto de cuantificar la precipitación real sobre la zona en el periodo considerado. Por último, todo el área fue aislada del resto de la localidad por una valla de alambre de 1.5 m de altura, para evitar la intrusión de personas y, sobre todo de ganado, muy frecuente en la zona.

Antes de iniciar el seguimiento, en el otoño de 1989 se procedió a la eliminación de toda la vegetación existente en una de las parcelas mediante la pulverización con un herbicida que acabó con el 95% de todas las plantas (incluyendo briófitos) durante todo el seguimiento, ya que impedía rebrotes y germinaciones

de diásporas. Para el seguimiento de la cobertura vegetal (tanto de plantas vasculares como briófitos) se dispusieron 5 líneas permanentes en ambas parcelas sobre las que se realizaban mediciones periódicas según el método de intercepción en línea (CANFIELD, 1941).

PRIMEROS ESTADIOS DE LA SUCESIÓN BRIOFÍTICA POST-INCENDIO

Durante las primeras fases de la colonización briofítica (reflejadas en Moropeche y Las Fresnedas), se producen dos hechos de manera determinante: por un lado, la riqueza florística durante los dos años después del fuego es muy baja, si bien presenta una evolución creciente con respecto al tiempo (Figs. 8 y 9). Por tanto, la constancia de dichas especies es muy notable en las parcelas permanentes, tal y como indican los bajos valores del índice de fugacidad para ambas localidades (Figs. 10 y 11), los análisis de la varianza efectuados con dichos datos indicaron que tanto el número de especies como la diversidad aumentaron de forma significativa con el tiempo.

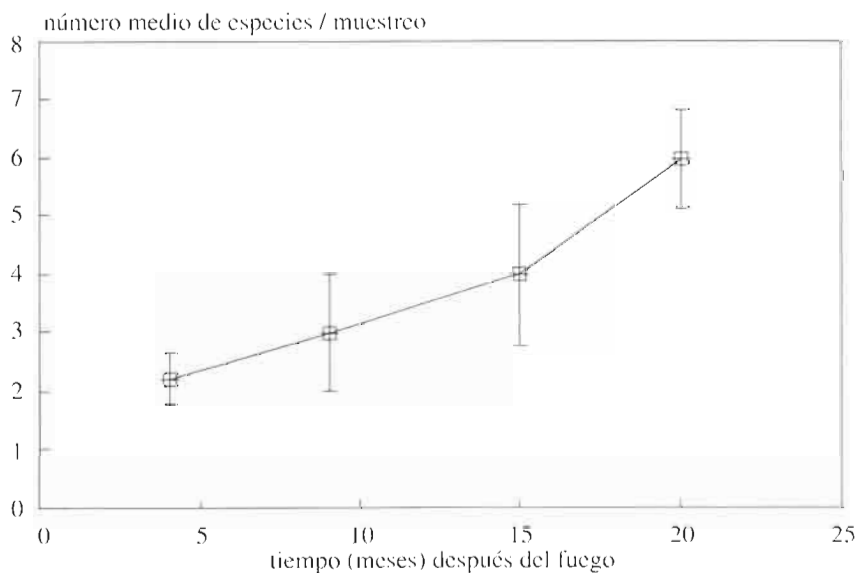


Figura 8: Evolución de la riqueza florística a lo largo del tiempo en Moropeche (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

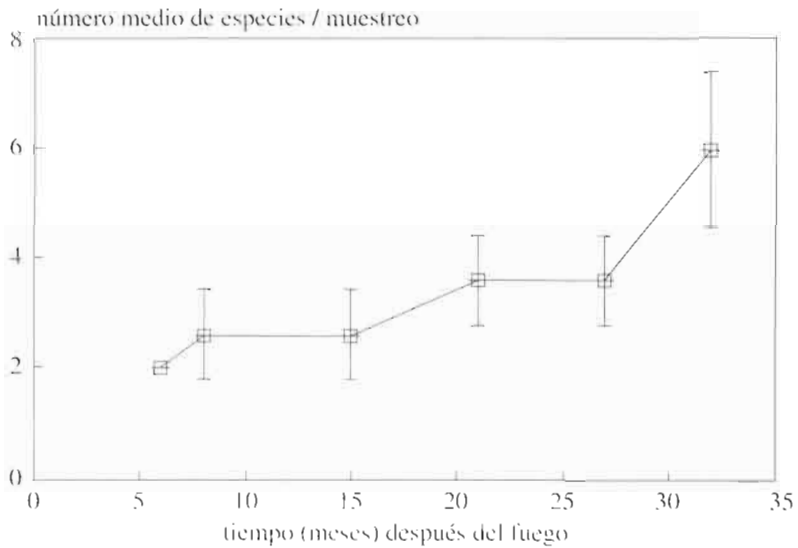


Figura 9: Evolución de la riqueza florística a lo largo del tiempo en Las Fresnedas (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

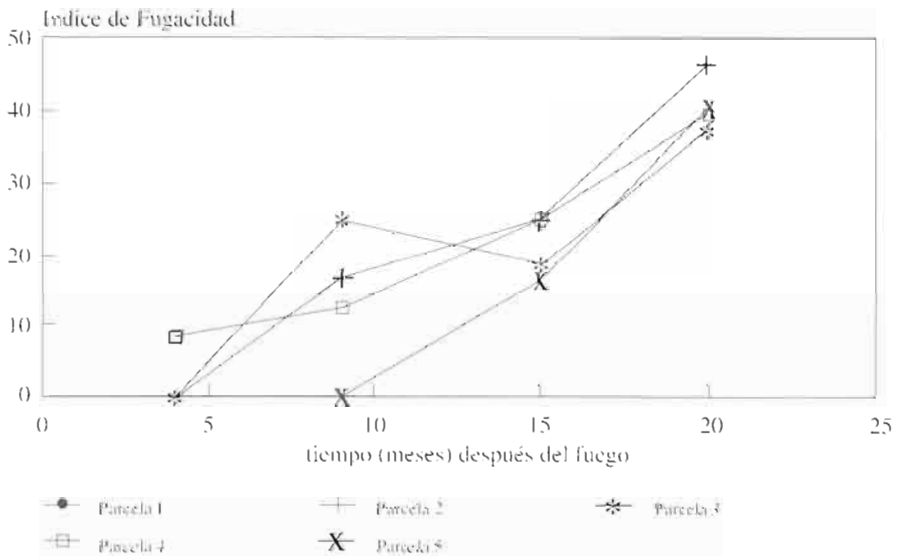


Figura 10: Evolución de la fugacidad de las especies en las parcelas permanentes de Moropeche a lo largo del tiempo.

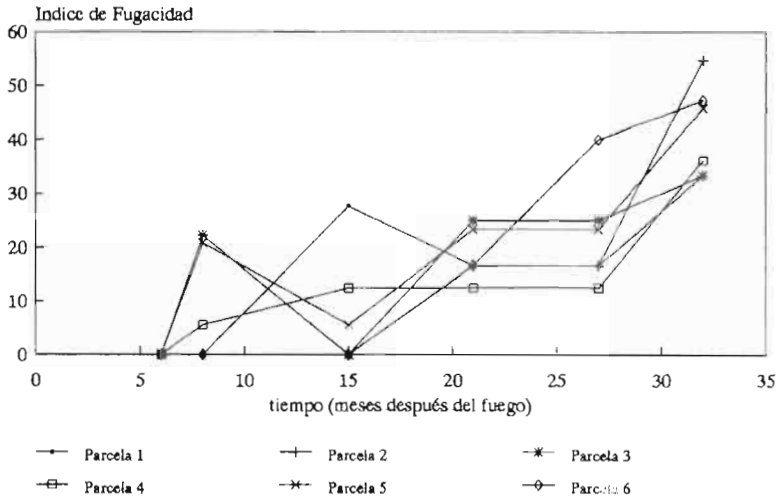


Figura 11: Evolución de la fugacidad de las especies en las parcelas permanentes de Las Fresnedas a lo largo del tiempo.

La cobertura de los tapices briofíticos es, durante este periodo, creciente con el tiempo, alcanzándose valores muy elevados durante los últimos muestreos efectuados tanto en Moropeche (Fig. 12) como en Las Fresnedas (Fig. 13).

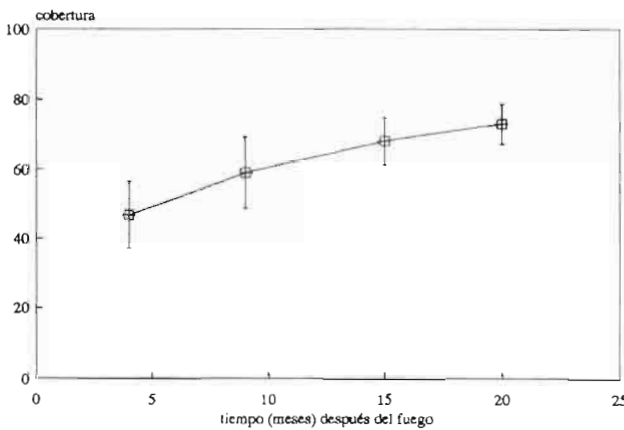


Figura 12: Evolución de la cobertura global de los tapices briofíticos en las parcelas permanentes de Moropeche a lo largo del tiempo (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

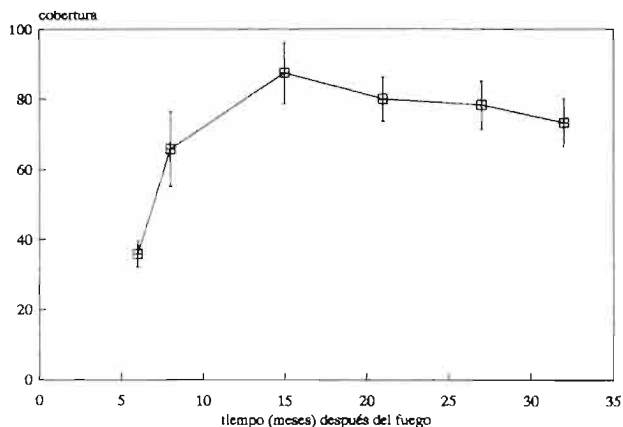


Figura 13: Evolución de la cobertura global de los tapices briofíticos en las parcelas permanentes de Las Fresnedas a lo largo del tiempo (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

Mediante el seguimiento de las parcelas permanentes instaladas tanto en Moropeche como en Las Fresnedas, se posibilita la elaboración de un modelo de la sucesión colonizadora briofítica de forma inmediata al fin del incendio. La representación esquemática de la colonización real de las parcelas 2 y 1 de Moropeche y Las Fresnedas respectivamente, muestra un mosaico formado por *Bryum bicolor* y *Funaria hygrometrica* 4 meses después del fuego, resultando evidente la abundancia de la primera con respecto a la segunda en esta época (Fig. 14a). En la primavera siguiente (Figs. 14b, 15a y 15b) los tapices briofíticos cambian notablemente. Así, *Bryum bicolor* continúa su expansión, colonizando más suelo (la porción de suelo libre es ahora menor) y *Funaria hygrometrica* avanza a partir de suelo libre, fundiéndose diferentes puntos de inicio de colonización (Figs. 15a y 15b) o bien a partir de suelo colonizado por *Bryum bicolor* (Figs. 14a y 14b). Resulta particularmente interesante el hecho de que, en las parcelas estudiadas, los puntos en donde se inicia la colonización por parte de *Funaria hygrometrica* suelen contactar con céspedes de *Bryum bicolor* y rara vez se encuentran focos de inicio de colonización aislada por *Funaria hygrometrica* (Figs. 15a). Durante este periodo, *Cephaloziella divaricata* forma pequeños tapices aprovechando los céspedes compactos, tanto de *Bryum bicolor* como de *Funaria hygrometrica*, no habiéndose encontrado en ningún caso de forma aislada.

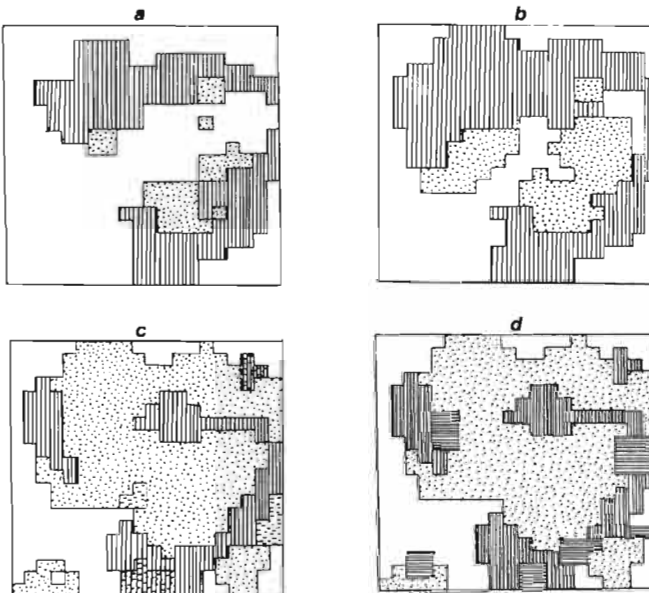
15 meses después, en Moropeche (Fig. 14c), otras especies como *Barbula convoluta* y *B. unguiculata* inician focos de colonización a partir de las zonas de contacto entre los céspedes de *Bryum bicolor* y *Funaria hygrometrica*, mientras que *Cephaloziella divaricata* desaparece de los lugares anteriores, aunque es

localizada en Las Fresnedas, en donde *Funaria hygrometrica* ha relegado a *Bryum bicolor* a unas cuantas manchas periféricas.

En la primavera siguiente en Moropeche, 20-21 meses después del fuego, son localizadas nuevas especies: *Trichostomum brachydontium* coloniza suelo desnudo o bien sustituye a otras especies, como *Barbula unguiculata* o, principalmente, *Funaria hygrometrica*. Esta última sigue colonizando suelo libre, mientras que los pequeños focos de colonización anteriores (formados por *Barbula convoluta* o *Barbula unguiculata*) se abren camino a partir de céspedes ya establecidos de *Bryum bicolor*. Por último, es destacable la aparición de *Bryum gemmilucens* que llega a formar un tapiz ciertamente extenso, desplazando a *Bryum bicolor*.

En Las Fresnedas, la parcela 1 no sufre grandes modificaciones en este muestreo, permaneciendo el mosaico de especies con una distribución semejante a la que tenía en el muestreo anterior.

En el muestreo efectuado en el otoño siguiente en Las Fresnedas, 27 meses después del fuego, el dinamismo colonizador de la parcela 1 (Fig. 15d) resulta menos intenso que en Moropeche. En ésta, desaparece *Cephaloziella divaricata*, habiéndose encontrado varios puntos de inicio de colonización por parte de *Barbula convoluta*. Sin embargo, en el muestreo siguiente (Fig. 15e) el espacio cubierto por *Funaria hygrometrica* ha sido, en buena parte, sustituido por *Barbula convoluta* y *Didymodon fallax*.



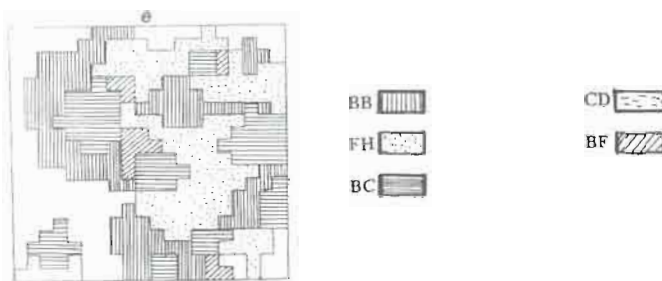


Figura 14: Evolución de la cobertura de las distintas especies presentes en la parcela 2 de Moropelche a lo largo de los distintos muestreos: a: 4 meses después del fuego; b: 9 meses después del fuego; c: 15 meses después del fuego; d: 20 meses después del fuego. Especies: BB: *Bryum bicolor*; FH: *Funaria hygrometrica*; BC: *Barbula convoluta*; CD: *Cephalozia divaricata*; BF: *Didymodon fallax*.



Figura 15: Evolución de la cobertura de las distintas especies presentes en la parcela 1 de Las Fresnedas a lo largo de los distintos muestreos: a: 6 meses después del fuego; b: 8 meses después del fuego; c: 15 meses después del fuego; d: 27 meses después del fuego; e: 32 meses después del fuego. Especies: BB: *Bryum bicolor*; FH: *Funaria hygrometrica*; BC: *Barbula convoluta*; BU: *Besleria unguiculata*; BG: *Bryum gemmatuens*; AH: *Anisothecium howei*; TB: *Trichostomum*

CARACTERIZACIÓN DE GRUPOS DE ESPECIES

Atendiendo a la evolución de las coberturas de las distintas especies de briófitos tanto en Moropeche como en Las Fresnedas, se podría hablar de 4 grupos bien caracterizados.

1) Especies colonizadoras pioneras

Se trata de especies que pueden aparecer a los 4 meses después de un incendio no muy intenso (Moropeche), o al menos durante la primavera siguiente al fuego, en localidades quemadas durante la estación seca en las localidades estudiadas. En el caso que ocupa al presente estudio, son las especies que entran en el grupo de especies colonizadoras pioneras *Bryum bicolor* (Foto 11), *Funaria hygrometrica* (Foto 12) y *Barbula convoluta* (Foto 13). Estas especies se encontraron formando densos tapices a los 4 meses tras el fuego (caso de las dos primeras en Moropeche) o, al menos, en los muestreos de primavera de las parcelas permanentes de ambas localidades. *Barbula convoluta*, si bien no fue encontrada en las parcelas permanentes de ninguna localidad, sí forma parte del fondo florístico de los inventarios levantados en Moropeche en el muestreo 1, 4 meses después del fuego.

Además del carácter colonizador pionero de *Funaria hygrometrica*, *Bryum bicolor* y *Barbula convoluta* se podría calificar la evolución en el proceso de sucesión como "estable y constante" para significar que las tres especies permanecen a lo largo del estudio en las parcelas permanentes (y formar parte de la riqueza florística de los inventarios levantados durante los diferentes muestreos en ambas localidades), si bien cada una de ellas presenta diferentes tendencias con el tiempo. Así, en Moropeche se comprueba que mientras la cobertura de *Funaria hygrometrica* y *Barbula convoluta* presenta tendencia creciente con el tiempo, *Bryum bicolor* experimenta un máximo en el muestreo 2, para descender progresivamente en los siguientes muestreos. En Las Fresnedas, a su vez, las tendencias antes señaladas se mantienen, aunque posteriormente a un máximo presentado por *Funaria hygrometrica* en el muestreo 2, tiene lugar un descenso progresivo durante los 3 siguientes muestreos. En definitiva, las tres especies presentaron elevadas coberturas en las dos localidades durante todos los muestreos (a excepción de *Barbula convoluta* en el muestreo 1) y las tendencias subsiguientes a los muestreos iniciales tienen lugar de forma gradual y progresiva.

2) Especies colonizadoras pioneras de evolución estacional

En este grupo se engloban especies de aparición inmediata al fin del incendio

(*Cephaloziella divaricata*, *Anisothecium howei*) o posterior a la primera estación lluviosa después del mismo (*Trichostomum brachydontium*, *Bryum gemmilucens*) las cuales presentaron una evolución inconstante, con apariciones y desapariciones de las parcelas permanentes y de los muestreos realizados a partir del levantamiento de inventarios. Así, la evolución de la cobertura media de *Cephaloziella divaricata* en las parcelas permanentes de Las Fresnedas presentó un aumento en la primavera siguiente al incendio para disminuir posteriormente hasta la primavera del último muestreo en donde vuelve a aumentar. En el caso de Moropeche ocurre algo semejante, con un máximo en el muestreo 2 (primavera) para disminuir durante los últimos muestreos.

3) Especies colonizadoras de aparición tardía

A este grupo pertenecen especies que entran a formar parte de los tapices briofíticos de manera más o menos estable, generalmente a partir de la primavera del segundo año tras el fuego, si bien pueden ser encontradas algunas de ellas en parcelas o en inventarios anteriores de forma puntual. Así, especies tales como *Didymodon vinealis* y *Didymodon fallax*, llegan a formar céspedes densos y relativamente extensos durante los muestreos más recientes tanto en Moropeche como en Las Fresnedas. Otras especies con menor presencia global tales como *Didymodon acutus* o *Bryum capillare* podrían ser de igual forma incluidas en este grupo, debido a su presencia en los inventarios de la manera antes citada.

El resto de las especies han sido localizadas de manera más puntual, bien en inventarios aislados bien en alguna parcela durante un muestreo concreto. En general, pertenecen a una sola localidad y fueron encontradas durante los últimos muestreos. Es el caso de *Barbula unguiculata*, *Riccia sorocarpa*, *Fissidens viridulus* var. *bambergeri*, *Trichostomum crispulum*, *Pseudocrossidium hornschuchianum*, *Aloina aloides* o *Weissia* sp., presentes únicamente en Moropeche, o de *Bryum caespitiformis*, que apareció en Las Fresnedas.

EVOLUCION EDÁFICA

La evolución de los parámetros edáficos de los suelos de Moropeche y Las Fresnedas, fue estudiada en función del tiempo transcurrido tras el incendio, considerando 4 estratos ya descritos anteriormente. Los muestreos se llevaron a cabo a los 2, 4, 9 y 15 meses tras el incendio en Moropeche y a los 9, 14, 21 y 27 meses tras el fuego en Las Fresnedas.

Con el objetivo globalizar tendencias de los parámetros edáficos considerados en el presente estudio, se realizó un Análisis de Componentes Principales para

cada localidad, introduciendo los valores medios de cada uno de dichos parámetros (a excepción del C/N, por ser resultado del cociente entre materia orgánica -carbono orgánico- y nitrógeno) de las muestras correspondientes a los 4, 15 y 19 meses tras el fuego.

El resultado de dicho análisis, presentó una absorción de varianza muy elevada por parte de los tres primeros ejes, próxima al 90% (86,32%), con lo cual la pérdida de información no es muy elevada, al considerar éstos factores causantes de la variabilidad de los datos.

La representación gráfica de los factores de carga de las 11 variables en el plano definido por los dos primeros componentes principales (Fig. 15) descubre una posible agrupación de las mismas en 4 grupos: El pH (tanto en H₂O como en KCl) se encuentran en la parte más positiva del componente 1 y en el primer cuadrante. Nitrógeno, materia orgánica y fósforo se agrupan en la parte positiva del componente 2, siendo las dos últimas, las variables con mayor valor de carga con respecto a dicho componente. Capacidad de cambio catiónico, conductividad eléctrica, sodio y potasio, se encuentran en el segundo cuadrante, con factores de carga negativos con respecto al componente 1. Por último, la caliza total y activa quedan agrupadas en el tercer cuadrante.

Como se puede comprobar en la Fig. 16 el componente 1 es el principal responsable de la discriminación de las muestras en dos grupos: uno integrado por las muestras 1-3 correspondientes al estrato superficial de suelo sin briófitos (S). Elevados valores de pH, materia orgánica y nitrógeno de las muestras S favorecen esta discriminación. De las tres muestras, la número 1 es la que va a presentar un mayor contenido en nitrógeno y materia orgánica.

El componente 2 dominado por el potasio, sodio y conductividad eléctrica fundamentalmente -junto con la capacidad de cambio catiónico- discrimina las muestras 7-9 de las muestras 4-6 (s) y 10-12. Por último, un bloque formado por las muestras 4-6 y 10-12 se presenta en la parte negativa de ambos componentes con un importante grado de homogeneidad y una influencia notable de la caliza total y sobre todo de la caliza activa.

De todo ello se deduce que las muestras S van a presentar notables incrementos de pH, nitrógeno y materia orgánica con respecto al resto de las muestras (especialmente las muestras s y b). Las muestras B se van a caracterizar por los elevados valores de fósforo, capacidad de cambio catiónico, conductividad eléctrica, potasio y sodio. Las muestras tomadas bajo las anteriores (tanto con briófitos -b- como bajo suelo desnudo -s-) ofrecen un comportamiento semejante con respecto a los factores edáficos anteriores y sólo el contenido de caliza parece diferenciar ligeramente las muestras bajo briófitos de las muestras bajo suelo sin briófitos.

En definitiva, en Moropeche la presencia de briófitos va a influir notablemen-

te en la evolución de los parámetros edáficos tras el fuego de forma que, durante los primeros 15 meses después del mismo, las variaciones en los contenidos globales de nitrógeno, materia orgánica y los valores de pH son mayores en los suelos sin briófitos, mientras que en éstos, los contenidos en sales y en cationes monovalentes así como en fósforo son menores que en los suelos con briófitos. Por último, en estratos inferiores (a más de 4 cm de profundidad) no se observan grandes diferencias entre uno y otro tipo de muestras.

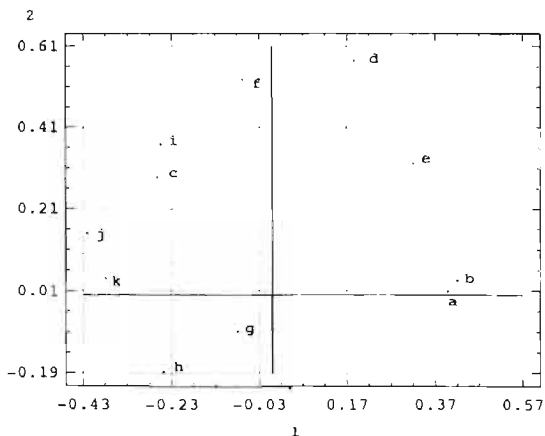


Figura 15: ACP Moropeche. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a: pH (H₂O); b: pH (KCl); c: C.E.; d: materia orgánica; e: N total; f: P asimilable; g: caliza total; h: caliza activa.

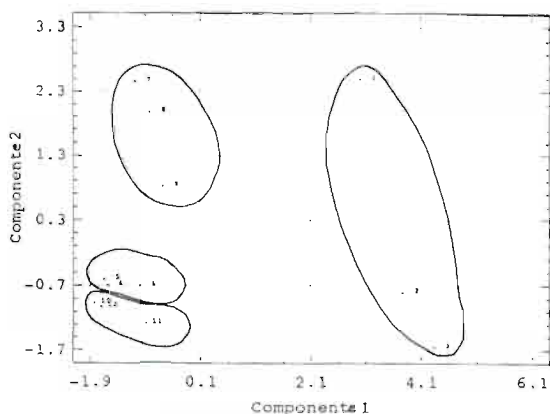


Figura 16: ACP Moropeche. Diagrama de dispersión de las cargas de las muestras sobre los dos primeros componentes. 1-3: S; 4-6: s; 7-9: B; 10-12: b.

Con el objeto de determinar la correlación de los valores de las diferentes fracciones granulométricas con el tiempo, se realizó el correspondiente análisis de correlación, considerando los distintos valores medios de estos con el tiempo (en meses) transcurrido tras el fuego.

El resultado de dicho análisis (Tabla 5) pone de manifiesto la intensa pérdida de arcillas en todos los estratos, especialmente el estrato MS.

	S	s	B	b
Arcillas	-0,9692*	-0,7879	-0,9233	0,1601
Limos	0,8824	-0,9436*	-0,9998*	-0,8189
Arenas f.	0,9668*	0,8218	0,9779	0,9996*
Arenas g.	0,9144	0,9595*	0,9978*	0,799

Tabla 5: Correlación entre fracciones granulométricas de los 4 estratos de suelo de Moropeche y el tiempo transcurrido tras el fuego. *: significativa al 95%.

El A.C.P. realizado con las muestras de suelo de Las Fresnedas fue reflejo de una evolución de los distintos parámetros edáficos con respecto al tiempo semejante a la que tuvo lugar en Moropeche y presentó una absorción de la varianza por parte de los tres primeros componentes del 75,52%. La representación gráfica de los pesos de las variables en los dos primeros componentes (Fig. 17) muestra una agrupación de los valores de pH y de caliza total, conductividad eléctrica, cationes monovalentes, materia orgánica, como reflejo de la tendencia decreciente de los mismos con respecto al tiempo, especialmente en el estrato S (en donde, por ejemplo, de un valor medio de pH=7,8 registrado en el primer muestreo se pasó a un valor medio de pH=7,2 en el último muestreo, 27 meses después del fuego). Por el contrario, tanto el contenido en nitrógeno como en fósforo asimilable presentaron tendencias estables con respecto al tiempo, en especial en los estratos B y b. Así, el contenido medio en nitrógeno de las muestras correspondientes al estrato B fue del 0,11% y en el estrato b, del 0,06%.

El diagrama de dispersión de muestras con respecto a los 2 primeros componentes (Fig. 18), establece una clara discriminación de las mismas en 2 grupos bien diferenciados: en la zona positiva del componente 1 se sitúan las muestras correspondientes a los estratos más superficiales (S y B) y en la zona negativa del mismo, las muestras correspondientes a los estratos más profundos (s y b). Ello indica que la evolución de los parámetros edáficos con respecto al tiempo (y por tanto su variación) es más intensa en los estratos de suelo superficiales, independientemente de la existencia o no de tapiz briofítico. Por contra, los cambios en los parámetros edáficos de las muestras tomadas en profundidad, fueron mucho menores.

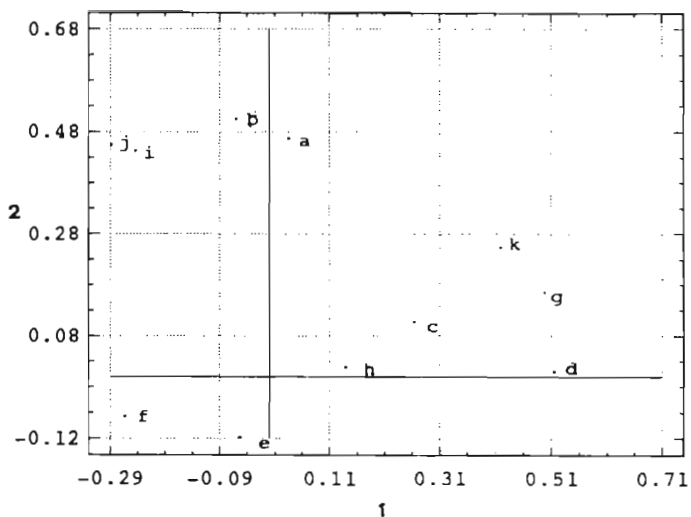


Figura 17: ACP Las Fresnedas. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a:pH (H₂O); b: pH (KCl); c: C.E.; d: materia orgánica; e: N total; f: P asimilable; g: caliza total; h: caliza activa; i: K⁺; j: Na⁺.

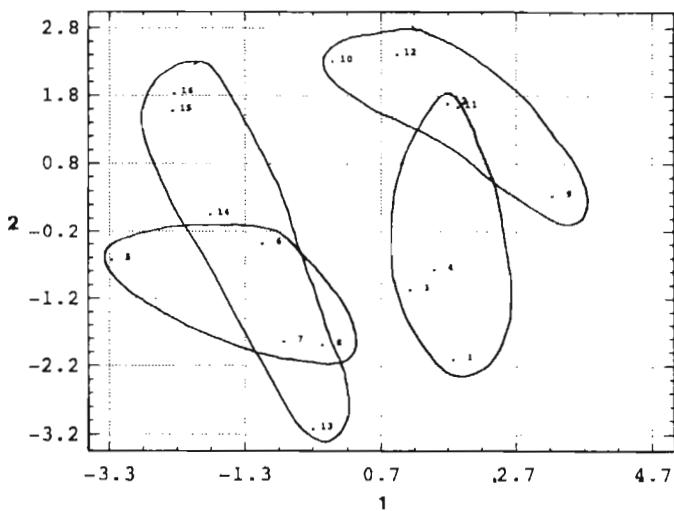


Figura 18: ACP Las Fresnedas. Diagrama de dispersión de las cargas de las muestras sobre los dos primeros componentes. 1-4: S; 5-8: s; 9-12: B; 13-16: b.

La evolución de las fracciones granulométricas de cada estrato con respecto al tiempo (Tabla 6) no presentó notables diferencias en función de la presencia o ausencia de briófitos. Así, en los estratos S y B se produjeron ligeros descensos en la fracción arcillas. Las diferencias más acusadas tuvieron lugar en la evolución de las arenas gruesas, ya que si en S dicha fracción aumentó significativamente, en B tuvo lugar un descenso del porcentaje de dicha fracción con respecto al resto.

	S	s	B	b
Arcillas	-0,5079	-0,5834	-0,8940	-0,9539*
Limos	0,0669	0,3453	0,9185	-0,9314
Arenas f.	-0,5332	-0,6342	0,8538	0,9882*
Arenas g.	0,9999*	0,7629	-0,8905	0,9999*

Tabla 6: Correlación entre fracciones granulométricas de los 4 estratos de suelo de Las Fresnedas y el tiempo transcurrido tras el fuego. *: significativa al 95%.

DINAMISMO DE LA SUCESION COLONIZADORA DURANTE EL PERIODO: 29-69 MESES DESPUES DEL FUEGO

La evolución de las comunidades briofíticas en incendios ocurridos hace más de 2 años, queda reflejada en el seguimiento de las localidades de Ardal, La Alfera y El Maguillo. Así, de la visión global de los resultados obtenidos se puede extraer una primera conclusión sobre la homogeneidad existente entre las 3 localidades, en cuanto a composición florística se refiere, pese a tratarse de incendios diferentes situados en puntos relativamente distantes. Ello puede implicar que, a semejanza de sustrato, composición florística previa e intensidad del incendio, los estadios de la sucesión briofítica post-incendio se solapan, posibilitando la visión sincrónica de los mismos.

Al igual que en Moropeche y Las Fresnedas, en donde las especies colonizadoras quedaban bien caracterizadas y el dinamismo de la sucesión colonizadora pionera presentaba una tendencia definida y homogénea, en las localidades incendiadas en 1985, la evolución de los céspedes briofíticos en el período de tiempo considerado, parece responder a la misma tónica de paralelismo independientemente de la localidad, si bien en términos cuantitativos sí se aprecian diferencias notables entre las mismas, destacando las elevadas coberturas de los céspedes briofíticos y riqueza florística de la vertiente norte de Ardal (Ardal N, Figs. 19 y 20) frente al resto de las localidades (Figs. 23-26) e, incluso, en comparación con la vertiente sur de Ardal (Ardal S, Figs. 21 y 22). Este hecho pone de manifiesto que la evolución de la colonización briofítica post-incendio en el período de tiempo considerado, difiere atendiendo a la orientación dominante de manera que, en situaciones de solana, en donde los briófitos se encuentran sometidos a mayores rigores climáticos que en situaciones de umbría (sequía, insolación) y diferentes sustratos edáficos (los suelos son menos profundos debido a pérdidas por escorrentía durante los primeros meses tras el incendio), la sucesión secundaria tiene lugar de manera más lenta, llegando a reconocerse tanto las comunidades como la dinámica de éstas, más propias de situaciones próximas al fuego, esto es, cercanas a los incendios de Las Fresnedas y Moropeche.

Esta diferente evolución de la sucesión vegetal tras el fuego, ha sido ya descrita por HERRANZ *et al.* (1991) en el valle del Río Tus, con respecto a la vegetación vascular. Así, en este estudio se llega a la conclusión de que las umbrías que no han sufrido incendios forestales durante más de 50 años, sustentan unas formaciones más ricas en especies de *Quercetea ilicis* y, localmente, de *Quercu-Fagetea* (generalmente encinares), de las que cubren las solanas. Por lo

contrario, en éstas hay más especies de *Ononido-Rosmarinetea* (básicamente romerales) que en las formaciones de umbría.

La vegetación superior que coloniza las umbrías incendiadas, transcurridos unos diez años desde el paso del fuego, es muy parecida a la existente en las umbrías que no se han quemado, si bien los pinos xerófilos (*Pinus halepensis*, *P. pinaster*) no se regeneran bien al ser desplazados por las especies que retoñan (dominantes) y por las especies del género *Cistus*, productoras de gran número de semillas.

En las solanas incendiadas llegan a dominar las especies que se regeneran por semilla, teniendo el pino carrasco un gran potencial colonizador, junto con *Rosmarinus officinalis* y *Cistus* sp. pl., los cuales pueden llegar a desplazar al pino en algunas zonas.

La competencia vegetación superior-vegetación briofítica que ya comienza a ser intensa durante el primer año tras el fuego, es más acusada en las zonas umbrosas de las vertientes septentrionales de los incendios, como demuestra el hecho de que la cobertura global de las parcelas permanentes va disminuyendo en Ardal N con respecto al tiempo (Fig. 19), producto del desplazamiento de las comunidades briofíticas por parte de las comunidades de plantas superiores que alcanzan importantes coberturas en esta época (HERRANZ *et. al.* 1991). Por el contrario, en Ardal S la cobertura media de las parcelas permanentes presenta un ligero -aunque constante- aumento con respecto al tiempo (Fig. 21), lo cual indica que, pese a concurrir una serie de factores ecológicos no muy propicios para el desarrollo de la cubierta briofítica, ello no impide que el tapiz briofítico siga aumentando lentamente, incluso 68 meses tras el fuego.

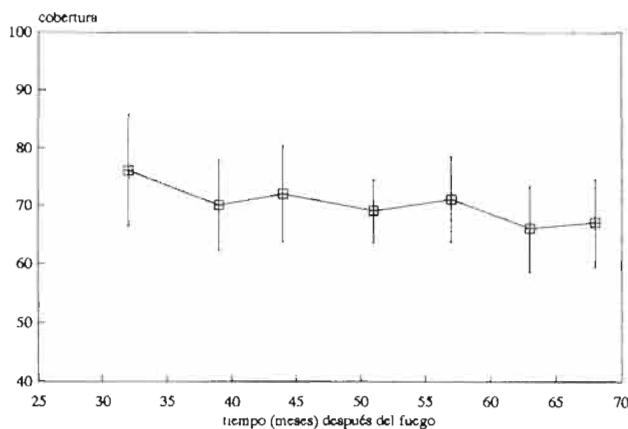


Figura 19: Cobertura media de los tapices briofíticos en cada muestreo efectuado en las parcelas permanentes de Ardal N.

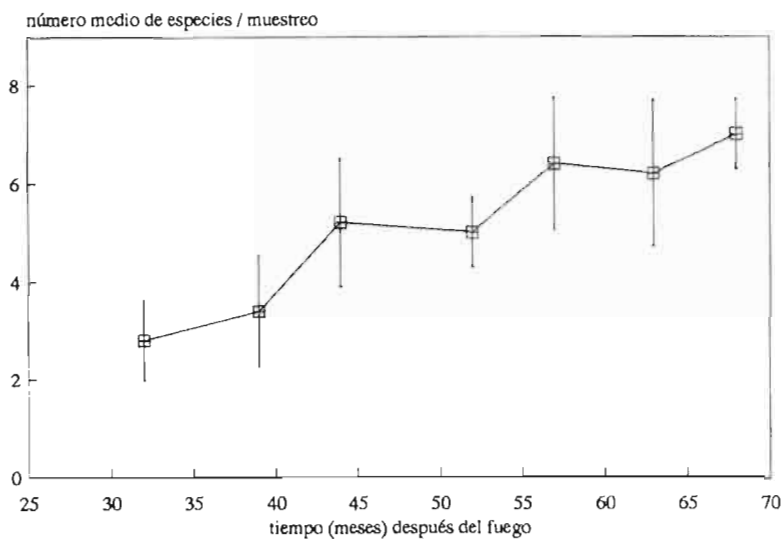


Figura 20: Riqueza florística media de las parcelas permanentes de Ardal N en cada muestreo.

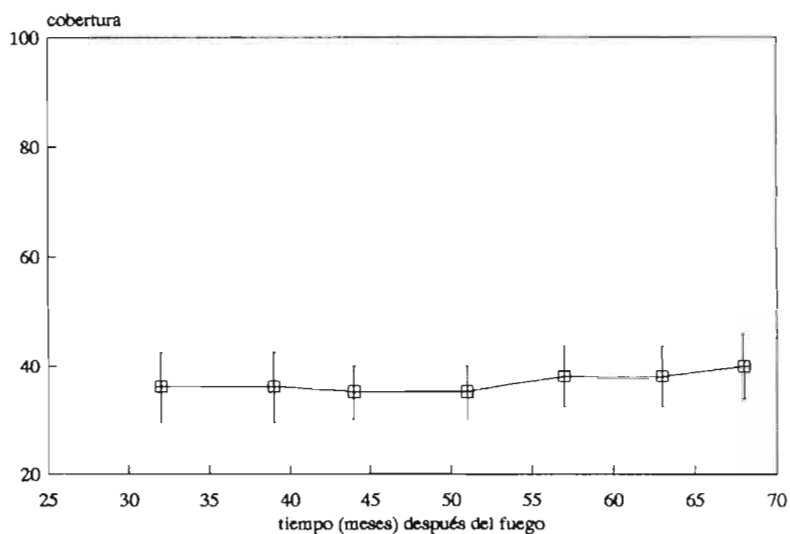


Figura 21: Cobertura media de los tapices briofíticos en cada muestreo efectuado en las parcelas permanentes de Ardal S.

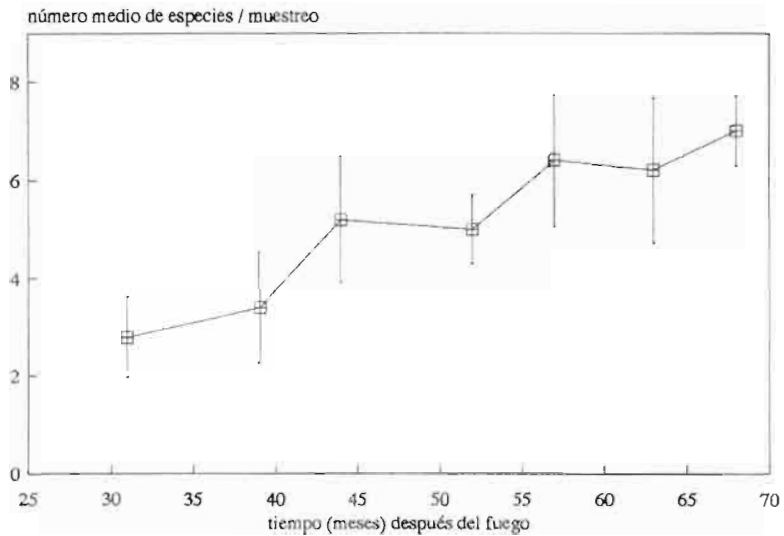


Figura 22: Riqueza florística media de las parcelas permanentes de Ardal S en cada muestreo.

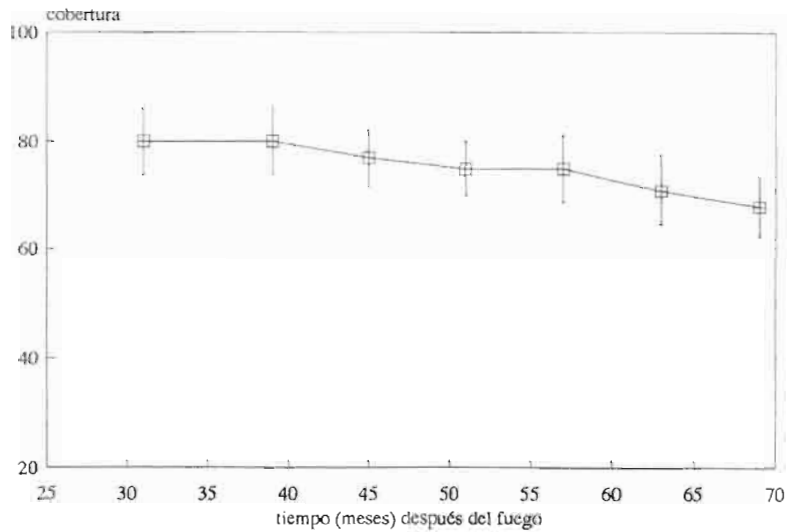


Figura 23: Cobertura media de los tapices briofíticos en cada muestreo efectuado en las parcelas permanentes de La Alfera.

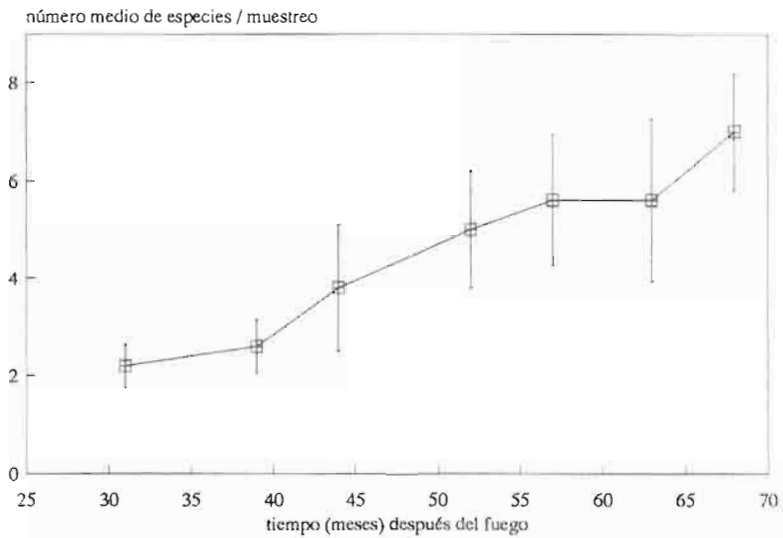


Figura 24: Riqueza florística media de las parcelas permanentes de La Alfera en cada muestreo.

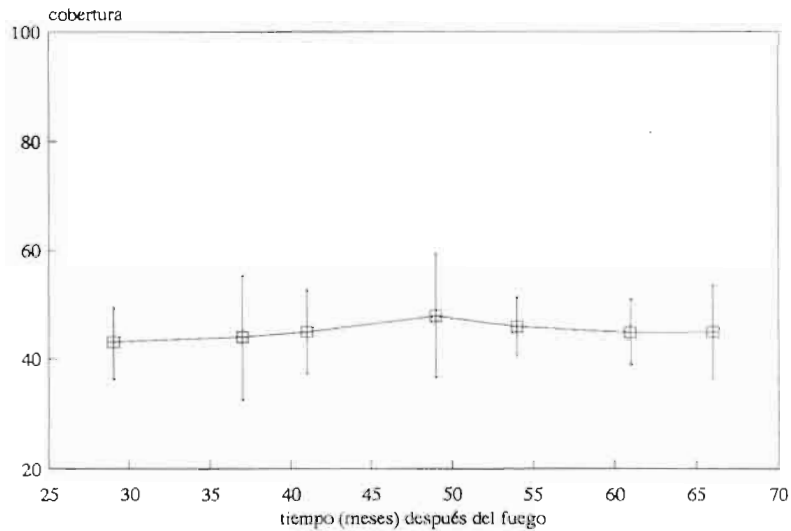


Figura 25: Cobertura media de los tapices briofíticos en cada muestreo efectuado en las parcelas permanentes de El Maguillo.

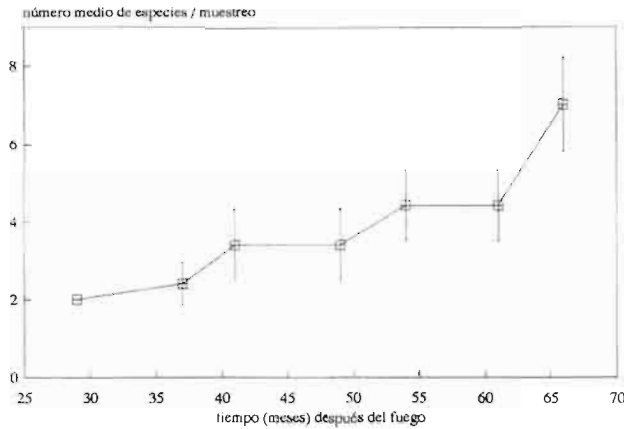


Figura 26: Riqueza florística media de las parcelas permanentes de El Maguillo en cada muestreo.

Las especies consideradas como “colonizadoras pioneras” en las localidades de Moropeche y Las Fresnedas (*Funaria hygrometrica*, *Bryum bicolor* y *Barbula convoluta*) fueron encontradas en las tres localidades quemadas en 1985. Estas tres especies presentaron una evolución semejante en dichas localidades en relación a la cobertura, de manera que, tanto *Funaria hygrometrica* (Fig. 27) como *Bryum bicolor* (Fig. 28) parten de coberturas elevadas (más del 50% en el caso de *Funaria hygrometrica* en Ardal N y La Alfera), para ir descendiendo a lo largo de los diferentes muestreos, mientras que *Barbula convoluta* (Fig. 29) siguió una tendencia opuesta, aumentando progresivamente su cobertura en las tres localidades.

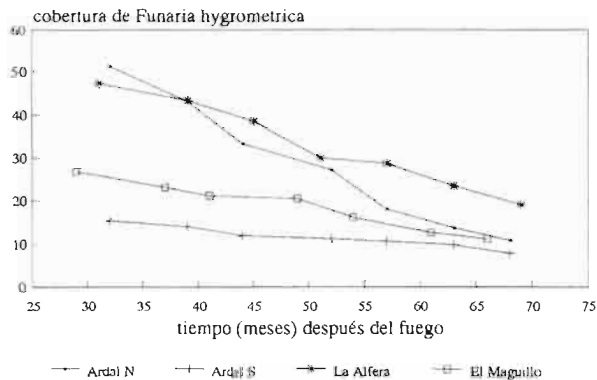


Figura 27: Cobertura media en cada muestreo de *Funaria hygrometrica* en las localidades de Ardal, La Alfera y El Maguillo.

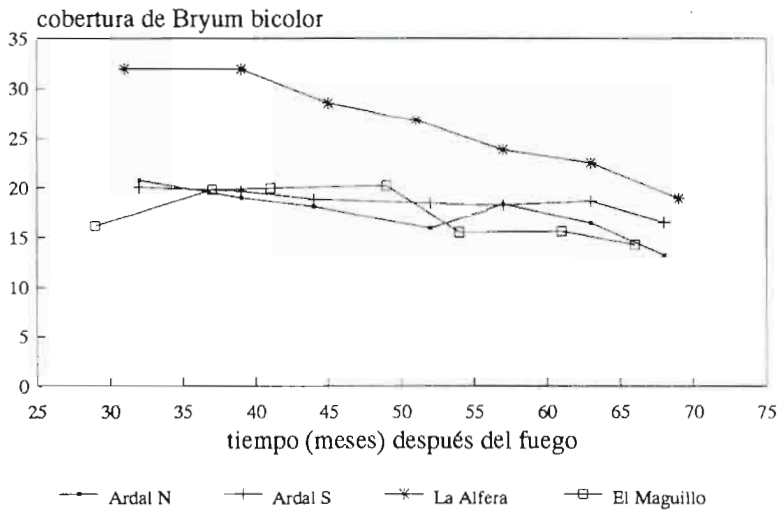


Figura 28: Cobertura media en cada muestreo de *Bryum bicolor* en las localidades de: Ardal, La Alfera y El Maguillo.

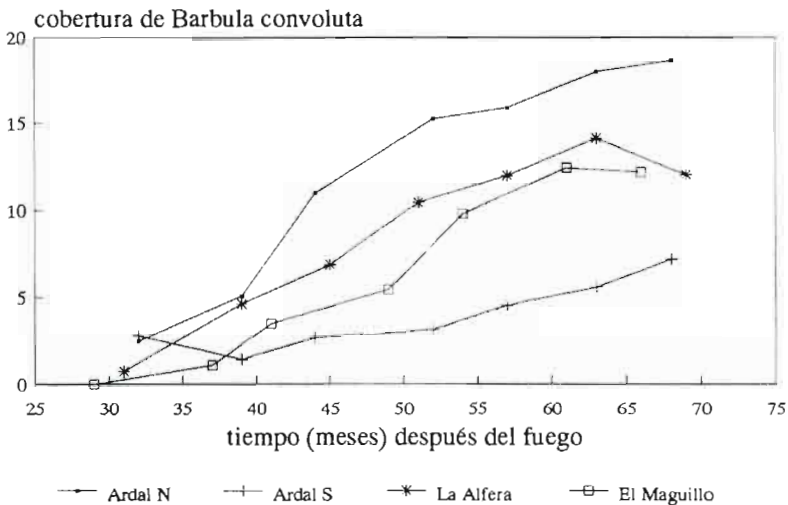


Figura 29: Cobertura media en cada muestreo de *Barbula convoluta* en las localidades de: Ardal, La Alfera y El Maguillo.

La presencia constante de estas especies a lo largo de los muestreos efectuados en las 3 localidades queda reflejada en los elevados valores del índice de fugacidad obtenidos para las mismas (Figs. 30-34).

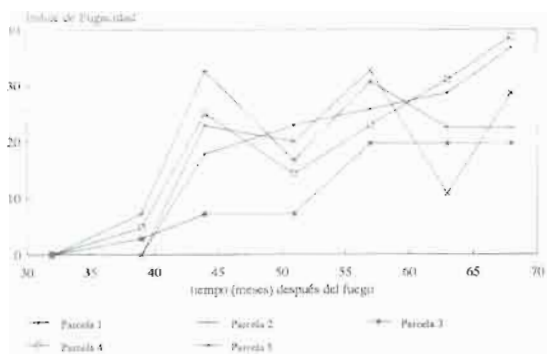


Figura 30: Fugacidad de las especies a lo largo de los muestreos efectuados en Ardal N.

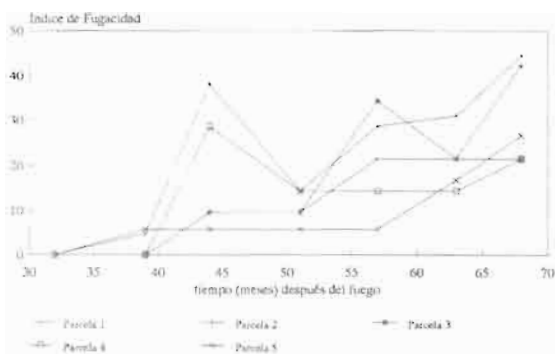


Figura 31: Fugacidad de las especies a lo largo de los muestreos efectuados en Ardal S.

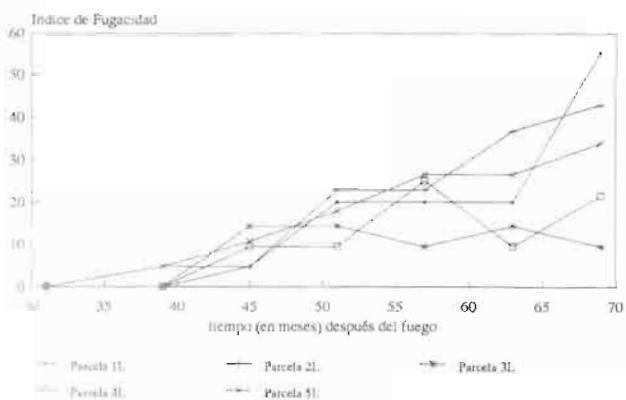


Figura 32: Fugacidad de las especies a lo largo de los muestreos efectuados en La Alfera.

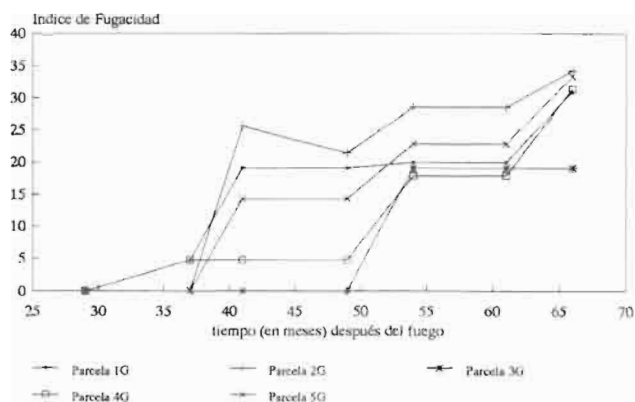


Figura 33: Fugacidad de las especies a lo largo de los muestreos efectuados en El Maguillo.

En el periodo de tiempo considerado se localizaron también algunas especies “pioneras de evolución estacional”. Estas no se encontraron a lo largo de los diferentes muestreos en la misma localidad ni fueron las mismas en las tres localidades, de manera que incluso en una localidad (como en el caso de Ardal) pueden aparecer en una de las vertientes y no aparecer en la otra. *Phascum curvicolle*, *Phascum cuspidatum* var. *piliferum*, *Fissidens viridulus* var. *bambergeri*, son propias de Ardal N y con presencia prácticamente exclusiva en primavera, o *Pottia starckeana*, *Pterygoneurum subssesile*, etc., encontradas en Ardal S. La evolución de las coberturas de estas especies presentó grandes oscilaciones dependiendo de la época de muestreo, generalmente con valores máximos en primavera. En las localidades de El Maguillo y La Alfera también fue posible localizar especies de evolución marcadamente estacional tales como *Pottia starckeana* y *Bryum gemmilucens* (Foto 14).

Por último, también en las localidades de Ardal, La Alfera y El Maguillo, se recolectaron especies no encontradas durante los primeros muestreos, con una evolución netamente creciente, tanto en frecuencia como en cobertura (Fig. 34). Es en este grupo en donde se registró una mayor variabilidad, ya que si bien algunas de estas especies se presentaron en las tres localidades, (*Barbula unguiculata*, *Anisothecium howei*, *Barbula convoluta* var. *commutata*, *Bryum capillare*, *Trichostomum brachydontium*, *Didymodon vinealis*, *Bryum torquescens*) otras sólo fueron encontradas en alguna de las localidades de estudio (*Acaulon triquetrum*, *Bryum dunense*, *Didymodon trifarius*, *Trichostomum crispulum* en Ardal; *Ceratodon conicus*, *Encalypta vulgaris*, *Tortella flavovirens*, *Fossombronia caes-*

pitiformis, en La Alfera). Otras especies fueron encontradas en dos localidades durante muestreos próximos en el tiempo, como: *Aloina aloides*, *Bryum argenteum*, *Didymodon fallax* (Fig. 35), etc.

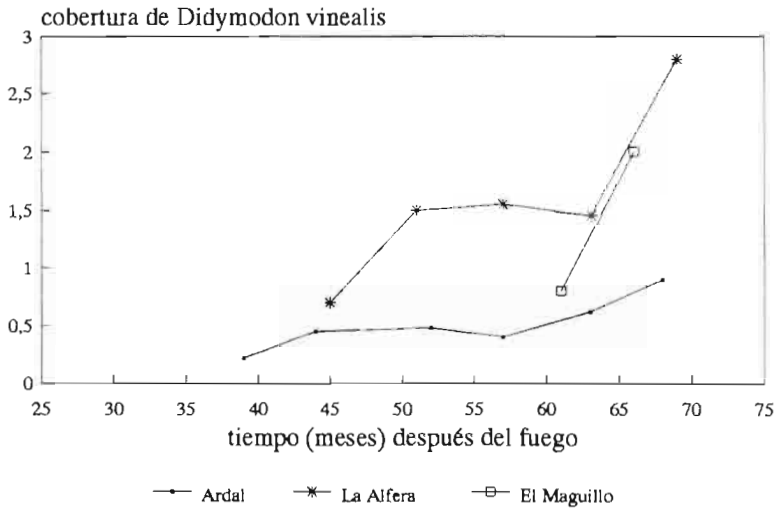


Figura 34: Cobertura media de *Didymodon vinealis* en Ardal, El Maguillo y La Alfera.

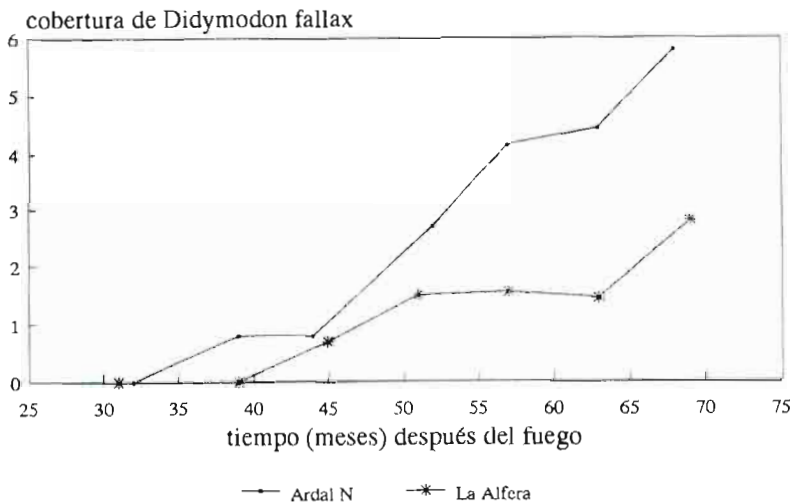


Figura 35: Cobertura media de *Didymodon fallax* en cada muestreo efectuado en Ardal y El Maguillo.

La evolución de los tapices briofíticos en las localidades consideradas presenta una serie de etapas que podrían esquematizarse como sigue:

1) Durante los primeros muestreos (efectuados entre los 29 y 32 meses después del fuego, según la localidad) tiene lugar un desplazamiento de *Funaria hygrometrica* y *Bryum bicolor* por parte de *Barbula convoluta*. Esta misma especie es la que mayor proporción de suelo libre llega a colonizar. Aparecen algunas especies colonizadoras secundarias, en especial en Ardal N (*Bryum torquescens*, *Weissia controversa*).

2) 37-39 meses después del fuego aparecen algunas especies que, en muestreos posteriores, incrementan progresivamente su cobertura (*Didymodon fallax*, *Didymodon vinealis*, *D. fallax*, *Bryum capillare*). Estas especies colonizan suelo libre o son capaces de intercalarse entre los tapices ya desarrollados, a partir de *Funaria hygrometrica* y *Bryum bicolor*.

3) 41-45 meses después del fuego, tiene lugar un aumento muy importante de la riqueza florística de las parcelas permanentes en las tres localidades. El grupo de especies colonizadoras secundarias se incrementa en especies (*Barbula unguiculata*, *Trichostomum brachydontium*, *Pseudocrossidium hornschuchianum* etc.), mientras que las especies ya citadas en el periodo anterior aumentan su cobertura ligeramente. Sin embargo, es a partir de especies de evolución marcadamente estacional por lo que la riqueza florística aumenta en grado tan elevado: *Pottia starckeana*, *Phascum curvicolle*, *Bryum gemmilucens*, llegan a formar extensos tapices introduciéndose entre las especies colonizadoras pioneras (como es el caso de *Bryum gemmilucens* a partir de *Bryum bicolor*) o entre las colonizadoras secundarias.

4) 49-52 meses después del fuego tiene lugar un importante incremento de la cobertura de: *Barbula convoluta*, *Bryum torquescens*, *Didymodon vinealis*, *D. fallax*, *Barbula unguiculata*, mientras que algunas especies de evolución estacional desaparecen, como es el caso de *Bryum gemmilucens*, *Phascum curvicolle*, etc. Los céspedes briofíticos no aumentan en cobertura global de forma notable. Aparecen nuevas especies colonizadoras secundarias como: *Bryum argenteum* y *Anisothecium howei*.

5) 54-57 meses después del fuego tiene lugar un nuevo aumento de la riqueza florística, en general, a partir de suelo ya colonizado por especies pioneras. Nuevamente surgen especies de evolución estacional (*Cephaloziella divaricata*, *Pottia starckeana*, *Bryum gemmilucens*, etc.) y algunas de las especies coloniza-

doras secundarias de escasa presencia en periodos anteriores, comienzan a ser detectadas en otros puntos de las localidades, como es el caso de: *Trichostomum brachydontium*, *Bryum capillare*, *B. torquescens*, etc. *Funaria hygrometrica* y *Bryum bicolor*, por contra, siguen disminuyendo en cobertura.

6) 61-63 meses después del fuego se repite la situación descrita en el punto 4, con la desaparición de numerosas especies de evolución estacional, así como una estabilización en el aumento de la cobertura de especies colonizadoras secundarias. *Barbula convoluta*, *Didymodon vinealis*, *D. fallax*, *Barbula unguiculata*, *Bryum torquescens*, *B. argenteum*, entre otras, aumentan ligeramente su cobertura.

7) Durante el último muestreo efectuado en las localidades de Ardal, La Allera y El Maguillo, 66-69 meses después del fuego, tiene lugar el último incremento en la riqueza florística, debido a la inclusión de un buen número de especies que habían sido halladas en alguna de las localidades y que, durante este periodo, se extienden al resto de las mismas, así como especies de evolución estacional. Las tendencias globales observadas en los puntos 3 y 5 se repiten una vez más en este muestreo. *Funaria hygrometrica* y *Bryum bicolor* presentan las coberturas más bajas desde que comenzó el seguimiento, mientras que *Barbula convoluta*, *B. unguiculata*, *Bryum torquescens*, *B. capillare*, *B. argenteum*, *Didymodon vinealis*, *D. fallax*, etc. presentan las coberturas más elevadas.

EVOLUCIÓN EDÁFICA

Para describir la evolución de los parámetros edáficos considerados, se describen a continuación los resultados obtenidos a partir de las muestras tomadas en Ardal, ya que tanto para La Allera como para El Maguillo, si no el contenido en las diferentes muestras sí la evolución de estos parámetros a lo largo del tiempo, fue muy semejante a la que tuvo lugar en Ardal N. Así, los resultados y conclusiones a propósito de las tendencias temporales de estos parámetros edáficos referidas a Ardal N pueden extrapolarse a las otras dos localidades mencionadas.

La estimación de las tendencias de los parámetros edáficos en Ardal, así como las posibles diferencias entre los 4 estratos de suelo considerados en este estudio (S, s, B y b), se realizaron dos análisis de componentes principales, tomando como variables los diferentes parámetros edáficos. Con el fin de poder comparar tendencias entre una y otra vertiente, se optó por considerar Ardal N y Ardal S por separado, aplicando un A.C.P. a cada una de ellas ya que la globalidad de los datos suponía una dispersión de la varianza muy elevada (los 3 prime-

ros componentes explicaban < 50% de la varianza total lo cual supone una pérdida de información significativamente importante).

El resultado del A.C.P. efectuado con los datos de Ardal N reflejó una absorción de la varianza del 74.89% por parte de los 3 primeros componentes, lo cual implica una cierta pérdida de información, si bien permite -bajo un punto de vista estadístico- seguir adecuadamente con la interpretación del análisis en función de estos tres primeros ejes.

La representación gráfica de las cargas de las variables en el plano formado por los dos primeros componentes principales (Fig. 36) muestra una agrupación de los valores de pH (medido en H₂O y KCl) con la capacidad de cambio catiónico, los cuales -junto a caliza total- se hallan en la zona más positiva del componente 1. Materia orgánica, nitrógeno total y potasio, por el contrario, se encuentran en la zona más negativa de dicho eje. Sin embargo, es el componente 2 el que, a pesar de explicar menor variabilidad, discrimina de forma más eficaz las variables, separando claramente fósforo asimilable del resto y, en especial de la conductividad eléctrica.

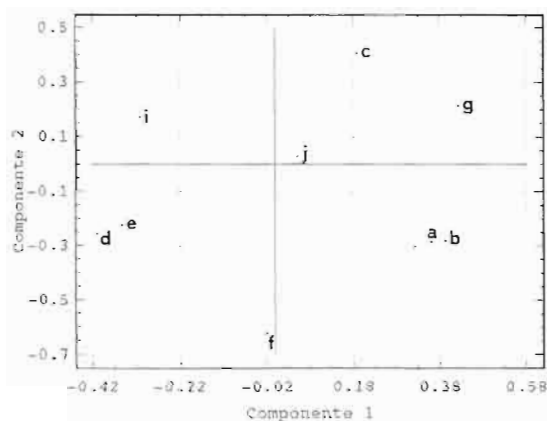


Figura 36: ACP Ardal N. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a:pH(KCl); b:pH(H₂O); c:C.E.; d:m.o.; e:N; f:P; g:C.C.A.T.; h:C.C.C.; i:K⁺; j:Na⁺.

Este componente parece definir cierto carácter de temporalidad estacional (aumento de los valores de las variables o disminución de los mismos respecto a la estación del muestreo), mientras que el primer componente parece responder hacia diferencias existentes entre estratos de suelo. Este eje, sin duda, es el que mejor discrimina las muestras, formándose dos grupos claramente definidos (Fig. 37). En los cuadrantes 1 y 4 (zona positiva) se encontrarían las muestras pertene-

cientes a los suelos sin briófitos (1-12) y en los cuadrantes 2 y 3, las muestras pertenecientes a los suelos bajo briófitos (13-24). Mientras nitrógeno, materia orgánica potasio y fósforo influyen en la discriminación de los estratos B y b, las muestras S y s son agrupadas en virtud de la evolución de los valores de pH, caliza total, C.C.C., C.E. y, en menor grado, sodio.

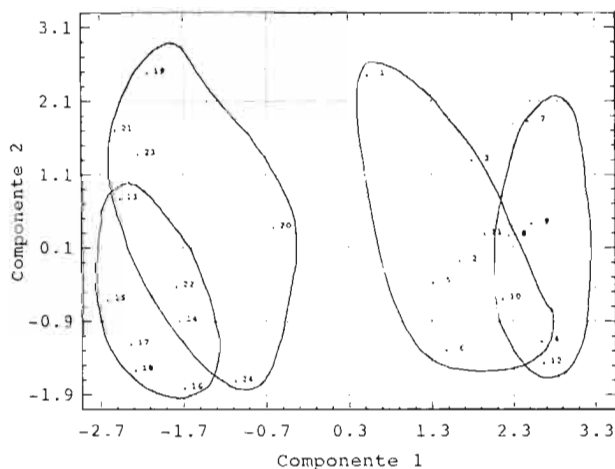


Figura 37: ACP Ardal N. Diagrama de dispersión de de las cargas de las muestras sobre los dos primeros componentes. 1-6:AS; 7-12:As; 13-18:AB; 19-24:Ab.

El ACP realizado con los datos de parámetros edáficos de las muestras de Ardal S, mostró una absorción de la varianza superior a la del ACP de Ardal N, ya que los tres primeros ejes explican un 76.96% del total de la misma. En este caso, la pérdida de información es algo menor que en el caso anterior.

La representación gráfica de las cargas de las variables con el plano formado por los dos primeros componentes (Fig. 38) ofrece una imagen bien distinta de la obtenida en Ardal N. Así, en este caso, la materia orgánica se encuentra totalmente desplazada hacia la parte más positiva del componente 1, formando un grupo bien definido con pH, C.C.C., Na^+ , N y K^+ . Por el contrario, C.E. y en mayor grado, P y CO_3Ca se encuentran en el cuadrante negativo con respecto a dicho eje. El componente 2 discrimina dos grupos de variables: de un lado K^+ , N y materia orgánica, en la zona negativa y el resto en la zona positiva.

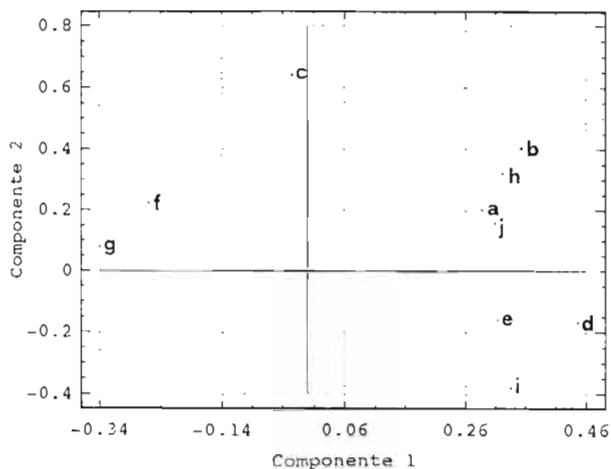


Figura 38: ACP Ardal S. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a:pH(KCl); b:pH(H₂O); c:C.E.; d:m.o.; e:N; f:P; g:C.C.A.T.; h:C.C.C.; i:K⁺; j:Na⁺.

La representación gráfica de las muestras en la gráfica de dispersión (Fig. 39) con respecto a los dos primeros componentes, indica que el componente 1 discrimina dos grupos de muestras. El primer grupo -mucho más compacto que el primero-, se corresponde con las muestras bajo briófitos (B: 13-18 y b: 19-24). Estas muestras presentan tendencias y valores semejantes en cuanto a temporalidad y estacionalidad se refiere, están influidas en su representación por los valores de materia orgánica, N, Na⁺, pH, C.C.C. y K⁺ y, en definitiva, de forma global su evolución es mucho más constante que las muestras correspondientes a los estratos S y s, situadas en la zona negativa de este componente.

El componente 2, separa claramente dos grupos de variables, los que se corresponden con los dos estratos de suelo sin briófitos. Así, en la zona negativa se encuentran las muestras S (1- 6) y en la zona positiva, las muestras s (7-12). Es notoria la influencia de la conductividad eléctrica sobre este último grupo de variables, debido a los elevados valores que toma en este grupo de muestras. Este componente está relacionado con el tiempo transcurrido tras el fuego.

En Ardal S, la estacionalidad de las muestras no parece influir de forma tan notoria sobre las mismas como en Ardal N, siendo el tipo de estrato (presencia-ausencia de tapiz briófitico o profundidad de la muestra) el factor que va a suponer una mayor diferenciación en la evolución de los parámetros edáficos.

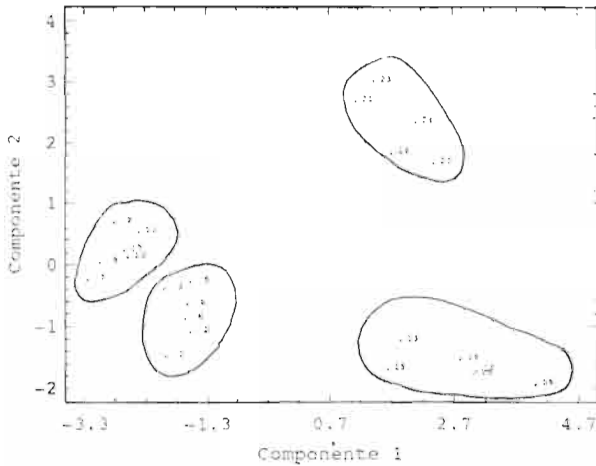


Figura 39: ACP Ardal S. Diagrama de dispersión de de las cargas de las muestras sobre los dos primeros componentes. 1-6:AS; 7-12:As; 13-18:AB; 19-24:Ab.

De los análisis efectuados con las muestras de suelo de las diferentes localidades de estudio, además de las diferentes evoluciones de los parámetros edáficos dependiendo del estrato de suelo o del tiempo transcurrido tras el fuego, durante este periodo de la sucesión se pone de manifiesto un hecho muy significativo tanto en Ardal como en La Alfera y El Maguillo: el aumento espectacular del contenido en nitrógeno de los suelos bajo tapiz briofítico. Así, a modo de ejemplo, en Ardal N se pasa de un contenido medio del 0,09% en las muestras S (Fig. 40), a un valor medio del 0,15% en las muestras B (Fig. 41). Algo semejante ocurre en las otras localidades en las que se duplica el contenido de nitrógeno en B con respecto a S. Por el contrario, en los estratos más profundos (b y s) no se produjeron diferencias significativas, siendo semejante el contenido de nitrógeno en todos los casos y durante todo el muestreo.

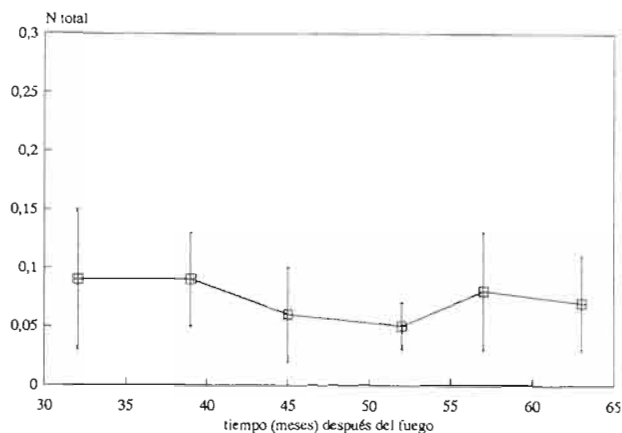


Figura 40: Contenido en N total (%) de las muestras S (suelo desnudo superficial) en Ardal N.

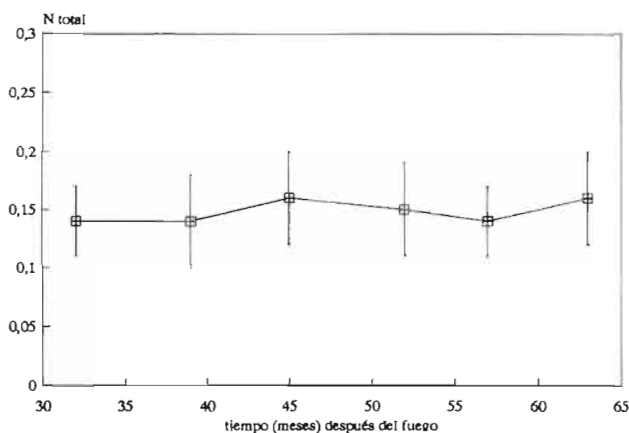


Figura 41: Contenido en N total (%) de las muestras B (suelo desnudo superficial) en Ardal N.

Las correlaciones entre los valores de las distintas fracciones granulométricas y el tiempo transcurrido después del fuego (Tablas 7 y 8), muestran que las pérdidas de los elementos más finos (arcillas) en Ardal S fue muy intensa a lo largo del seguimiento, especialmente en el estrato de suelo superficial sin briófitos (S). Por el contrario, bajo tapiz briófitico, tanto en Ardal N como en Ardal S, las pérdidas de estos elementos no fueron significativas.

	S	s	B	b
Arcillas	-0.7658*	0.9608*	-0.3708	0.9569
Limos	0.183	0.9018*	0.9449*	-0.8035*
Arenas f.	0.5883	-0.98 *	-0.9481*	-0.6843
Arenas g.	0.9854*	-0.965 *	0.565	-0.919 *

Tabla 7: Ardal N. Correlación entre variables edáficas de los 3 estratos de suelo y el tiempo transcurrido después del fuego. * significativo al 95%.

	S	s	B	b
Arcillas	-0.9434*	0.9864*	-0.6195	0.966 *
Limos	0.5642	-0.9606*	0.8905*	-0.8744*
Arenas f.	0.5906	-0.3023	-0.948	0.9522*
Arenas g.	0.9343*	-0.8675*	0.6423	-0.9001*

Tabla 8: Ardal S. Correlación entre variables edáficas de los 4 estratos de suelo y el tiempo transcurrido después del fuego. * significativo al 95%.

DINAMISMO DE LA SUCESION COLONIZADORA DURANTE EL PERIODO: 61- 105 MESES DESPUES DEL FUEGO

A partir del seguimiento realizado en las localidades de Hoya del Jaral, Tus y Loma del Villar, se elaboró un modelo de sucesión briofítica tras el fuego durante el periodo comprendido entre el inicio del estudio en Hoya del Jaral (61 meses después del fuego) hasta el último muestreo realizado en Tus y Loma del Villar (105 meses después del fuego), por el cual se podría considerar que las tendencias referidas al periodo anterior se consolidan, sin que se lleguen a detectar cambios importantes en la sucesión briofítica post-incendio, tanto bajo un punto de vista cuantitativo como cualitativo.

No obstante, podría referirse el hecho que, de una manera global, los céspedes briofíticos parecen estabilizarse en su cobertura, cesando de manera paulatina el rápido crecimiento reflejado en localidades quemadas en épocas más recientes. Así, a lo largo de los muestreos efectuados en estas localidades se constató una ralentización del crecimiento de los céspedes briofíticos (Fig. 42-43) en los cuales las especies colonizadoras pioneras van dejando paso a un buen número de otras especies que se sirven del suelo conquistado por éstas para establecer puntos de crecimiento y expansión. Este hecho es causa de un notable incremento de los valores de riqueza florística y del índice de Fugacidad en estas localidades (Figs. 44-47). Por el contrario, fueron muy escasas las que se desarrollaron a partir de nuevo suelo desnudo, debido a la existencia de una importante cobertura de plantas superiores que impide dichos crecimientos.

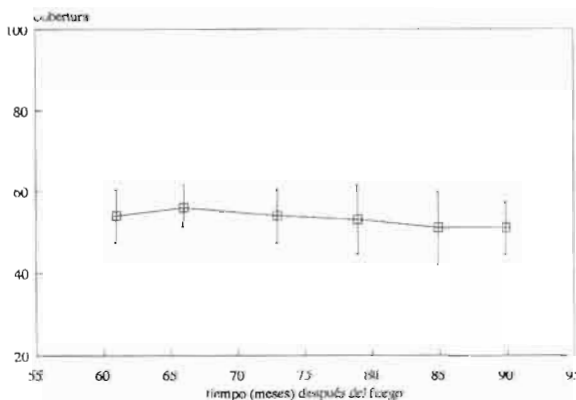


Figura 42: Evolución de la cobertura global de los tapices briofíticos en las parcelas de Hoya del Jaral, a lo largo del tiempo (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

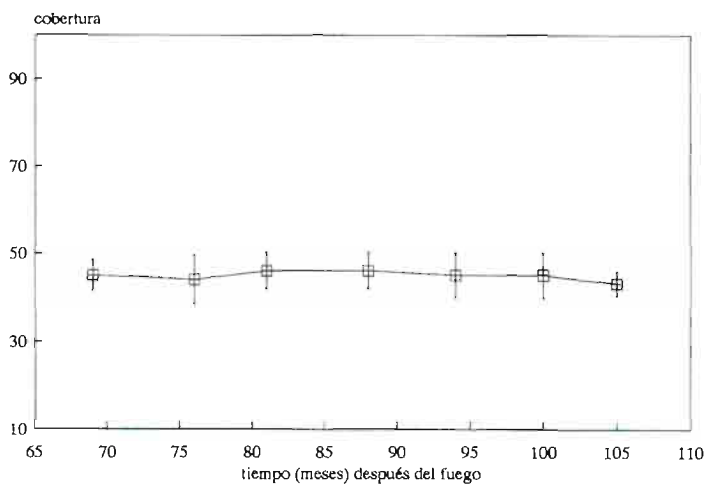


Figura 43: Evolución de la cobertura global de los tapices briofíticos en las parcelas de Tus, a lo largo del tiempo (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

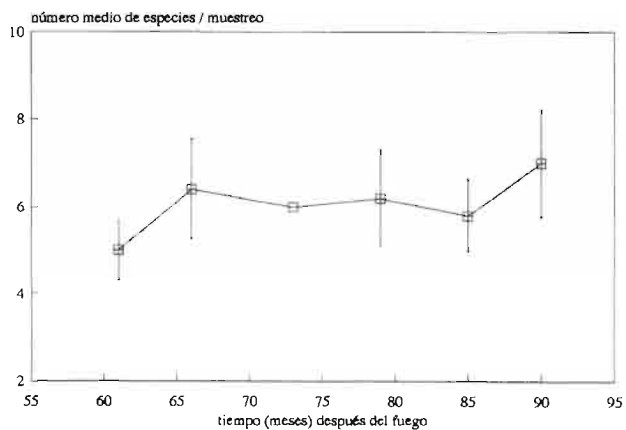


Figura 44: Evolución de la riqueza florística de las especies en las parcelas permanentes de Hoya del Jaral, a lo largo del tiempo (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

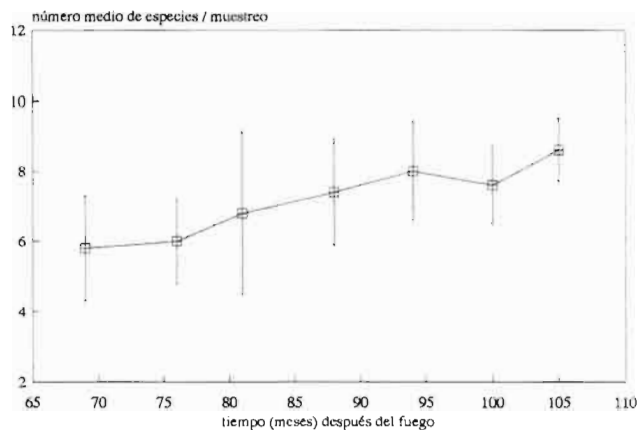


Figura 45: Evolución de la riqueza florística de las especies en las parcelas permanentes de Tus. a lo largo del tiempo (valores medios de la totalidad de las parcelas permanentes \pm s).

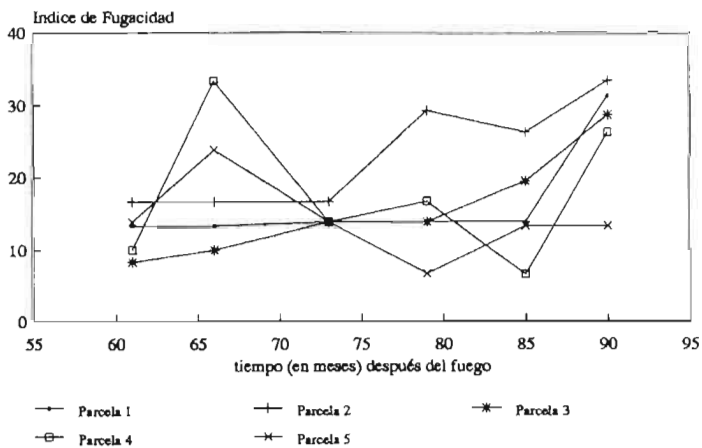


Figura 46: Evolución de la fugacidad de las especies en las parcelas permanentes de Hoya del Jaral. a lo largo del tiempo.

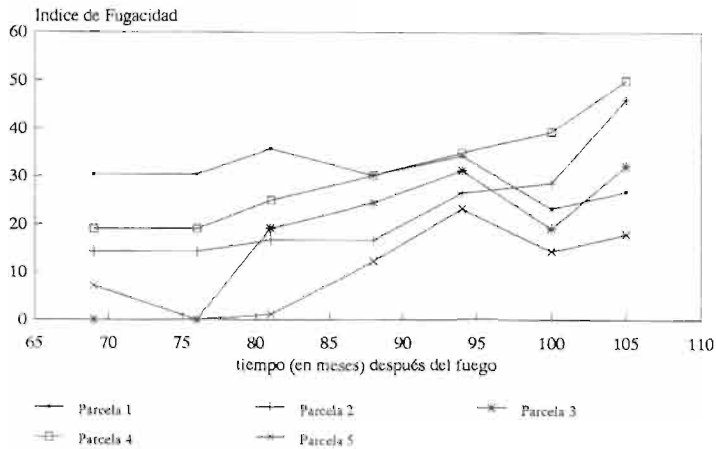


Figura 47: Evolución de la fugacidad de las especies en las parcelas permanentes de Tus, a lo largo del tiempo.

En las localidades de Hoya del Jaral, Tus y Loma del Villar (de la cual se hará mención más adelante) se pueden reconocer los grupos de especies referidos para las localidades anteriores en un estadio de la sucesión caracterizado por un gran dinamismo. Dentro de este grupo de especies, fueron encontradas en las tres localidades, aquellas pertenecientes al grupo de las “colonizadoras pioneras” sobre las que se ha hecho referencia en anteriores ocasiones: *Fumaria hygrometrica*, *Bryum bicolor* y *Barbula convoluta*, las cuales aparecen en Tus, Hoya del Jaral y Loma del Villar con una evolución muy similar de sus coberturas (Fig. 48).

De esta manera, *Bryum bicolor* se presenta de manera muy abundante en las parcelas permanentes de Hoya del Jaral, con coberturas medias cercanas al 30% durante los primeros muestreos, si bien dicha cobertura sigue una marcada tendencia descendente a lo largo de los muestreos, siendo en el último muestreo en donde se registró un valor medio de cobertura más bajo. También en la localidad de Tus se produce una evolución semejante, si bien la tendencia descendente no es tan acusada. Por otro lado, la cobertura de *Fumaria hygrometrica* desciende con una intensidad semejante a la de la especie anterior o, si cabe, de manera más acusada, en especial en la localidad de Hoya del Jaral. Sobre esta especie cabe destacar la escasa presencia constatada durante los últimos muestreos efectuados en Tus. Por último, *Barbula convoluta* presenta un comportamiento diferente en cada una de las localidades en donde se instalaron parcelas permanentes: si en Tus se constató una estabilización de la especie en los céspedes briofíticos, en Hoya del Jaral presentó una tendencia claramente creciente a lo largo de los

muestreos, siendo la única especie colonizadora pionera que sigue aumentando en presencia en estos incendios.

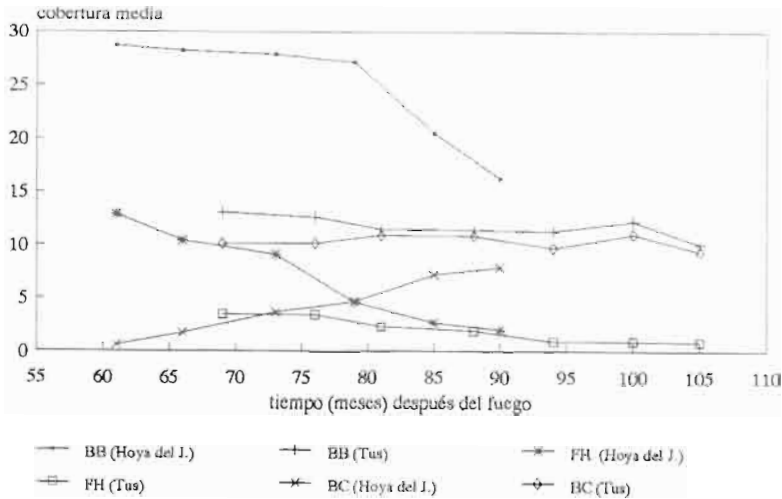


Figura 48: Cobertura media de especies colonizadoras pioneras en las parcelas permanentes de Hoya del Jaral y Tus. Especies: BB *Bryum bicolor*; FH *Funaria hygrometrica*; BC *Barbula convoluta*.

En el fondo florístico global de estas localidades, también se encontraron representantes del grupo de las denominadas “colonizadoras de aparición tardía” referidas en incendios más recientes. Estas especies no se presentan de forma tan uniforme y compacta como las primeras, si bien algunas de ellas fueron encontradas tanto en las parcelas permanentes de Tus como en las de Hoya del Jaral, como es el caso de *Didymodon acutus* (Fig. 49). Otras sólo fueron encontradas en una de las dos localidades (*Barbula unguiculata* y *Bryum argenteum* aparecen únicamente en Tus), pero, en cualquier caso, se trata de especies que surgen y se desarrollan a partir de céspedes formados por colonizadoras pioneras, desplazándolas progresivamente a lo largo del tiempo y ocupando su lugar.

Las especies colonizadoras secundarias presentan una evolución estable o, incluso, ligeramente creciente durante los primeros muestreos para llegar a disminuir su cobertura media en los últimos. Sin embargo, esta dinámica tiene lugar de forma poco intensa y sólo se pueden detectar cambios en la cobertura de estas especies considerando un periodo de tiempo amplio.

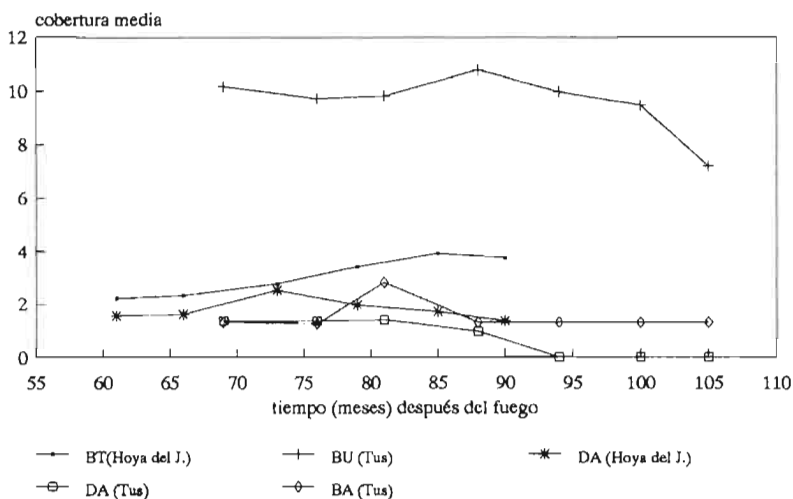


Figura 49: Cobertura media de especies colonizadoras secundarias en las parcelas permanentes de Hoya del Jaral y Tus. Especies: BT *Bryum torquescens*; BU *Barbula unguiculata*; DA *Didymodon acutus*; BA *Bryum argenteum*.

Junto al grupo de especies colonizadoras de aparición tardía, se encuentra otro conjunto de especies sobre las que también se ha hecho referencia en localidades quemadas más recientemente: las especies de aparición estacional. En las localidades consideradas se da un buen número de éstas: *Bryum gemmilucens*, *Cephaloziella divaricata*, *C. baumgartneri*, *Trichostomum brachydontium*, *Anisothecium howei*, *Phascum curvicolle*, etc. Estas especies presentan cambios muy intensos en su cobertura en cada muestreo (Fig. 50), dependiendo de la época en que éste fue realizado. No obstante, esta tendencia tiene lugar de forma no tan marcada como en incendios ocurridos más recientemente, debido a que en Tus y en Hoya del Jaral ya existe una cobertura vegetal muy importante y, sin duda, el microclima existente en la superficie de los suelos en donde se desarrollan los céspedes briofíticos es mucho más homogéneo y constante en el tiempo.

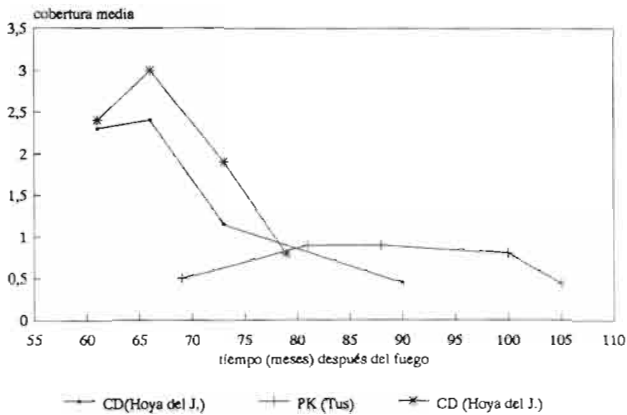


Figura 50: Cobertura media de especies colonizadoras estacionales en las parcelas permanentes de Hoya del Jaral y Tus. Especies: CD *Cephalozjella divaricata*; PK *Pottia starckeana*.

Además de los grupos de especies ya mencionados, en Tus y en Hoya del Jaral se constató la presencia de un grupo de especies que presentaron una tendencia creciente en muestreos posteriores, en cuanto a cobertura se refiere (Fig. 51). Estas especies surgen tanto a partir de céspedes briofíticos ya formados como en suelo sin cobertura vegetal y se hará referencia a las mismas en la localidad control en donde llegan a formar densos céspedes estables.

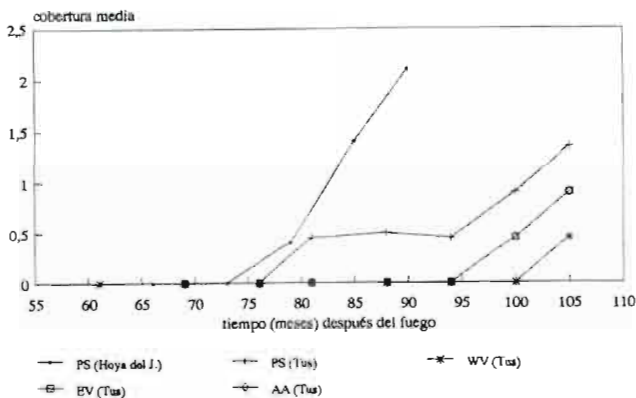


Figura 51: cobertura media de especies presentes en la localidad control en las parcelas permanentes de Hoya del Jaral y Tus. Especies: PS *Pleurochaete squarrosa*; WV *Weissia controversa*; EV *Encalypta vulgaris*; AA *Aloina aloides*.

La última referencia será hacia la Localidad de Loma del Villar, en donde no se instalaron parcelas permanentes y, por tanto, el reflejo de la evolución de los céspedes briofíticos sólo puede perfilarse a partir del muestreo aleatorio. No obstante, el interés que representan las características especiales de los suelos de dicha localidad, hace necesario hacer una puntualización sobre lo que acontece en la misma bajo el punto de vista de la vegetación briofítica.

Así, en esta zona, con suelos que presentan unos valores de pH menores a 7, la evolución de los céspedes briofíticos es semejante a la que tiene lugar en Tus y Hoya del Jaral, si bien la riqueza florística de los inventarios es muy superior a en Loma del Villar debido a que llegan a coexistir especies colonizadoras pioneras (*Fimaria hygrometrica*, *Bryum bicolor*, *Barbula convoluta*), con coberturas elevadas -aunque en descenso-, con especies colonizadoras secundarias ya encontradas en estas localidades (*Dilymodon acutus*, *D. insulanus*, *D. vinealis*, *Barbula fallax*) además de un gran número de especies fugaces (*Cephalozia divaricata*, *Fossombronia caespitiformis*, *Crossidium aberrans*, *Bryum gemmiferum*, *Phascum cuspidatum* var. *piliferum*, *Pottia lanceolata*), todo ello junto a especies exclusivas de esta localidad, más propias de suelos ácidos: *Polytrichum juniperinum*, *Bartramia stricta*, *Gongylanthus ericetorum*.

Por último, es notoria la presencia en estos céspedes de un buen número de especies características de ecosistemas no afectados por el fuego en épocas tan recientes y que fueron encontradas en la localidad control: *Hypnum cupressiforme*, *Pleurochaete squarrosa*, *Homalothecium aureum*, *H. sericeum*, etc.

EVOLUCIÓN EDÁFICA

Los parámetros edáficos: pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, nitrógeno total, carbonato cálcico total, fósforo asimilable, potasio y sodio, obtenidos a partir de las muestras de suelo de los diferentes estratos edáficos (S, s, B y b) de las localidades de Tus y Hoya del Jaral, fueron sometidos a sendos análisis de componentes principales (ACP) con el objeto de determinar las tendencias globales de las muestras en función de posibles factores (temporales y/o espaciales). Los resultados obtenidos para ambas localidades fueron muy semejantes, por lo que se describen a continuación aquellos referidos a la localidad de Tus con el fin de ofrecer una visión global de la evolución de los suelos durante el periodo referido. En ambos casos, la absorción de la varianza por parte de los 3 primeros componentes fue muy elevada (>80%) por lo que al considerar éstos como los factores-causa de la variabilidad de los datos, la pérdida de información es, prácticamente, despreciable.

La representación gráfica de las cargas de las variables en el plano formado

por los dos primeros ejes (Fig. 52) indica una intensa desviación de la nube de puntos hacia la parte positiva del componente 1, promovida por las elevadas cargas de: materia orgánica, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, fósforo asimilable, nitrógeno y pH. El sodio y el carbonato cálcico, por el contrario, presentan cargas elevadas de signo positivo con respecto al componente 2. Ello indica que existe un incremento notable en materia orgánica, sales, fósforo y nitrógeno en estas muestras a lo largo del tiempo, mientras que el resto de los parámetros edáficos apenas sufren variación o, en todo caso, disminuyen con el tiempo.

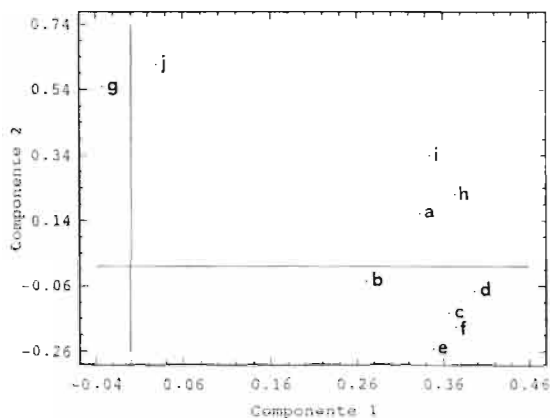


Figura 52: ACP Tus. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a:pH (H₂O); b:pH (KCl); c:C.E.; d:m.o.; e:N; f:P; g:CO₃Ca; h:C.C.C.; i:K⁺; j:Na⁺.

La representación gráfica de las cargas de las muestras con respecto a los dos primeros ejes, (Fig. 53) señala una dispersión de la nube de puntos, discriminando 4 grupos de muestras bien definidos: por un lado, en la zona más positiva del componente 1 se encuentran las muestras correspondientes a los estratos de suelo bajo briófitos (B y b) y, por otro, en la zona negativa de dicho componente, las muestras correspondientes a los estratos de suelo bajo suelo sin briofitos (S y s). Las muestras b (19-24) se encuentran agrupadas por los elevados contenidos en sodio, potasio y calcio, mientras que las muestras B se encuentran más asociadas a la materia orgánica, pH, fósforo asimilable y nitrógeno total, junto al contenido en sales. Las muestras de ambos estratos presentan elevados valores de capacidad de intercambio catiónico.

El componente 2 presenta un carácter temporal, mucho más marcado en las muestras S (1-6) y s (7-12) que en el resto. Este componente, a su vez, discrimina

las muestras edáficas en cuanto a la profundidad de las mismas se refiere, de manera que en la zona positiva del mismo, se encuentran las muestras correspondientes a los estratos más profundos de suelo. En la zona negativa del componente, se distribuyen las muestras de los estratos S y B. La alineación de las muestras S y s (en las que los números correspondientes a los muestreos más antiguos se encuentran en la zona más negativa del componente 2), en cada uno de los dos grupos formados, da idea que las variaciones temporales de los datos fueron más acusadas en dichos estratos que en los estratos de suelo bajo tapiz briófito, ya que las muestras correspondientes a éstos no presentan dicha alineación.

Por todo ello, se puede concluir que las diferencias más acusadas en los parámetros edáficos considerados tienen lugar entre los estratos de suelo con briófitos y sin briófitos. Por otro lado, las muestras de suelo bajo briófitos (B) se encuentran relacionadas con los factores edáficos más directamente vinculados a los parámetros condicionados por el contenido en materia orgánica que al resto.

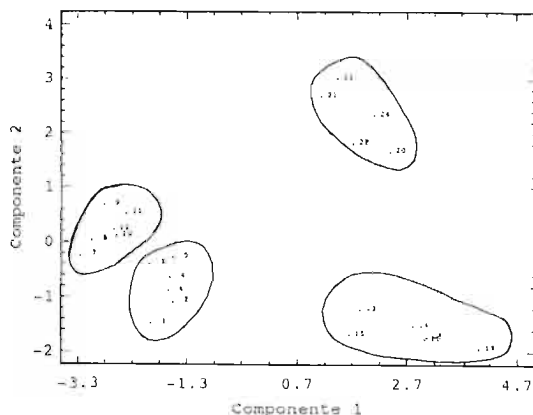


Figura 53: Diagrama de dispersión de las cargas de las muestras para los dos primeros componentes. 1-6:TS; 7- 12:Ts; 13-18:TB; 19-24:Tb.

Las correlaciones obtenidas para cada uno de las fracciones granulométricas con respecto al tiempo, considerando por separado cada estrato de suelo (Tabla 9), refrendan las conclusiones obtenidas en el anterior análisis ya que, por un lado, las correlaciones más elevadas (tanto positivas como negativas) se corresponden en general, con las muestras S y s. Así, es destacable la elevada correlación negativa de las arcillas de las muestras superficiales bajo suelo sin briófitos así como el aumento de la fracción arena gruesa en ese mismo estrato. En las muestras B, dichas tendencias son menores e, incluso, opuestas.

	S	s	B	b
Arcillas	-0.8777*	0.7569*	-0.2181	0.0774
Limos	0.7156	-0.8842*	-0.7093	-0.8861
Arenas f.	0.2745	0.754	0.5959	0.9863*
Arenas g.	0.9863*	0.9887*	-0.4843	-0.6311

Tabla 9: Correlaciones entre parámetros edáficos de las muestras de Tus y el tiempo transcurrido tras el fuego. *: Significativo al 95%.

DINAMISMO DE LA SUCESION COLONIZADORA DURANTE EL PERIODO: 104-249 MESES DESPUES DEL FUEGO

Las localidades que son consideradas en el este capítulo (Umbría de Fuentes y Fuente de la Plata), representan los incendios más antiguos de todo el estudio. Se hallan distanciadas en el tiempo lo suficiente como para que, en realidad, puedan ser consideradas como representativas de periodos diferentes de la sucesión briofítica post-incendio. Así, si bien en ambas localidades se registró una evolución de la cobertura y de la riqueza florística en los tapices briofíticos muy semejante (Figs. 54-57) que, además, resultó ser la más elevada de todas las localidades consideradas incluyendo la zona control, la composición florística de las parcelas permanentes y de los inventarios levantados en éstas, presentó diferencias notables.

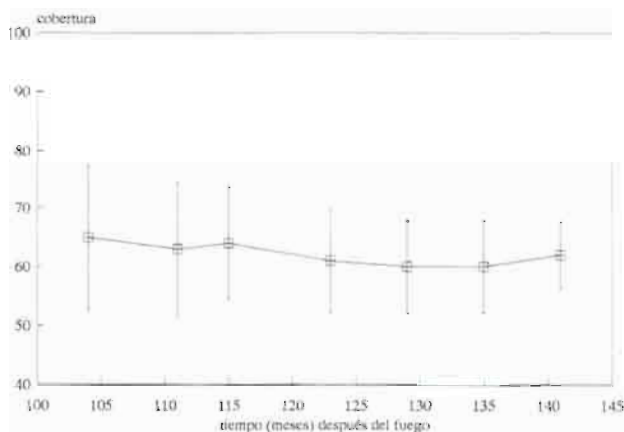


Figura 54: Cobertura media de los tapices briofíticos en las parcela permanentes de Umbría de Fuentes,

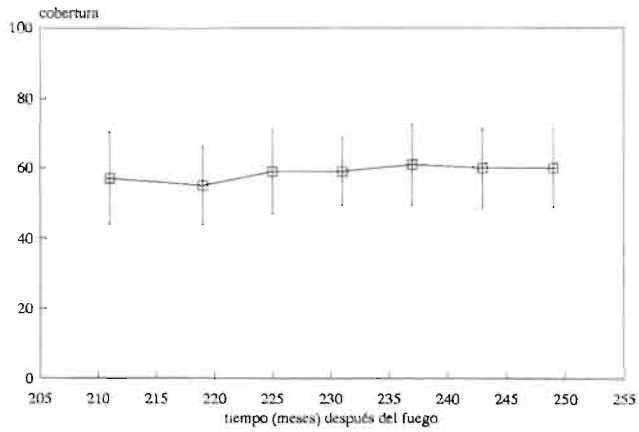


Figura 55: Cobertura media de los tapices briofíticos en las parcela permanentes de Fuente de la Plata.

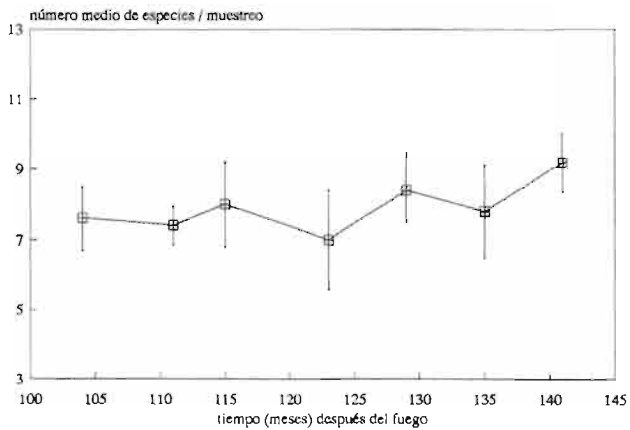


Figura 56: Riqueza florística media de los tapices briofíticos en las parcelas permanentes de Umbría de Fuentes.

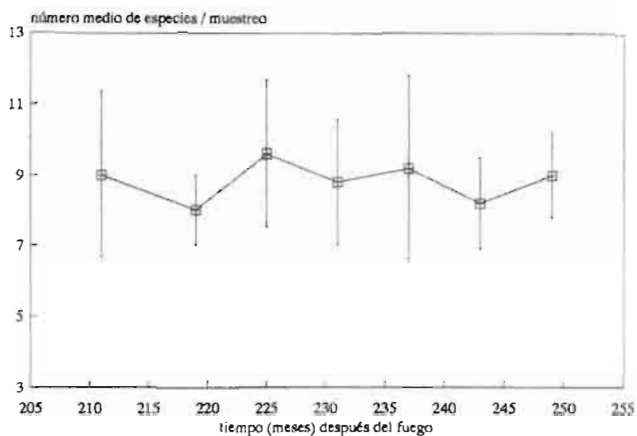


Figura 57: Riqueza florística media de los tapices briofíticos en las parcelas permanentes de Fuente de la Plata.

La fugacidad de las especies en los tapices briofíticos fue muy elevada en Umbría de Fuentes (Fig. 58), debido a la notable presencia de especies estacionales, las cuales fueron especialmente abundantes durante los muestreos de primavera. Por el contrario, en Fuente de la Plata, los valores del índice de fugacidad fueron menores y la evolución de los mismos con respecto al tiempo fue, así mismo, constante (Fig. 59).

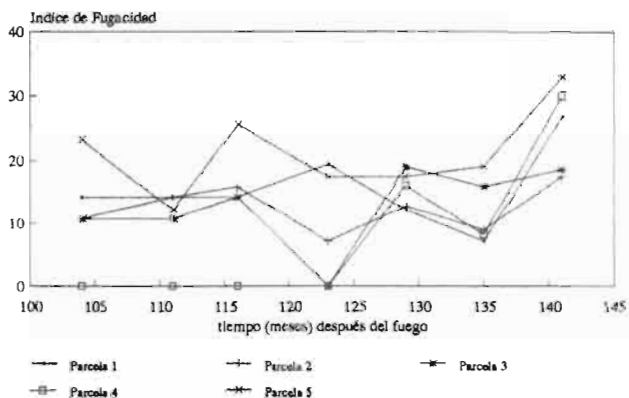


Figura 58: Evolución de la fugacidad de las especies en las parcelas permanentes de Umbría de Fuentes, a lo largo del tiempo.

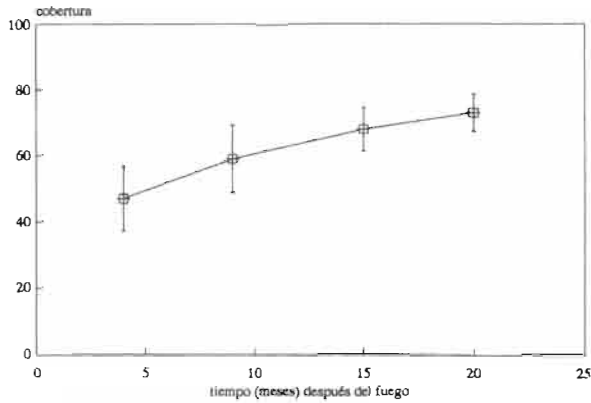


Figura 59: Evolución de la fugacidad de las especies en las parcelas permanentes de Fuente de la Plata, a lo largo del tiempo.

En Umbría de Fuentes, las especies colonizadoras pioneras presentaron coberturas muy bajas en las parcelas permanentes, con tendencia decreciente a lo largo del tiempo (Fig. 60). Es notable el hecho de que la cobertura de *Bryum bicolor* llega a estabilizarse durante los últimos muestreos en torno a un 15% mientras que, tanto *Barbula convoluta* como *Funaria hygrometrica*, presentaron coberturas inferiores al 5% en el último muestreo. En Fuente de la Plata (Fig. 61), *Funaria hygrometrica* no llega a aparecer en las parcelas permanentes y *Barbula convoluta* desaparece de las mismas durante los últimos muestreos. *Bryum bicolor* presenta una cobertura media en torno al 2%, con un máximo en el muestreo.

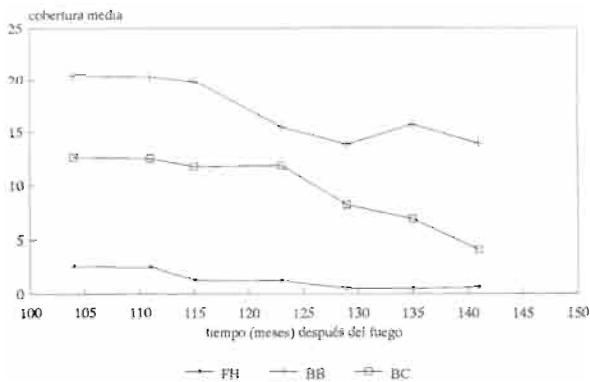


Figura 60: Cobertura media de las especies colonizadoras pioneras en las parcelas permanentes de Umbría de Fuentes. Especies: FH *Funaria hygrometrica*; BB *Bryum bicolor*; BC *Barbula convoluta*.

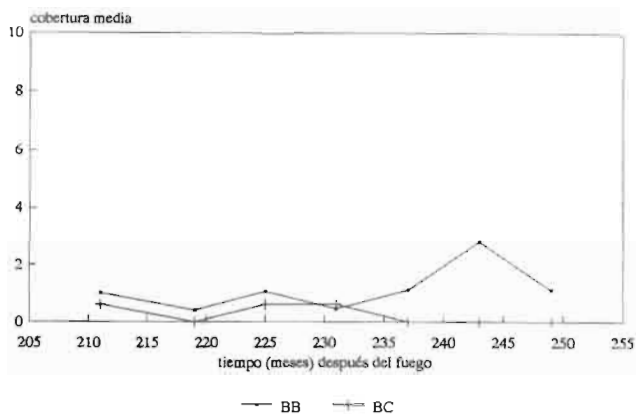


Figura 61: Cobertura media de las especies colonizadoras pioneras en las parcelas permanentes de Fuente de la Plata. Especies. BB *Bryum bicolor*; BC *Barbula convoluta*.

En Umbría de Fuentes se localizaron un buen número de especies propias de estadios de la sucesión más avanzados, con elevada capacidad colonizadora de tapices briofíticos ya establecidos por las colonizadoras pioneras. La cobertura de estas especies (Fig. 62) presentó una tendencia estable (*Didymodon acutus*, *Barbula unguiculata*, *Didymodon fallax*, *D. insulanus*) o bien ligeramente creciente (*Didymodon vinealis*, *Bryum torquescens*) a partir de los céspedes de *Funaria hygrometrica* y *Barbula convoluta* especialmente. En alguna ocasión, estas especies pueden llegar a crear pequeños núcleos de expansión en suelo desnudo, aunque es más frecuente su instalación y desarrollo a partir de céspedes ya instalados.

En Fuente de la Plata, la cobertura media de las especies competidoras es muy inferior a la presentada en Umbría de Fuentes e, incluso, el número de estas especies es menor en esta localidad. La tendencia de sus coberturas a lo largo del tiempo, es poco cambiante (Fig. 63).

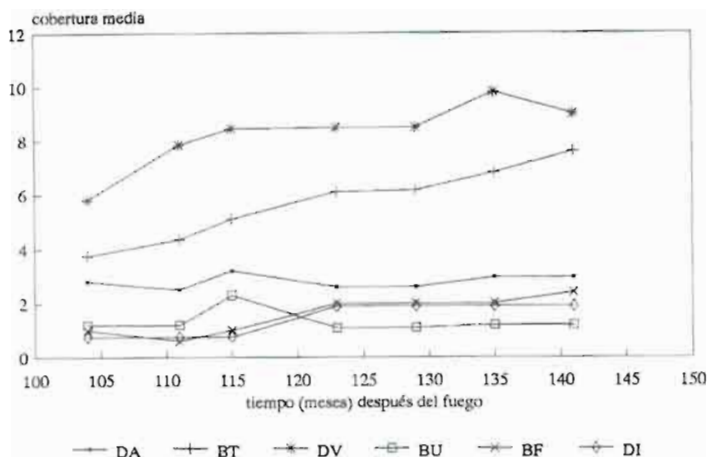


Figura 62: Cobertura media de especies colonizadoras secundarias en las parcelas permanentes de Umbría de Fuentes. Especies: DA *Didymodon acutus*; BT *Bryum torquescens*; DV *Didymodon vinealis*; BU *Barbula unguiculata*; DI *Didymodon insulanus*.

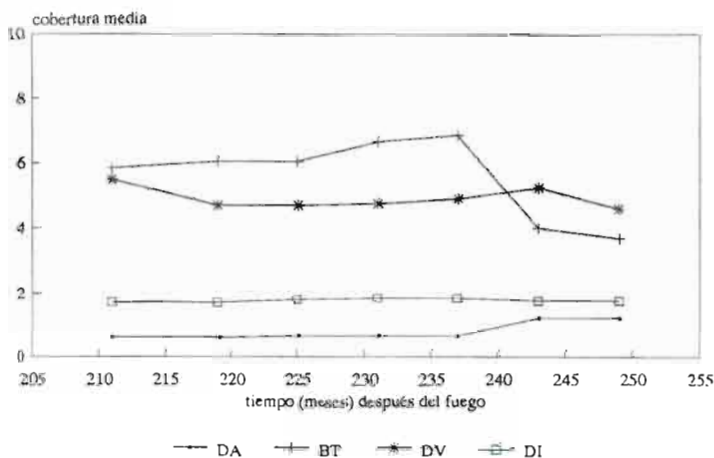


Figura 63: Cobertura media de especies colonizadoras secundarias en las parcelas permanentes de Fuente de la Plata. Especies: DA *Didymodon acutus*; BT *Bryum torquescens*; DV *Didymodon vinealis*; DI *Didymodon insulanus*.

Algunas especies de evolución estacional (*Cephaloziella baumgartneri*, *Trichostomum brachydontium*, *Fossombronia caespitiformis*) fueron encontradas en Umbría de Fuentes. Estas especies presentaron notables aumentos de sus

coberturas en las parcelas permanentes, especialmente durante los muestreos de primavera (Fig. 64). Sin embargo, dichos crecimientos no sucedieron de forma regular y homogénea sino más bien de manera un tanto aleatoria. Ello podría deberse a la diversificación de los microhábitats en estadios de la sucesión avanzados, lo cual permite una cierta independencia de factores externos.

En Fuente de la Plata, estas especies fueron más escasas y la cobertura de las mismas (Fig. 65) poco elevada en relación a la cobertura registrada por las especies propias de estadios más maduros.

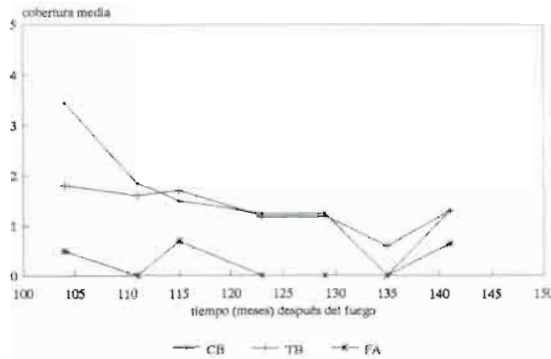


Figura 64: Cobertura media de especies de evolución estacional, en las parcelas permanentes de Umbría de Fuentes. Especies: CB *Cephalozia baungartneri*; TB *Trichostomum brachydontium*; FA *Fossombronina caespitiformis*.

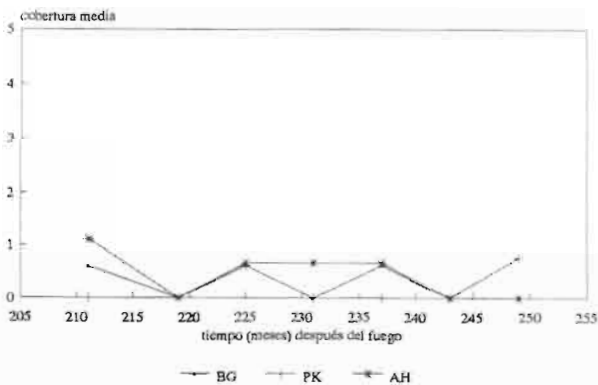


Figura 65: Cobertura media de especies de evolución estacional, en las parcelas permanentes de Fuente de la Plata. Especies: BG *Bryum gemmilucens*; PK *Pottia starkeana*; AH *Anisothecium howei*.

En Umbría de Fuentes, se encontraron numerosas especies propias de estadios sucesionales muy avanzados que fueron especialmente abundantes en la zona control. Algunas de estas especies suelen desarrollarse a partir de tapices briofíticos ya establecidos (*Homalothecium aureum*, *H. sericeum*, *Hypnum cupressiforme*, *Wcissia controversa*) pero muchas otras surgen a partir de la colonización de pequeños claros de la vegetación superior (*Pleurochaete squarrosa*, *Encalypta vulgaris*, *Tortula muralis* var. *obcordata*, *Tortella densa*, *Targionia hypophylla*). Ello implica que, sólo la suma de un conjunto de factores que se llegan a dar en este momento de la sucesión, puede hacer posible que un buen número de especies no encontradas con anterioridad, lleguen a colonizar los suelos de estos incendios. Las especies propias de estadios maduros de la sucesión, presentan coberturas en aumento durante los muestreos realizados (Fig. 66).

En Fuente de la Plata, el número de especies propias de estadios maduros supera el del resto de las mismas, a las ya mencionadas se pueden añadir otras muchas: *Reboulia hemisphaerica*, *Tortula ruralis*, *Gymnostomum viridulum*, etc. La cobertura media de estas especies llega a ser muy elevada, como es el caso de *Pleurochaete squarrosa* y de *Homalothecium aureum* (Fig. 67; Foto 15).

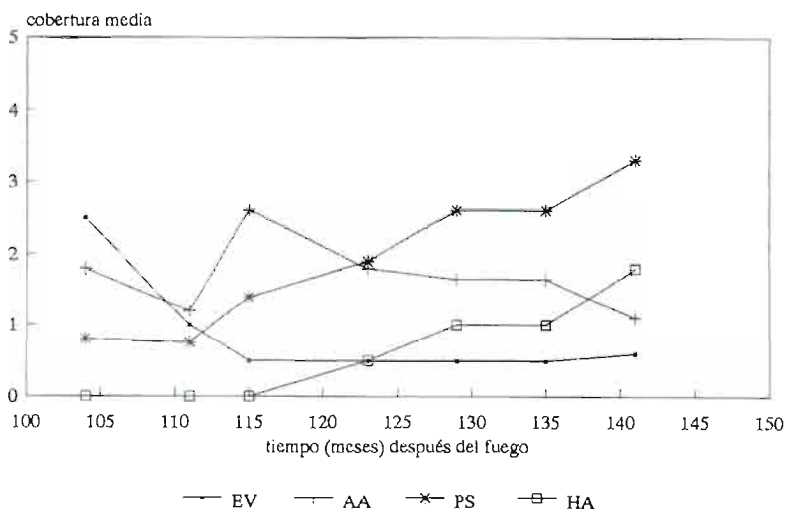


Figura 66: Cobertura media de especies propias de estadios maduros de la sucesión, en las parcelas permanentes de Umbría de Fuentes. Especies: EV *Encalypta vulgaris*; AA *Aloina aloides*; PS *Pleurochaete squarrosa*; HA *Homalothecium aureum*.

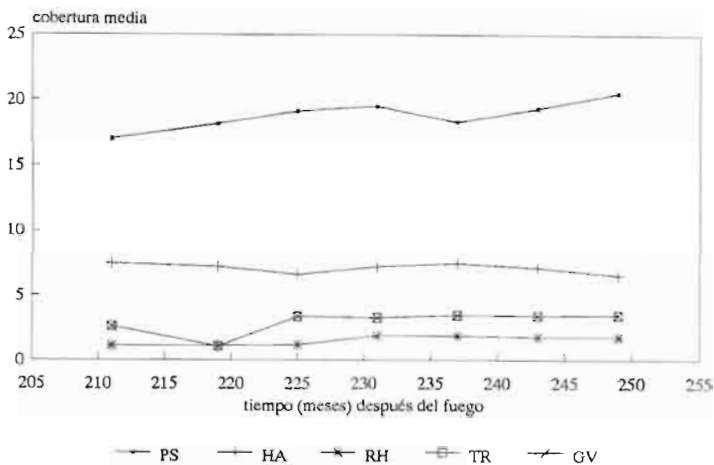


Figura 67: Cobertura media de especies propias de estadios maduros de la sucesión, en las parcelas permanentes de Fuente de la Plata. Especies: PS *Pleurochaete squarrosa*; HA *Homalothecium aureum*; RH *Reboulia hemisphaerica*; TR *Tortula ruralis*; GV *Gymnostomum viridulum*.

EVOLUCIÓN EDÁFICA

Los parámetros edáficos: pH (medido en H₂O y en KCl), conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, nitrógeno total, carbono cálcico total, fósforo asimilable, potasio y sodio, obtenidos a partir de las muestras de suelo de los distintos estratos de suelo (S, s, B y b) en Umbría de Fuentes y en Fuente de la Plata, fueron sometidos a dos análisis de componentes principales, con el objetivo de globalizar tendencias.

En Umbría de Fuentes, la absorción de la varianza por parte de los dos primeros componentes fue muy elevada (70,89%) y la representación gráfica de las cargas de las variables en el plano formado por estos componentes (Fig. 68) define unas cargas elevadas y positivas del pH, sodio y caliza total con respecto al componente 1, mientras que cargas negativas también elevadas con respecto a este eje fueron asignadas a materia orgánica, nitrógeno total y potasio. Sobre el componente 2 cabe destacarse el elevado valor de la carga de la capacidad de intercambio catiónico sobre el resto de las variables.

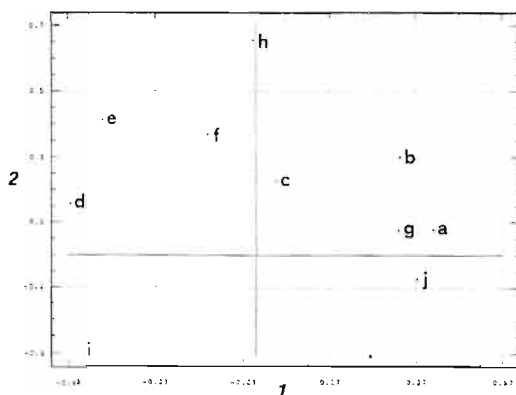


Figura 68: ACP Umbria de Fuentes. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a:pH (H₂O); b:pH (KCl); c:C.E.; d:m.o.; e:N; f:P; g:CO₃Ca; h:C.C.C.; i:K⁺; j:Na⁺.

La representación gráfica de las muestras en el plano formado por los dos primeras componentes (Fig. 69), indica una discriminación de las mismas en torno a tres núcleos de puntos claramente definidos. De un lado y en el cuadrante negativo de ambos ejes se encuentran las muestras del estrato de suelo S (1-6). En los cuadrantes positivos del componente 1 se encuentran las muestras correspondientes a los estratos de suelo s (7-12) y b (19-24) y, por último, en el cuadrante en donde el componente 1 adquiere valores negativos y el componente 2 positivos se agrupan las muestras correspondientes al estrato B.

De todo ello se deduce que el componente 1 discrimina las muestras en función de la profundidad de muestreo, mientras que el componente 2 hace lo propio con las muestras superficiales bajo briófitos y sobre suelo desnudo. Resulta relevante el hecho de que, en profundidad, los valores de los distintos parámetros edáficos presentan pocos cambios a lo largo del tiempo en relación a los suelos superficiales, en los cuales destaca la influencia de la capacidad de intercambio catiónico sobre el resto de las variables, mientras que el potasio es la variable dominante en las muestras S.

El componente 2 define un carácter más temporal que espacial, siendo las muestras B las que presentan una alineación más clara con respecto al mismo.

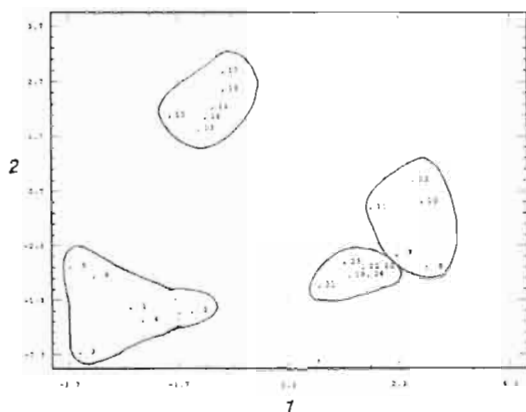


Figura 69: Diagrama de dispersión de las cargas de las muestras para los dos primeros componentes. 1-6:S; 7-12:s; 13-18:B; 19-24;b.

A continuación (Tabla 10) se detalla la correlación de las distintas fracciones granulométricas y el tiempo transcurrido tras el fuego. Atendiendo a ésta se puede comprobar que son pocas las variables que, de forma significativa, presentan una correlación elevada con el tiempo. Cabe destacar, por tanto, la estabilidad de las mismas en el estrato B, en comparación con el resto y, especialmente, con el estrato S.

	S	s	B	b
Arcillas	0.959 *	-0.8442*	0.1171	0.5571
Limos	-0.9146*	-0.8594	-0.6714	-0.8709*
Arenas f.	-0.8366*	-0.0826	0.5012	0.1623
Arenas g.	-0.835 *	0.9921*	0.4987	0.8966*

Tabla 10: Correlaciones entre parámetros edáficos de las muestras de Umbría de Fuentes y el tiempo transcurrido tras el fuego. Significativo a un nivel de confianza del 95%.

En Fuente de la Plata, el ACP presentó una absorción de la varianza próxima al 91% a partir de los 3 primeros componentes y aún del 74% considerando los dos primeros.

La representación gráfica de los valores de carga de las 10 variables en el plano definido por las dos primeras componentes principales (Fig. 70) señala la presencia de la materia orgánica y la conductividad eléctrica en el cuadrante positivo para ambas componentes. K^+ , capacidad de intercambio catiónico y Na^+ se

localizan en el cuadrante 4 junto al nitrógeno, que presenta un valor elevado negativo con respecto al componente 2. En el cuadrante 3, se encuentra el fósforo y en el cuadrante 2, se hallan estrechamente correlacionados: pH (en H₂O y en KCl) y caliza total, lo cual prueba la influencia directa de la caliza total sobre la evolución del pH de estos suelos.

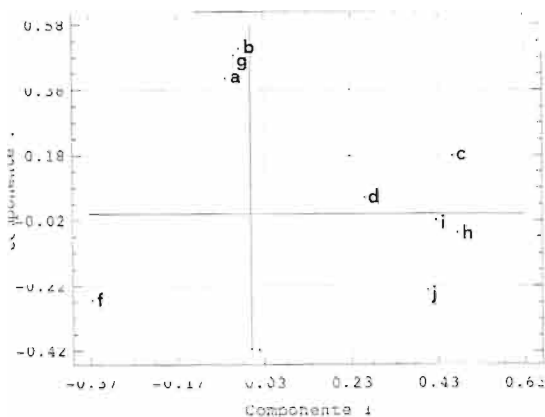


Figura 70: ACP Fuente de la Plata. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a:pH (H₂O); b:pH (KCl); c:C.E.; d:m.o.; e:N; f:P; g:CO₃Ca; h:C.C.C.; i:K⁺; j:Na⁺.

La dispersión de las muestras sobre los dos primeros ejes (Fig. 71) muestra cuatro grupos perfectamente delimitados: de un lado, el componente 2 discrimina claramente la totalidad de las muestras por profundidad de los estratos, de forma que los estratos S y B se localizan en la zona negativa de dicho componente, mientras que los estratos s y b se encuentran en la zona positiva. Resulta relevante el hecho de que las muestras B (13-18) se hallan fuertemente influenciadas por la evolución del contenido en nitrógeno, mientras que las muestras S (1-6), se encuentran vinculadas a los cationes monovalentes y a la capacidad de intercambio catiónico. Las muestras b (19-24) y s (7-12) parecen estar poco influenciadas por parámetros edáficos concretos y quizá el pH y la caliza total resultan ser las variables determinantes de la posición de dichas muestras sobre el diagrama de dispersión de forma más clara.

El componente 1 discrimina las muestras por tipo de estrato. En la zona positiva se disponen las muestras bajo tapiz briofítico y en la zona negativa del componente, se encuentran las muestras sin briófitos. Las oscilaciones estacionales, altamente marcadas en la evolución del pH, caliza total, materia orgánica, etc., en la mayoría de las muestras y en todos los estratos, conforman la naturale-

za del componente 3, el cual determina en menor grado la variabilidad presentada por el conjunto de las muestras.

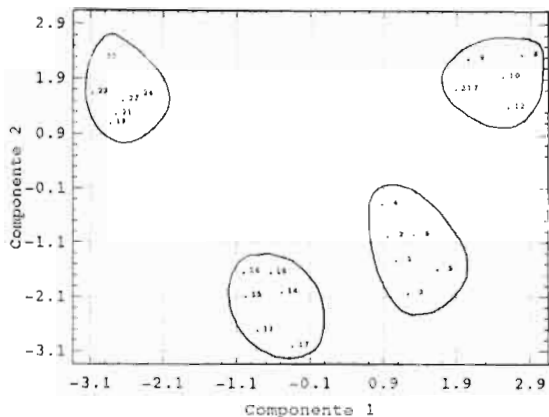


Figura 71: Diagrama de dispersión de las cargas de las muestras para los dos primeros componentes. 1-6:S; 7-12:s; 13-18:B; 19-24:b.

Las correlaciones entre fracciones granulométricas y tiempo transcurrido tras el fuego (Tabla 11) son ciertamente bajas y tan sólo las arenas gruesas del estrato S presentan una correlación significativa y positiva con el tiempo.

	S	s	B	b
Arcillas	0.458	-0.6544	-0.6385	-0.7521
Limos	-0.2591	0.6383	-0.5149	-0.5414
Arenas f.	0.0089	0.3309	0.7401	0.7839
Arenas g.	-0.8595*	-0.2565	-0.7211	-0.0447

Tabla 11: Correlaciones entre fracciones granulométricas de las muestras de Fuente de la Plata y el tiempo transcurrido tras el fuego. Significativo a un nivel de confianza del 95%.

CONSIDERACIONES SOBRE LOS DATOS FLORISTICOS DE LA ZONA CONTROL. APUNTE SOBRE EL DINAMISMO DE LAS COMUNIDADES BRIOFITICAS NO AFECTADAS POR EL FUEGO

Con el fin de disponer de datos cuantitativos y cualitativos sobre la vegetación briofítica no alterada por perturbación alguna durante un periodo de tiempo suficientemente largo, es necesario muestrear zonas que, bien debido a informes previos del Servicio de Montes de la Delegación Provincial de Agricultura o bien gracias a la información obtenida por los habitantes de la zona, se tuvo certeza de que, al menos 30 años antes, ningún incendio se había producido en la misma.

Es evidente que los datos obtenidos a partir de dichos muestreos no son aplicables ni comparables a ningún otro dato presentado en este estudio, debido a que se han considerado zonas que, aunque próximas a las localidades incendiadas, no son éstas mismas y, por tanto, la evolución que siguen cada una de ellas debe gozar de particularidades propias. Sin embargo y pese a todas estas consideraciones, resulta bastante útil disponer de datos obtenidos a partir de zonas testigo no alteradas en estudios de colonización secundaria, como referencia -muy general, aunque imprescindible- de la evolución paralela que sigue tanto la vegetación como los suelos de estas zonas durante el mismo periodo de tiempo en que se realiza el seguimiento de las zonas perturbadas, especialmente cuando la zona presenta una homogeneidad tan acusada bajo un punto de vista climático, edáfico y biótico como el considerado en el presente estudio.

Así pues, se instalaron 8 parcelas permanentes en idéntico número de puntos, en zonas no afectadas por incendio alguno en 30 años, 4 de ellas en el valle del Río Mundo y otras 4 en el valle del Río Tus. En ambos valles se registró una riqueza florística muy elevada (Fig. 72). Así, de los 29 taxones determinados a nivel de especie en el primer valle, 10 fueron recolectados en los 7 muestreos. Sin embargo, ninguna especie fue recolectada en todos los inventarios de un muestreo determinado, lo cual es indicativo de la elevada diversidad de la zona.

Algo semejante ocurre en el valle del Tus, puesto que de 31 taxones determinados a nivel de especie -o categorías taxonómicas inferiores-, 14 fueron recolectados en todos los muestreos.

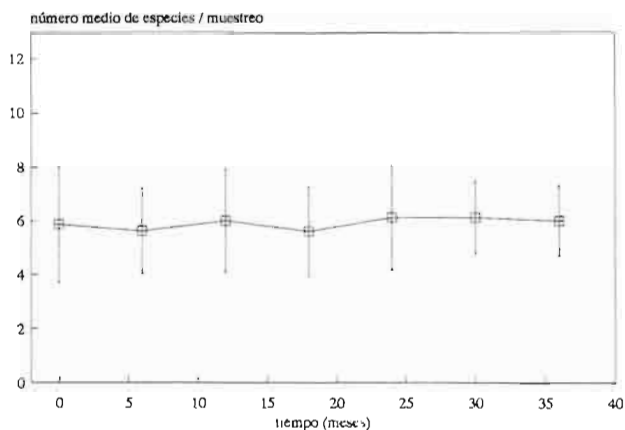


Figura 72: Riqueza florística en los muestreos efectuados en la zona control. Valores medios \pm s.

Comparando el número de especies recolectado por muestreo, en todos los casos éste es superior para el valle del Tus, lo cual es extrapolable al número medio de especies por inventario ya que, en este caso, también las cifras son más altas en el segundo. Precisamente un ligero incremento en el número de especies se va a producir también en ambas zonas durante los muestreos de primavera, aunque de forma algo más acusada en el valle del Tus, debido principalmente a la inclusión de especies efímeras tales como: *Bryum gemmilucens*, *Fissidens viridulus* var. *bambergeri*, *Fossombronia caespitiiformis*, *Pottia starckeana*, *Cephaloziella divaricata*, etc., las cuales desaparecen de los céspedes en los muestreos de otoño. La evolución del número de especies recolectadas por muestreo y del número medio de especies por parcela en ambos valles, no presenta una tendencia creciente con el tiempo, siendo la correlación entre ambos conjuntos de datos con el tiempo muy baja (Tabla 12).

	Valle del Mundo		Valle del Tus	
	Nº especies	Nº medio especies	Nº especies	Nº medio especies
Tiempo	0,5590	0,2294	0,4405	0,6459
	(0,1920)	(0,6207)	(0,3225)	(0,1171)

Tabla 12: Correlación entre riqueza florística y número medio de especies en cada muestreo con el tiempo transcurrido desde el muestreo 1.

La cobertura media de los tapices briofíticos no fue tan elevada como en los incendios más antiguos (Umbría de Fuentes y Fuente de la Plata), tal y como puede observarse en la Figura 73. La evolución de la misma fue, así mismo constante a lo largo del tiempo, con ligeras oscilaciones estacionales.

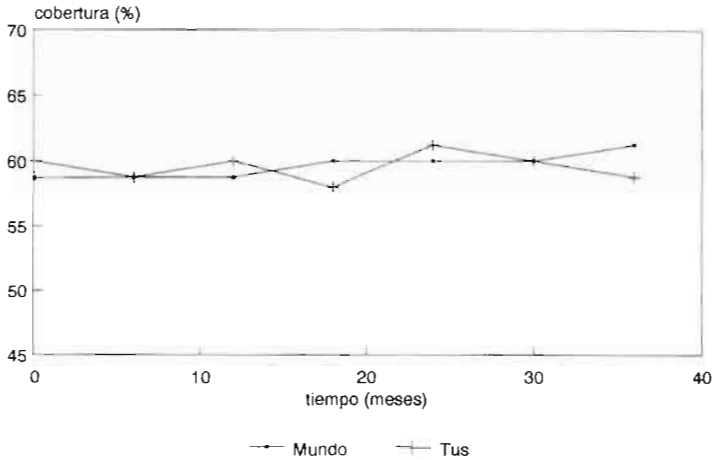


Figura 73: Cobertura de los tapices briofíticos en las parcelas permanentes de la zona control. Valores medios \pm s.

Las coberturas de las especies recolectadas en el Valle del Mundo, fueron especialmente elevadas para algunas especies tales como: *Pleurochaete squarrosa* (Foto 16), *Homalothecium aureum*, *H. sericeum*, *Bryum torquescens*, *Didymodon vinealis* y, en menor grado, *Tortella tortuosa* y *Tortella densa*. Estas especies, -y en especial *Pleurochaete squarrosa*-, presentaron durante todo el seguimiento una evolución creciente de sus coberturas, lo que da una idea de la importancia de las mismas frente al resto de las especies. En el caso del Valle del Tus, algo semejante se podría decir para el caso de *Pleurochaete squarrosa*, *Homalothecium aureum*, *H. sericeum*, *Bryum torquescens* y *Didymodon vinealis*, siendo la primera, la que registró en todos los muestreos, unos valores de cobertura más altos.

Las especies más abundantes en los inventarios fueron las señaladas en la Tabla 13, por lo que resulta evidente que, al igual que ocurría con las coberturas, *Pleurochaete squarrosa* y *Homalothecium aureum* fueron las especies mejor representadas en ambas zonas.

Valle del río Mundo		Valle del Tus	
Especie	Frecuencia relativa (%)	Especie	Frecuencia relativa (%)
PS	81,43	PS	82,86
HA	60	HA	67,14
HC	54,29	BT	64,28
BT	52,85	DV	44,28
		HC	38,57

Tabla 13: Frecuencia media de las especies más abundantes en la zona control. Especies: PS *Pleurochaete squarrosa*; HA *Homalothecium aureum*; HC *Hypnum cupressiforme*; BT *Bryum torquescens*; DV *Didymodon vinealis*.

Con respecto al tipo de vida de los taxones recolectados en la zona control, se registró una ligera superioridad en el valle del Tus con respecto al porcentaje de hepáticas frente al total de especies (Tabla 14).

	Valle del río Mundo %	Valle del Tus %
Hepáticas	10,34	16,13
Musgos pleurocárpicos	20,69	19,35
Musgos acrocárpicos	69,97	64,52

Tabla 14: Porcentaje de tipos de vida de los taxones recolectados en la zona control.

Se puede deducir, por tanto, que la composición florística de ambas zonas resultó ser bastante similar tanto a partir de los datos obtenidos por el muestreo de parcelas permanentes, como por los datos obtenidos con el muestreo aleatorio. No obstante, se puede decir que el valle del río Tus es más rico en especies que el valle del río Mundo, aunque en todo momento se ha podido verificar la existencia de algunos taxones (*Pleurochaete squarrosa*, *Homalothecium aureum*, *Bryum torquescens*, etc.) que aparecen en ambas zonas de forma más frecuente y con coberturas mucho mayores que el resto de las especies. La cobertura media de estas especies en las parcelas permanentes de la zona control es estable con el tiempo y tan sólo se observaron algunas oscilaciones estacionales en las mismas.

Por otro lado, es notable el hecho de que las especies colonizadoras pioneras (*Fuaria hygrometrica*, *Bryum bicolor* y *Barbula convoluta*) no aparecieron en ninguna de las parcelas permanentes durante los muestreos realizados en la zona control. La presencia aislada de las dos últimas en algunos inventarios, hace pensar que sólo en puntos concretos de la localidad, persisten, aún con coberturas

muy bajas. Se trata de zonas donde las condiciones edáficas pueden ser parecidas a las de estadios más próximos al incendio en el tiempo. Este hecho, unido a la permanencia en los tapices briofíticos a lo largo del tiempo de muchas especies, fue reflejado en los bajos valores alcanzados por el índice de fugacidad en todos los muestreos (Fig. 74).

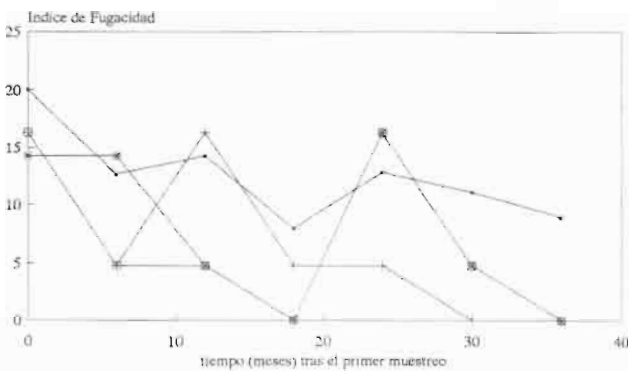
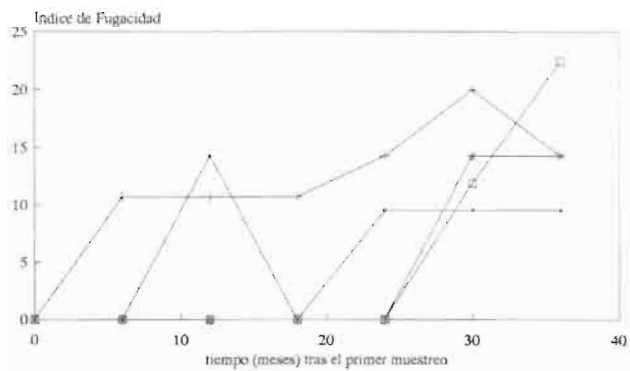


Figura 74: Fugacidad de las especies en cada muestreo de la localidad control, a: Mundo; b: Tus.

ESTUDIO EDÁFICO

De igual forma que en el muestreo de vegetación, se estudiaron dos grandes áreas a nivel edáfico en las que, según datos del Servicio Provincial de Montes, no se habría producido incendio alguno desde hacía más de 30 años. Así, se tomaron muestras de suelo en zonas próximas a algunas parcelas permanentes levantadas tanto en el valle del río Tus como en el Valle del Mundo. Como quiera

que la zona resulta ser muy homogénea, bajo un punto de vista edáfico (RODRIGUEZ-ESTRELLA 1979), se consideraron ambas zonas de forma conjunta, en lo referente a muestras de suelos.

La toma de muestras, al igual que en el resto de las localidades incendiadas, se realizó dos veces al año, distinguiendo de igual manera, el muestreo de primavera del muestreo de otoño. El seguimiento comenzó en la primavera de 1988 y finalizó en otoño de 1990.

Las tendencias globales de los diferentes parámetros edáficos, fueron constatadas mediante un análisis de componentes principales, tal y como se realizó en el resto de las localidades de estudio. Como en éstas, para el ACP se introdujeron los datos correspondientes a 11 parámetros: pH (en H₂O y en KCl), conductividad eléctrica, K⁺, Na⁺, materia orgánica, nitrógeno total, capacidad de intercambio catiónico, caliza total, caliza activa y P asimilable.

El análisis mostró una absorción de la varianza del 89% por parte de los tres primeros componentes, mientras que la varianza asignada a los dos primeros componentes fue del 75% con respecto al total.

La representación gráfica de las cargas de las variables sobre el plano formado por los dos primeros componentes (Fig. 75) separa a las mismas en varios grupos. De un lado, con cargas elevadas y positivas sobre el componente 1, se sitúan caliza y pH, así como sodio y conductividad eléctrica con menores factores de carga. En la zona negativa y también con cargas elevadas, se disponen: nitrógeno total, materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico. El componente 2 está dominado por el potasio y la conductividad eléctrica en la zona positiva así como por el fósforo asimilable en la zona negativa. Resulta por tanto clara la correlación existente entre los parámetros edáficos agrupados.

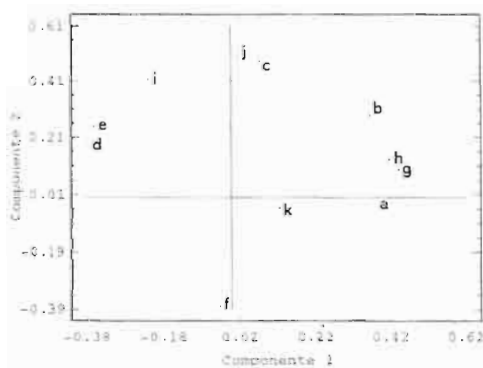


Figura 75: ACP Control. Representación gráfica de las cargas de las variables sobre los dos primeros componentes. a:pH (H₂O); b:pH (KCl); c:C.E.; d:m.o.; e:N; f:P; g:CO₃Ca total; h:CO₃Ca activa; i:C.C.C.; j:K⁺; k:Na⁺.

El diagrama de dispersión de las muestras sobre el plano formado por los dos primeros componentes (Fig. 76) muestra un acercamiento de las posiciones a partir de la profundidad del muestreo, como característica más significativa. Así, el componente 1 discrimina dos grupos de muestras de manera muy clara: de un lado se hallan las muestras s (7-12) y b (19- 24), netamente vinculadas a la evolución del pH. De otro, las muestras más influenciadas por los parámetros directamente relacionados con el contenido en materia orgánica: S (1-6) y B (13-18). La presencia de mayores contenidos de CO_3Ca en los muestreos en profundidad y de materia orgánica y nitrógeno total en los superficiales son la causa directa de esta agrupación de las muestras.

El componente 2 sólo discrimina de forma clara dos grupos de muestras: de un lado aquellas correspondientes al estrato s, debido a los elevados valores de pH y caliza, y de otro las correspondientes al estrato b, con una asignación de influencias de las variables poco definida. Las muestras superficiales S y B se encuentran agrupadas con referencia a este componente.

Por último, cabe destacar la separación de las muestras correspondientes a los muestreos de otoño con respecto a los muestreos de primavera, en los estratos superficiales S y B. Resulta interesante comprobar que, bajo tapiz briofítico no se presentaron diferencias apreciables en las tendencias de los parámetros edáficos con respecto al estrato S a nivel superficial llegando incluso a registrarse un paralelismo entre las mismas. Por otro lado es destacable la débil constatación de una evolución temporal asignable al componente 2 que, en el caso de los estratos superficiales, se llega a confundir con las variaciones estacionales.

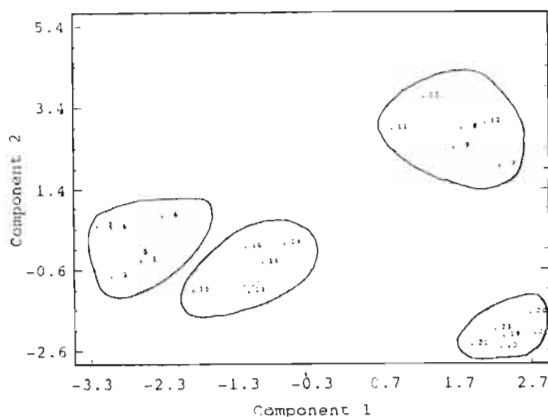


Figura 76: Diagrama de dispersión de las cargas de las muestras para los dos primeros componentes. 1-6:S; 7-12:s; 13-18:B; 19-24:b.

La falta de esta tendencia temporal en las muestras control se pone de manifiesto en el análisis de correlación, en donde se constata la inexistencia de correlaciones elevadas y significativas entre los valores obtenidos para cada parámetro edáfico y el tiempo transcurrido tras el primer muestreo. Tan sólo una ligera pérdida de limos en el estrato s así como un aumento de las arcillas y una disminución en las arenas finas, en el estrato B quedan reflejadas en la tabla del análisis (Tabla 15).

	S	s	B	b
Arcillas	0,4555	0,6476	0,965 *	0,6701
Limos	-0,626	0,8392*	-0,5884	0,105
Arenas f.	0,3824	-0,5948	-0,8548*	-0,382
Arenas g.	0,2622	-0,4606	0,4655	-0,4451

Tabla 15: Correlaciones entre parámetros edáficos de las muestras control y el tiempo transcurrido tras el primer muestreo. *: Significativo a un nivel de confianza del 95%.

DATOS SOBRE EROSIÓN EN LOS ESTADIOS INICIALES DE LA SUCESIÓN TRAS INCENDIO

INTRODUCCIÓN

En las Fresnedas se instaló una estación de seguimiento de la erosión, con dos parcelas sometidas a tratamientos diferentes, incluyendo dos parámetros: agua de escorrentía y pérdida de suelo, durante el año siguiente al incendio ocurrido en esta localidad. Se consideró ese período de tiempo por ser en el que tuvo lugar el aumento más importante de la cobertura vegetal colonizadora en relación al primer año. El objeto de este estudio no fue tanto la cuantificación absoluta de los parámetros antes citados como la de comparar dos situaciones bien distintas: las pérdidas de agua y suelo que tienen lugar en un ecosistema en regeneración en el que no se ha producido perturbación alguna, frente a otro ecosistema que ha sido sometido a una perturbación muy intensa, eliminando la vegetación colonizadora (superior y briofítica) e impidiendo el proceso de sucesión natural.

De esta manera, se procedió a la instalación de ambas parcelas (según medidas y procedimiento detallado en el capítulo: Material y métodos) así como a la colocación de un pluviógrafo y un pluviómetro para la cuantificación real de la precipitación ocurrida en el período considerado (desde noviembre de 1989 -15 meses, después del fuego- hasta diciembre de 1990 -28 meses después del fuego-).

La presentación de los resultados se realiza considerando períodos de precipitación, esto es, intervalos de días completos en los que se produjeron precipitaciones registradas por el pluviógrafo, distinguiendo la más intensa que hubiera tenido lugar en 24 h dentro de cada intervalo.

RESULTADOS

La cobertura global de la parcela no tratada con herbicida (Fig. 77) indica una progresión con el paso del tiempo muy notable, habiéndose detectado dos máximos: uno a los 20 meses después del fuego y otro a los 27 meses, en referencia a la cobertura total.

Si en un principio la cobertura briofítica supera en gran medida a la de la vegetación superior, durante los últimos muestreos ésta última aumenta considerablemente acercándose a la primera. Por el contrario, la vegetación briofítica, con un máximo en el muestreo efectuado 20 meses después del fuego, presenta una tendencia decreciente a lo largo de los muestreos siguientes, con una recupe-

ración posterior, durante los meses de otoño (muestreos efectuados a los 26 y 27 meses después del fuego).

La parcela tratada con herbicida presentó un valor nulo de cobertura de la vegetación superior y menor del 2% con respecto a la vegetación briofítica, en todos los muestreos realizados.

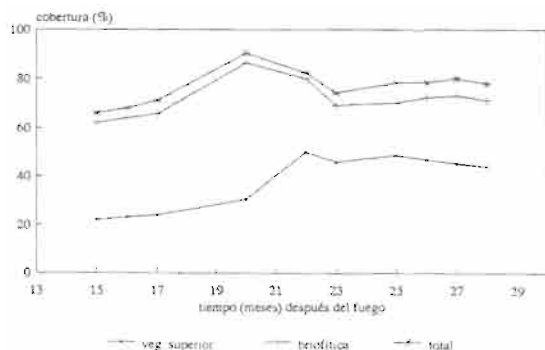


Figura 77: Datos de cobertura de la vegetación superior, vegetación briofítica y globales obtenidos para la parcela no tratada con herbicida.

Los datos de precipitación obtenidos para la estación de seguimiento (Fig. 78) señalan que, durante el período de tiempo considerado, ésta fue de 614,5 mm con dos máximos: uno a los 15 meses después del fuego (102 mm) y otro a los 27 meses después del fuego (110 mm). La precipitación más baja fue la que tuvo lugar a los 23 meses después del fuego: 12 mm. En cuanto a los datos de precipitación máxima en 24 h (Fig. 79) son de destacar aquellos de los muestreos efectuados a los 16 y 17 meses después del fuego (24 mm).

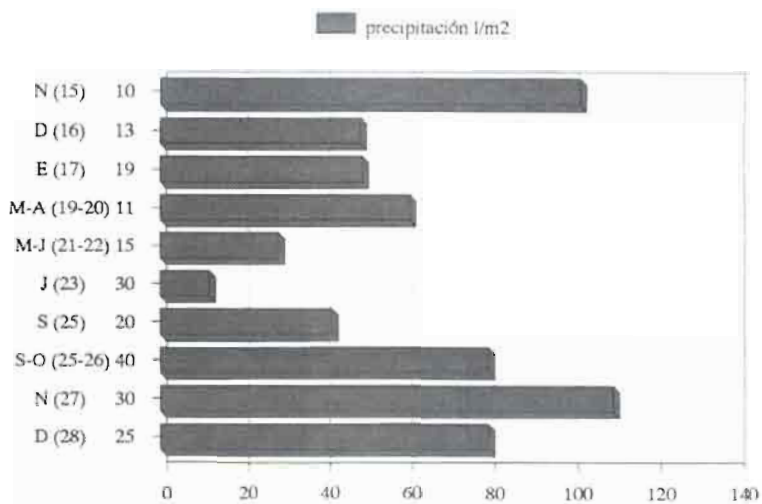


Figura 78: Precipitación total recogida en cada uno de los muestreos. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo -en días- considerado.

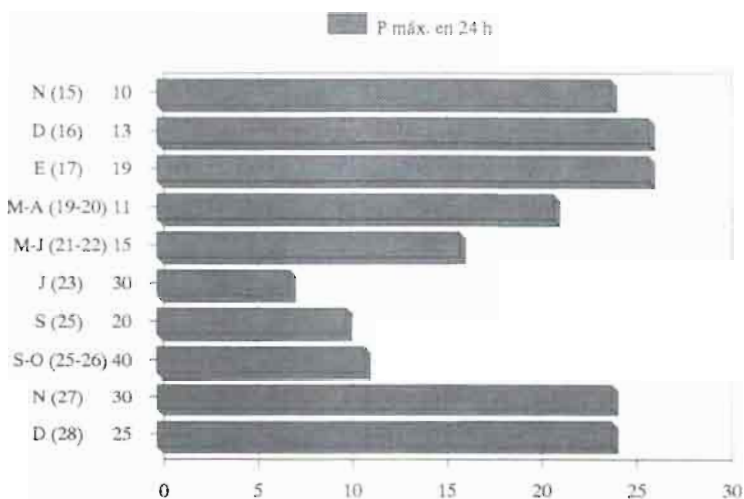


Figura 79: Precipitación máxima en 24 h. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo -en días- considerado.

Los datos de volumen de agua de escorrentía en la parcela no tratada con herbicida (Fig. 80) muestran una tendencia creciente durante los 3 primeros muestreos (15-17 meses después del fuego), con un máximo en enero (17 meses después del fuego) de 3.075 l. Si embargo tras éste tuvo lugar una disminución notable de la escorrentía en esta parcela, llegando a un valor de 100 l. Esta disminución prosigue durante los siguientes meses, no sobrepasando en ningún momento los 110 l.

Si se compara la gráfica de volumen de agua de escorrentía recogida para esta parcela con los datos obtenidos de cobertura (Fig. 77), se puede asociar fácilmente el descenso brusco de la cantidad de agua perdida por escorrentía con un aumento muy importante de la cobertura briofítica especialmente y, en menor grado, de la cobertura de la vegetación superior. Se comprueba como la cobertura briofítica experimenta un aumento considerable de manera inmediatamente anterior al aumento de la vegetación superior, ya que si el primero tiene lugar a los 20 meses después del fuego, el segundo incremento ocurre 2 meses más tarde. En este intervalo de tiempo, se produjo una intensificación de la precipitación caída sobre la estación de seguimiento, lo cual implica que es la cobertura elevada de la vegetación briofítica el factor que en buena medida va a impedir que tengan lugar pérdidas importantes de agua por escorrentía, durante la primavera temprana.

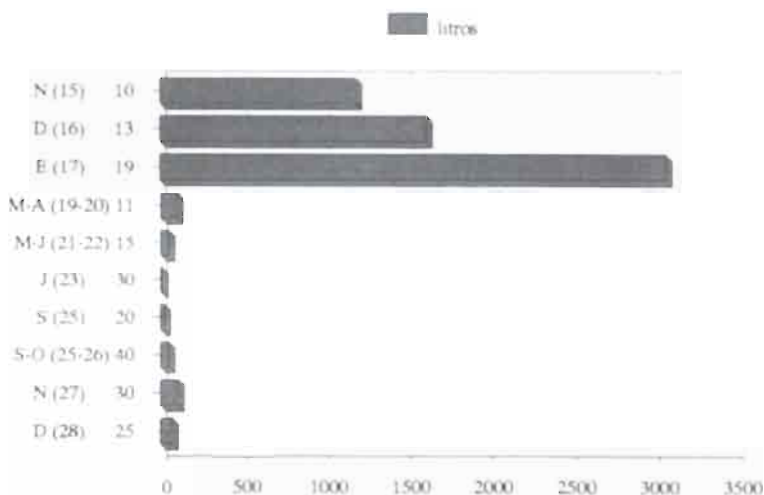


Figura 80: Volumen de agua de escorrentía en la parcela no tratada con herbicida. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo -en días- considerado.

Este hecho se vuelve a poner de manifiesto en el caso de la parcela tratada con herbicida (Fig. 81), en la cual no existe vegetación colonizadora. En ésta, el volumen de agua de escorrentía es muy superior en todo momento al registrado para la parcela no tratada. Resulta especialmente importante la cantidad de agua de escorrentía recogida durante los meses 21-23 y 27-28 después del fuego, en comparación con los datos obtenidos para la parcela con regeneración natural. Ello prueba que cualquier práctica que incida de forma directa o indirecta sobre la regeneración natural tanto de la vegetación superior como briofítica, especialmente durante estas primeras fases de la sucesión, puede influir notablemente un aumento muy importante de los procesos de escorrentía.

Así, la escorrentía total referida a la parcela tratada con herbicida fue de 21.342,5 l frente a los 6.320 l recogidos en la parcela con vegetación. Ello supone que, del total de lluvia caída sobre ambas parcelas, se evacuó del ecosistema un 11,6% en la parcela sin vegetación frente al 3,4% perdido en la parcela no tratada.

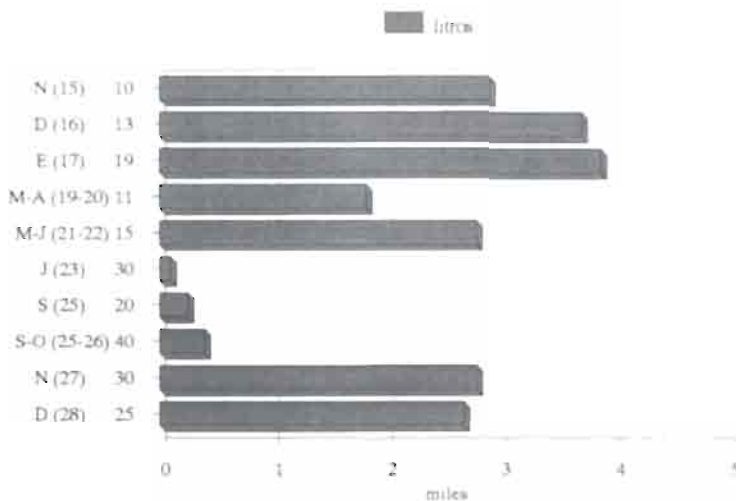


Figura 81: Volumen de agua de escorrentía en la parcela tratada con herbicida. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo -en días- considerado.

Con respecto a la cantidad de suelo perdido, las diferencias fueron muy notables entre ambas parcelas. Así, en la parcela no tratada con herbicida (Fig. 82) se produjo una pérdida máxima en el muestreo efectuado 16 meses después del fuego, para descender posteriormente y de forma progresiva durante los muestreos siguientes, alcanzando un valor nulo durante el periodo comprendido entre los

21-25 meses después del fuego. De esta manera, sobre el total de suelo perdido por arrastre del agua de escorrentía, se puede estimar que, en las condiciones presentes en la parcela no tratada, tuvieron lugar unas pérdidas estimadas en 166.7 kg/ha durante el período de tiempo considerado (algo más de un año).

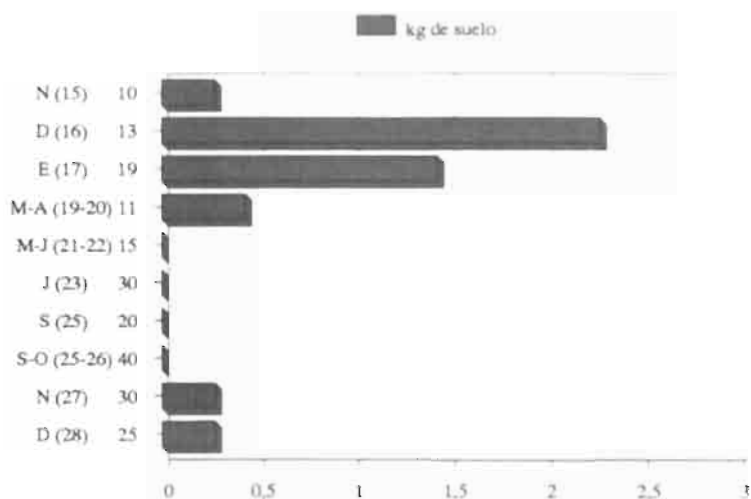


Figura 82: Suelo perdido por escorrentía en la parcela no tratada con herbicida. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo -en días- considerado.

Por el contrario, la cantidad de suelo perdido en la parcela sin vegetación aumenta considerablemente en relación a la anterior (Fig. 83). Así, tuvieron lugar dos máximos (uno a los 17 meses después del fuego con 16,2 kg de suelo/300 m² y otro a los 27 meses después del fuego con 15,76 kg/300 m² de suelo), sobre un total de 101,1 kg de suelo perdidos. Ello va a suponer un valor estimado de 3.370 kg/ha en el período de tiempo considerado (esto es, 3.203,3 kg/ha más que en la parcela con vegetación).

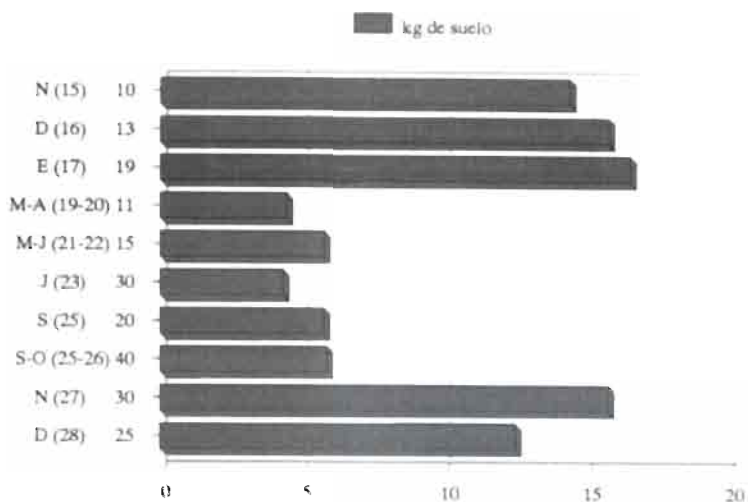


Figura 83: Suelo perdido por escorrentía en la parcela tratada con herbicida. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo -en días- considerado.

De esta manera se puede concluir que, pese a que las pérdidas de suelo obtenidas en la parcela sin vegetación no fueron muy elevadas en términos absolutos, hay que destacar que, bajo un punto de vista cualitativo, el suelo perdido resulta enormemente valioso para el ecosistema en tanto que pertenece al estrato más superficial del mismo y, por consiguiente, va a suponer pérdidas notables de elementos provenientes de la vegetación quemada, los cuales serán exportados del ecosistema y, por tanto, no van a poder ser reincluidos en los ciclos biogeoquímicos del mismo.

Ello implica que, como ya se hizo referencia anteriormente, resulta enormemente perjudicial para un bosque incendiado cualquier acción que disturbe los estadios iniciales de la sucesión vegetal, por lo que resulta de todo punto desaconsejable el uso de maquinaria pesada, introducción de ganado, arrastre de troncos y, en fin, todas aquellas prácticas que supongan un deterioro de la vegetación colonizadora y un descenso de su cobertura.

CONSIDERACIONES SOBRE LOS MODELOS DE SUCESIÓN BRIOFÍTICA POST- INCENDIO EN BOSQUES MEDITERRANEOS

Los procesos más importantes en los que se ve involucrada la sucesión vegetal secundaria podrían sintetizarse en 3 puntos (LEPART & ESCARRIE 1983):

- 1) La recolonización ocurre a través de diásporas de especies ajenas a la vegetación preexistente.
- 2) Las especies de desarrollo anual o estacional juegan un papel menor en el conjunto de la sucesión secundaria.
- 3) Los briófitos juegan un papel muy importante durante los primeros estadios de la sucesión tras un incendio.

Estas tres premisas sintetizan gran parte de las conclusiones que se pueden extraer de las experiencias aquí realizadas. En efecto, los briófitos llegan a cubrir importantes superficies de suelo desnudo tras un incendio y van a ser especies escasamente representadas en los estadios más maduros de la sucesión las protagonistas de estas primeras fases de la misma. Durante estas primeras etapas de la sucesión, los céspedes briofíticos van a jugar un papel muy importante evitando la pérdida de nutrientes por procesos de lavado por escorrentía. Se puede decir asimismo, que la pérdida de suelo que tiene lugar tras las primeras lluvias después del incendio, es muy leve bajo los céspedes briofíticos colonizadores.

En general, el proceso de la sucesión briofítica post-incendio podría dividirse en 4 fases, partiendo de lo propuesto por GLOAGUEN (1990) y modificando ligeramente sus consideraciones:

1) Fase de colonización

Se caracteriza por la presencia de especies colonizadoras pioneras, no existentes en la zona control o encontradas en la misma de forma puntual. Este grupo de especies está formado por: *Funaria hygrometrica*, *Bryum bicolor* y *Barbula convoluta* y la fase va a consistir básicamente en un intenso proceso de colonización de suelo desnudo, llegándose a formar céspedes muy extensos compuestos por las especies antes citadas. Este grupo de especies fue caracterizado por DURING (1979) dentro de su clasificación según estrategias de vida, como especies *fugitivas* con periodo de vida entre 0,5-1 año y de emplazamiento en hábitats de aparición impredecible (*Funaria hygrometrica*) así como especies *colonizadoras*, propias de hábitats impredecibles aunque de periodos de vida más dilatados

(1-varios años): *Bryum bicolor*; *Barbula convoluta*). Sin embargo, es necesario puntualizar el hecho de que, como se ha podido constatar a lo largo del presente estudio, *Funaria hygrometrica* permanece en los lugares estudiados durante varios años y, tanto esta especie como las llamadas *colonizadoras*, no parecen presentar tal grado de competencia entre ellas como para que pudieran ser calificadas "especies colonizadoras secundarias" o "competitivas", según la denominación aquí utilizada (para el citado autor sólo existe un grupo de especies colonizadoras y en ningún momento trata de la competencia interespecífica para caracterizarlas).

La fase de colonización se da de forma muy intensa en las localidades de Moropeche y Las Fresnedas, por lo que se puede asegurar que la misma llega a durar de forma plena unos dos años casi inmediatamente después de la perturbación.

2) Fase de competencia

Un buen número de especies se van introduciendo en los céspedes briofíticos formados por las especies colonizadoras pioneras y la presencia de éstas se va haciendo cada vez menos notable. Muchas de las especies no se encontraron en las zonas no afectadas por el fuego (control) y, por tanto, es previsible que tampoco fueran frecuentes en las localidades quemadas antes de que tuviera lugar el incendio. La inclusión posterior de especies presentes de forma mayoritaria en la localidad control, hace posible que esta fase pueda subdividirse en dos:

2.1) Fase de competencia inicial

Numerosas especies no presentes en la zona control se introducen en los céspedes briofíticos, desplazando a las colonizadoras pioneras. Las coberturas globales de estos céspedes se mantienen o comienzan a disminuir a lo largo del tiempo, no produciéndose nueva colonización de suelo desnudo.

Dentro de este grupo de especies *colonizadoras secundarias* o *competitivas* destacan: *Didymodon acutus*, *D. vinealis*, *D. insulanus*, *D. fallax*, *Bryum torquescens*, *B. capillare*, *Barbula unguiculata*, etc. Esta fase puede ser reconocida en las localidades de: Ardal, El Maguillo y Loma del Villar, pudiendo estimarse su duración en torno a unos 4 años. Se trata de especies denominadas *colonizadoras* por DURING (1979), con un período de vida entre 1 a varios años, reproducción sexual y asexual, ambas muy activas, y esporas pequeñas ($< 20\mu$), además de especies de período de vida corto (varios años) y reproducción básicamente sexual, aunque también se dan formas de propagación asexual.

Junto a este grupo de especies llega a coexistir otro, de evolución inconstante y dependiente de la época del año. Durante el proceso de colonización y la fase de competencia, se pueden reconocer algunas especies pertenecientes al mismo: *Cephalozia divaricata*, *C. baumgartneri*, *Pottia starckeana*, *Pottia lanceolata*, *Anisothecium howei*, *Phascum curvicolle*, *P. cuspidatum* var. *piliferum*, *Acaulon triquetrum*, etc. Se trata de especies anuales (DURING 1979), propias de hábitats temporales, de reproducción básicamente sexual y muy activa, con esporas grandes ($> 20\mu$). En realidad, más que de hábitat habría que referirse a condiciones medioambientales, ya que como se ha podido comprobar, este grupo de especies reaparece (o desarrolla céspedes más extensos) durante ciertas épocas del año, en función de diversos factores que pudieran ser tanto abióticos (climáticos, edáficos), como bióticos (competencia).

2.2) Fase de competencia final

Un gran número de especies, presentes en la zona no afectada por el fuego, se van introduciendo de forma progresiva en los céspedes briofíticos, llegando algunas de ellas a colonizar nuevo suelo desnudo (como es el caso de *Pleurochaete squarrosa*). Muchas de estas especies (entre las que caben ser citadas: *Homatothecium aureum*, *H. sericeum*, *Hypnum cupressiforme*, etc.) se desarrollan sobre otras propias de fases anteriores. El establecimiento de estas comunidades hace que, de forma progresiva, las especies propias de la fase de competencia inicial y la fase de colonización, vayan desapareciendo de los céspedes. Sin embargo, la coexistencia de los tres grupos de especies mencionados a lo largo de buena parte de esta fase, va a provocar que, durante la misma, se registren los valores de riqueza florística más elevados.

La fase de competencia final caracteriza la evolución de los céspedes briofíticos de Umbría de Fuentes y parte de los muestreos de Fuente de la Plata, por lo que su duración puede estimarse en torno a los 10 años. A lo largo de esta fase, los procesos de fijación de nitrógeno bajo los céspedes briofíticos es especialmente intensa.

3) Fase de estabilización

Se produce al establecerse las especies propias de la zona no afectada por el fuego, tras el desplazamiento de las especies de fases anteriores. En ésta, las especies colonizadoras pioneras son localizadas de manera puntual, con coberturas muy bajas a la vez que las de las especies colonizadoras secundarias van en

descenso a medida que se establecen las especies propias de estos últimos estadios de la sucesión.

La estabilización va teniendo lugar de forma rápida durante los muestreos efectuados en Fuente de la Plata (quemada en 1970) y en la zona control, se podría hablar de una cierta ralentización del proceso, si bien éste continúa de forma gradual e ininterrumpida a lo largo de los muestreos. De esta manera, no se puede establecer un período concreto de duración de esta fase e incluso podría ésta finalizar de forma intempestiva en el caso de que un nuevo incendio sobreviniera, recomenzando una vez más el proceso. En esta fase, las especies *estables* de DURING (1979) dominan al resto. Se trata de especies de un período de vida largo (varios años), con reproducción poco activa, tanto sexual como asexual y esporas de pequeño tamaño.

En orden a encuadrar el modelo de sucesión descrito dentro del contexto de las teorías clásicas y modernas sobre sucesión, desde las propuestas iniciales de CLEMENTS (1916) que estableció los conceptos deterministas y de autogénesis, pasando por las teorías probabilistas de GLEASON (1926, 1927) y WHITTAKER (1953), hasta llegar a las tesis del *relevo florístico* propuestas por EGLER (1954), el cual dio una gran importancia al fondo florístico presente antes de la perturbación y las aportaciones más actuales de NOBLE & SLATYER (1980) a propósito de los *atributos vitales* como conjunto de los procesos de respuesta de las especies ante una perturbación como el fuego, cabe destacarse la validez de todas ellas a la hora de explicar el modelo de sucesión secundaria que ocupa, ya que si bien las teorías de Clements abundan en torno a una *sucesión necesaria*, no es menos cierto que, en el caso de los briófitos no se encontraron grandes diferencias en el conjunto de las comunidades colonizadoras pese a tratarse de incendios diferentes. Hay que hacer notar, sin embargo, el hecho de que un cambio en el sustrato edáfico puede hacer variar la sucesión briofítica hacia otros modelos paralelos, tal y como puede intuirse en Loma del Villar (de sustrato ligeramente ácido) pero, en definitiva, se trata de un cambio de las especies frente a un modelo similar. Poco determinante parece, sin embargo, el fondo florístico preexistente sobre el modelo de sucesión, ya que todos los individuos (y probablemente sus diásporas) que poblaban los suelos del biotopo antes de la ocurrencia de la perturbación, llegan a ser completamente destruidos por el fuego, tratándose posteriormente de una colonización a partir de especies foráneas (*alien species*) en un primer término.

Atendiendo a la teoría de los *atributos vitales* de NOBLE & SLATYER (1980), el hecho de que la introducción de especies propias de estadios maduros sólo después de 6-8 años después del fuego, hace pensar que la sucesión briofítica comienza a partir de especies ID (especies que pueden colonizar sólo inmediatamente después del fuego, cuando la competencia es nula -I- y que son capaces de

formar una gran cantidad de diásporas con elevado poder de dispersión -D-), para continuar con especies T (aquellas que toleran la competencia y pueden colonizar en cualquier momento) más algunas especies R (aquellas que colonizan sólo cuando existen individuos de otras especies).

Según los modelos de sucesión de CONNELL & SILVYER (1977), podría referirse -en la línea de las propuestas de MILES (1987) y GLOUAGUEN (1990)- que, en realidad, el proceso de sucesión es un compendio de interacciones entre las especies unido a un cierto grado de aleatoriedad (LAWTON 1987) que dota a la misma de un cierto grado de azar a todo el proceso -retomando el concepto de WHITTAKER 1953-. Así, se pueden encontrar referencias al modelo de *facilitación* (por el cual las especies pioneras modifican el hábitat y permiten el establecimiento de nuevas especies) a lo largo de todo el proceso descrito, de manera que numerosas especies colonizadoras secundarias (*Barbula unguiculata*, *Didymodon acutus*, *D. vinealis*, etc.) y especies estacionales (*Cephaloziella divaricata*, *C. baumgartneri*, *Fossombronia caespitiformis*, etc.) sólo surgen a partir de céspedes formados por colonizadores pioneros. Asimismo se pueden intuir ejemplos referidos al modelo de *tolerancia* (por el que las modificaciones del hábitat por parte de las especies pioneras no tienen efectos en la colonización posterior): algunas especies permanecen a lo largo de todo el proceso sufriendo pequeñas oscilaciones temporales en su cobertura o un pequeño descenso gradual, como es el caso de *Bryum torquescens*, *Weissia controversa*, *Bryum capillare*, etc. Existen también ejemplos del modelo de *inhibición* (por el que las especies colonizadoras pioneras monopolizan el espacio y llegan a impedir el crecimiento de otras) en especial durante los dos primeros años después del fuego. Así, en este período, extensos tapices de *Fumaria hygrometrica*, *Bryum bicolor* y *Barbula convoluta* son visibles en amplias zonas de las localidades quemadas. Por último, el azar juega un papel importante en los estadios intermedios de la sucesión, en los que, según en qué punto de la localidad se trate, pueden encontrarse unas especies u otras compitiendo con las colonizadoras pioneras.

Por tanto, tratar de sintetizar en un único modelo el conjunto de procesos y acciones interespecíficas que tienen lugar tras una perturbación tan intensa como el fuego, se antoja ciertamente una simplicidad. Lo cierto es que, como se ha podido constatar, existen ejemplos que satisfacen los diferentes modelos de los numerosos autores mencionados y que, en realidad, lo único evidente es que los briófitos juegan un papel muy destacado en el proceso de sucesión tras el fuego, en especial durante las etapas iniciales de la misma y que el patrón seguido en las diferentes localidades consideradas, tanto bajo un punto de vista sincrónico como diacrónico no parece diferir entre éstas.

Por último, hay que hacer notar en referencia a la clasificación realizada por DURING (1979) que existen notables introgresiones entre las especies denomina-

das *fugitivas* y *colonizadoras*, ya que probablemente no sea suficiente para caracterizar a éstas un estudio de estrategias de reproducción dominante sino que se hace necesario un conocimiento más amplio de la situación de estas especies en los distintos estadios de la sucesión. Quizá la posibilidad de colonizar hábitats por parte de estas especies bajo un punto de vista reproductivo no sea tan importante como la capacidad de germinar en éstos, así como la de soportar la competencia con otras especies (briófitos y plantas superiores). Por otro lado, las especies a las que DURING (1979) denomina *anuales* son capaces de recolonizar el mismo hábitat siempre que los factores bióticos y abióticos lo permitan.

En definitiva, se hace necesaria una reestructuración de todas estas clasificaciones o, mejor aún, de los criterios de clasificación, ya que no basta con estudios morfológicos y fenológicos para establecerlos, sino también estudios ecofisiológicos, tomando en consideración un buen número de factores que puedan influir en la sucesión, además de una mayor profundización en las técnicas y procedimientos de los cultivos *in vitro* de estos organismos, tal y como propugna WHITEHOUSE (1985). La consideración de momentos aislados en la sucesión puede hacer incurrir en errores que podrían subsanarse considerando, de forma amplia, todo el proceso.

CATÁLOGO FLORÍSTICO

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	C
<i>Acaulon triquetrum</i> (Spruce) C. Müll.			X				X		X		
<i>Aloina aloides</i> (K.F. Schultz)	X		X	X			X	X	X	X	X
<i>Anisothecium howei</i> Ren. & Card.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Archidium alternifolium</i> (Hedw.) Schimp.							X				
<i>Barbula convoluta</i> Hedw.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Barbula convoluta</i> var. <i>commutata</i> (Jur.) Giac.			X	X	X		X			X	
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Bartramia stricta</i> Brid.								X			
<i>Brachythecium velutinum</i> (Hedw.) B.S.G.									X		X
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.			X	X		X	X		X	X	X
<i>Bryum bicolor</i> Dicks.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Bryum caespiticium</i> Hedw.							X		X	X	
<i>Bryum capillare</i> Hedw.	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Bryum donianum</i> Grev.								X			
<i>Bryum dunense</i> Smith & Whitehouse			X			X					
<i>Bryum gemmilucens</i> Wiez. & Demar.	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Bryum torquescens</i> B.S.G.		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cephalozia baumgartneri</i> Schiffn.			X			X		X	X		X
<i>Cephalozia divaricata</i> (Sm.) Schiffn.	X	X	X	X		X		X	X		X
<i>Cephalozia rubella</i> (Nees) Warist.								X	X		
<i>Ceratodon conicus</i> (Hampe) Lindb.				X				X	X		
<i>Cheilothea chloropus</i> (Brid.) Lindb.							X		X		
<i>Crossidium aberrans</i> Holz. Bartr.								X		X	
<i>Ctenidium molluscum</i> (Hedw.) Saito											X
<i>Didymodon acutus</i> (Brid.) Saito	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Didymodon fallax</i> (Hedw.) Zander	X	X	X	X		X		X	X	X	X
<i>Didymodon insulanus</i> (De Not.) M.O. Hill.								X	X	X	X
<i>Didymodon trifarius</i> (Hedw.) Röhl.			X				X	X			
<i>Didymodon vinealis</i> (Brid.) Zander	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Ditrichum heteromallum</i> (Hedw.) Britt.								X	X	X	
<i>Encalypta streptocarpa</i> Hedw.											X
<i>Encalypta vulgaris</i> Hedw.				X			X	X	X	X	X
<i>Eurhynchium hians</i> (Hedw.) Lac.											X
<i>Eurhynchium meridionale</i> (B.S.G.) De Not.											X
<i>Fissidens crassipes</i> Wils. ex B.S.G.								X			
<i>Fissidens cristatus</i> Wils. ex Mitt.									X	X	

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	C
<i>Fissidens exilis</i> Hedw.								X			
<i>Fissidens viridulus</i>											
var. <i>bambergeri</i> (Schimp. ex Milde) Waldh.	X		X			X		X		X	X
<i>Fossombronia caespitiformis</i>											
De Not ex Rabenh.	X	X		X				X	X		X
<i>Fossombronia pusilla</i> var. <i>decipiens</i> Corbière								X			
<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gongylanthus ericetorum</i> (Raddi) Nees								X			
<i>Grimmia decipiens</i> (K.F. Schultz) Lindb.										X	
<i>Grimmia orbicularis</i> Bruch ex Wils.									X		
<i>Grimmia trichophylla</i> Grev.										X	
<i>Gymnostomum calcareum</i> Nees & Hornsch.									X		
<i>Gymnostomum viridulum</i> Brid.										X	X
<i>Homalothecium aureum</i> (Spruce) Robins.								X	X	X	X
<i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) Robins.											X
<i>Homalothecium sericeum</i> (Hedw.) B.S.G.								X	X	X	X
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.								X	X	X	X
<i>Oxistegus tenuirostris</i> (Hook. & Tayl.) A.J.E. Sm.								X			
<i>Phascum curvicolle</i> Hedw.			X	X	X	X	X		X		
<i>Phascum cuspidatum</i> Hedw.			X						X		
var. <i>piliferum</i> (Sw. ex Hartm.) B.S.G.			X						X		
<i>Philonotis arnelli</i> Husn.										X	
<i>Pleuroidium acuminatum</i> Lindb.								X	X		
<i>Pleurochaete squarrosa</i> (Brid.) Limpr.		X				X	X	X	X	X	X
<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.								X			
<i>Pottia intermedia</i> (Turn.) Fühnr.			X								
<i>Pottia lanceolata</i> (Hedw.) C. Müll.							X		X		
<i>Pottia starckeana</i> (Hedw.) C. Müll.			X		X	X		X	X	X	X
subsp. <i>conica</i> (Schwaegr.) Chamb.										X	
subsp. <i>minorata</i> (Schleich. ex Schwaegr.) Chamb.	X										
<i>Pseudocrossidium hornschiianum</i>											
(Brid.) Zander	X		X		X	X	X	X	X	X	
<i>Pseudocrossidium revolutum</i> (Brid.) Zander			X				X	X		X	X
<i>Pterygoneurum lamellatum</i> (Lindb.) Jur.							X				
<i>Pterygoneurum ovatum</i> (Hedw.) Dix.			X	X		X	X		X		
<i>Pterygoneurum subsessile</i> (Brid.) Jur.			X			X	X				
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i>											
(Web. & Mohr) B.S.G.											X

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	C
<i>Reboulia hemisphaerica</i> (L.) Raddi										X	X
<i>Riccia crozalsii</i> Levier								X			
<i>Riccia sorocarpa</i> Bisch.	X									X	
<i>Scleropodium touretii</i> (Brid.) L. Koch.								X	X	X	X
<i>Southbya tophacca</i> (Spruce) Spruce						X		X	X		X
<i>Targionia hypophylla</i> L.								X	X	X	
<i>Tortella densa</i> (Mitt.) Crundw. & Nyh.						X			X	X	X
<i>Tortella flavovirens</i> (Bruch) Broth.			X							X	
<i>Tortella humilis</i> (Hedw.) Jenn.										X	
<i>Tortella tortuosa</i> (Hedw.) Limpr.										X	X
<i>Tortula atrovirens</i> (Sm.) Lindb.			X								
<i>Tortula intermedia</i> (Brid.) De Not.										X	
<i>Tortula muralis</i> Hedw.										X	
var. <i>obcordata</i> (Schimp.) Limpr.								X	X		
<i>Tortula princeps</i> De Not.								X			
<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn.										X	X
<i>Tortula subulata</i> Hedw.									X		
var. <i>subinermis</i> (B.S.G.) Wils.										X	X
<i>Tortula vahliana</i> (K.F. Schultz.) Mont.							X				
<i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Trichostomum crispulum</i> Bruch	X		X			X	X	X	X	X	X
<i>Weissia condensata</i> (Voit.) Lindb.						X	X	X			
<i>Weissia controversa</i> Hedw.			X	X			X		X	X	X
<i>Weissia triumphans</i> (De Not.) H. Müll.									X	X	X

Localidades: 1 Moropeche; 2 Las Fresnedas; 3 Ardal; 4 La Alféra; 5 El Maguillo; 6 Hoya del Jaral; 7 Tus; 8 Loma del Villar; 9 Umbría de Fuentes; 10 Fuente de la Plata; C control.

BIBLIOGRAFÍA

- ABBOTT, I. & LONERAGAN, O. (1982). Growth rate and long-term population dynamics of jarrah (*E. marginata* Donn ex Sm) regeneration in Western Australia forests. *Australian Journal of Botany*, 32: 352-362.
- ALLIER, C. & LACOSTE, A. (1981). Processus dynamiques de reconstitution dans la série du *Quercus ilex* en Corse. *Vegetatio*, 46: 83-91.
- ARMESTO, J.J. & GUTIÉRREZ, J.R. (1978). El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile Central. *Anales Museo de Historia Natural* (Valparaíso), 11: 43-48.
- ARAYA, S. & AVILA, G. (1981). Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el matorral chileno. *Anales Museo de Historia Natural* (Valparaíso), 14: 99-105.
- ARIANOUPISOU, M. & MARGARIS, N.S. (1981). Early stages of regeneration after fire in a phrygamic ecosystem (east Mediterranean) I. Regeneration by seed germination. *Biologie-Ecologie méditerranéenne*, 8: 119-128.
- ARMESTO, J.J. & MARTINEZ, J.A. (1978). Relations between vegetation structure and slope aspect in the Mediterranean region of Chile. *Journal of Ecology*, 66: 881-889.
- BAGNOULS, F. & GAUSSEN, H. (1953). Saichon sèche et indice xérothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 88: 193-239.
- BARRY, J.P. (1960). Contribution a l'étude de la végétation de la région de Nîmes. *Année. Biol.*, 36: 311-450.
- BEADIE, N. (1940). Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. *Journal of Ecology*, 28: 180-192.
- BELL, D.T. & KOCH, J.M. (1980). Post-fire succession in the northern jarrah forest of western Australia. *Australian Journal of Ecology*, 5: 9-14.
- BOND, W.J. (1980). Fire and senescent fynbos in Swartberg, southern Cape. *South African Forestry Journal*, 114: 68-71.
- BORNKAMM, R. (1975). Zwanzig Jahre Vegetationsentwicklung in einem mitteleuropäischen Halbtrockenrasen. In: N. Schmidt (ed.) *Sukzessionsforschung. Berichte der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde*, pp.: 535-537. Rinteln. J. Cramer.
- BRASSELL, H.M. (1984). Nitrogen fixation associated with colonizing bryophytes. In: C. Veeger & W.W. Newton (eds.) *Advances in Nitrogen Fixation Research*. Nijhoff/Junk, The Hague.
- BRASELL, H.M., DAVIES, S.K. & MATTAY, J.P. (1976). Nitrogen fixation associated with bryophytes colonizing burnt sites in southern Tasmania, Australia. *J. Bryol.*, 14: 139-149.
- BRASELL, H.M. & MATTAY, J.P. (1984). Colonization by bryophytes of burned

- Eucalyptus* forests in Tasmania, Australia: Changes in biomass and element content. *Bryologist*, 87: 302-307.
- BRATTON, S.P. (1976). Resource division in an understorey herb community: Responses to temporal and microtopographic gradients. *Am. Nat.*, 110: 679-693.
- BRAUN-BLANQUET, J. & JENNY, H. (1926). Vegetationsentwicklung und bodenbildung in der alpinen Stufe der Zentralalpen. *Denkschr. Schweiz. Naturf. Ges.*, 63: 181-349.
- BRAUN-BLANQUET, J., WIKUS, E., SUTTER, R. & BRAUN-BLANQUET, G. (1958). Lagunenverlandung und vegetationsentwicklung auf der französischen Mittelmeerküste bei Palavas, ein sukzessionsexperiment. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel*, 33: 9-22.
- CASAL, M. (1982). *Sucesión secundaria en vegetación de matorral de Galicia tras dos tipos de perturbación: incendio y roza*. Tesis Doctoral. Univ. de Sevilla. 215 pp.
- CASAL, M. (1978). Post-fire dynamics of shrubland dominated by *Papilionaceae* plants. *Ecología mediterránea*, XIII (4).
- CASAL, M., BASANTA, M. & GARCÍA-NOVO, F. (1984). *La regeneración de los montes incendiados en Galicia*. Monografías de la Universidad de Santiago.
- CANFIELD, R.H. (1941). Application of the line intercept methods in sampling range vegetation. *J. Forestry*, 39: 388-384.
- CHRISTENSEN, N.L. & MULLER, C.H. (1975). Effects of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma* Chaparral. *Ecol. Monogr.*, 45: 29-55.
- CLÉMENT, B. (1985). Structure et dynamique de deux populations de *Polytrichum commune* des landes et tourbières des Monts d'Arrée (Bretagne, France). I: Analyse démographique. *Acta Oecologica / Oecol. Gener.*, 6(4): 345-364.
- CLÉMENT, B. (1986). Structure et dynamique de deux populations de *Polytrichum commune* des landes et tourbières des Monts d'Arrée (Bretagne, France). II: Croissance et productivité. *Acta Oecologica / Oecol. Gener.*, 7(2): 115-133.
- CLÉMENT, B., FORGEARD, F. & TOUFFET, J. (1980). Importance de la végétation muscinale dans les premières stades de recolonisation après incendie. *Bull. Ecol.*, 11(3): 359-364.
- CLÉMENT, B. & TOUFFET, J. (1981). Vegetation dynamics in Brittany heathland after fire. *Vegetatio*, 46: 157-166.
- CLÉMENT, B. & TOUFFET, J. (1982). Le rôle des incendies dans la succession des communautés végétales des landes bretonnes. *Proc. 107 Congrès Natl. Soc. Sav. Brest. Sciences*, II: 51-62.
- CLÉMENT, B. & TOUFFET, J. (1988). Le rôle des bryophytes dans la recolonisation des landes après incendie. *Criptogamie. Bryol. Lichéniol.*, 9(4): 297-311.

- CLEMENTS, F.E. (1916). *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute, Washington, 242.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. (1977). Mechanisms of succession: natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111: 1.119-1.144.
- CORLEY, M.F.V. & CRUNDWELL, A.C. (1991). Additions and amendments to the mosses of the Europe and the Azores. *J. Bryol.* 16: 337-356.
- CRANE, W. (1972). Fire in the Australian environment. In: H.A. Mooney & C.E. Conrad (eds.) *Proc. Symp. on Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. U.S.D.A. Forest Service, WO-3, 498 pp.
- DUNCAN, D. & DALTON, P.J. (1982). Recolonization by bryophytes following fire. *J. Bryol.* 12: 53-63.
- DURING, H.J. (1979). Life strategies of bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia*, 5: 2-18.
- EGLER, F.E. (1954). Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition: a factor in old field vegetation development. *Vegetatio*, 4: 412-417.
- ELIAS-CASTILLO, F. & RUIZ-BELTRAN, L. (1981). *Estudio agroclimático de Castilla-La Mancha*. Departamento de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 247 pp.
- EVANS, F.C. & DAHL, E. (1955). The vegetational structure of an abandoned field in southeastern Michigan and its relations to environmental factors. *Ecology*, 36: 685-706.
- FAO-UNESCO (1988). *Soil Map of the World. Revised Legend*. Roma.
- FORGEARD, F. (1987). *Les incendies dans les landes bretonnes. Caractéristiques et conséquences sur la végétation et sur le sol*. Thèse d'État ès Sciences, Rennes. 357 pp.
- FORGEARD, F. & TOUFFET, J. (1979). Les premières stades de la succession végétale après incendie de tourbe dans les pelouses et les landes de la région de Painpont. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 126(4): 473-485.
- FROMENT, A. (1975). Les premières stades de la succession végétale après incendie de tourbe dans la réserve naturelle de Hautes Fagnes. *Vegetatio*, 29(3): 155-167.
- GARCIA-NOVO, F. (1977). The effect of fire on the vegetation of Doñana National Park, Spain. In: H.A. Mooney & C.E. Conrad (eds.). *Proc. Symp. on Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. U.S.D.A. Forest Service, WO-3, 498 pp.
- GEHU, J.M. (1960). Les incendies de "Bruyères". *Bull. Soc. Bot. Nord de la France*, 13: 63-76.
- GEHU, J.M. & GEHU-FRANCK, J. (1960). L'évolution du sol et de la végétation,

- après incendie, dans une lande bretonne. *Bull. Lab. Marit. Dinard*, 46: 42-47.
- GLEASON, H.A. (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club*, 53: 7-26.
- GLOAGUEN, J.C. (1990). Post-burn succession on Brittany heathlands. *Journal of Vegetation Science*, 1: 147-152.
- GLOAGUEN, J.C. & GAUTIER, N. (1981). Pattern development of the vegetation during colonization of a burnt heathland in Brittany (France). *Vegetatio*, 46: 167-176.
- GROLLE, R. (1983). Hepatics of Europe including The Azores: an annotated list of species with synonyms from the recent literature. *J. Bryol.* 12: 403-459.
- HERAS, J. de las; GUERRA, J., HERNANDEZ, J. & HERRANZ, J.M. (1992). Synchronic study of the bryophytic vegetation of five burnt zones in SE Spain. *Vegetatio*, 102: 97-105.
- HERAS, J. de las, GUERRA, J. & HERRANZ, J.M. (1990). Bryophyte colonization of soils damaged by fire in South-east Spain: a preliminary report on dynamics. *J. Bryol.*, 16: 275-288.
- HERAS, J. de las, GUERRA, J. & HERRANZ, J.M. (1991). Changes in floristic diversity and fugacity of bryophytes in burnt sites of SE Spain. *Lindbergia*, 17(1): 11-16.
- HERAS, J. de las, ROS, R.M. & GUERRA, J. (1989). Flora y vegetación briofítica de la Sierra del Relumbrar (S.O. de Albacete, España). *Lazaroa*, 11: 149-175.
- HERRANZ, J.M., HERAS, J. de las & MARTINEZ, J.J. (1991). Efecto de la orientación sobre la recuperación natural tras el fuego en el valle del río Tus (Yeste, Albacete). *Ecología*, 5: 111-123.
- HODKINSON, K.C. & GRIFFIN, G.F. (1982). Adaptation of shrub species to fires in the arid zone. In: W.R. Barker & P.J.M. Greenslade (eds.) *Evolution of the flora and fauna of arid Australia*. 392 pp. Freuville.
- HOSKING, J.S. (1938). The ignition at low temperatures of the organic matter in soils. *J. Agric. Sci.* 38(3): 393-400.
- ICONA (1981). *Técnicas para la defensa contra incendios forestales*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Monografía 24. 200 pp.
- JIMÉNEZ, M.N. & ROS, R.M. (1984). Aportación al conocimiento de la brioflora de la provincia de Albacete. Fuente de las Raigadas. Sierra del Calar del Mundo. *Anales de Biología*, 2(2): 301-306.
- JIMÉNEZ, M.N., ROS, R.M. & GUERRA, J. (1986). Flora y vegetación briofítica del Sector noroccidental de la Sierra del Calar del Mundo (SW de Albacete, España). *Acta Bot. Malacitana*, 11: 113-146.
- KELLY, J.E. (1987). Role of fire in seed germination of woody taxa in California Chaparral. *Ecology*, 68(2): 434-443.

- KEELEY, J.E. & KEELEY, S.C. (1987). Role of fire in the germination of chaparral herbs and suffrutescents. *Madroño*, 34: 240-249.
- KEELEY, S.C., KEELEY, J.E. & HUTCHINSON, S. (1981). Post fire succession of the herbaceous flora in southern California Chaparral. *Ecology*, 62(6): 1.608-1.621.
- KRUGER, F.J. (1983). Plant community, diversity and dynamics in relation to fire. In: F.J. Kruger, D.T. Mitchell & J.U.M. Jarvis (eds.) *Mediterranean-type ecosystems. The role of nutrients*, pp. 446-472. Springer, New York.
- KUTIEL, P. & NAVEH, Z. (1987). Soil properties beneath *Pinus halepensis* and *Quercus calliprinos* trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management*, 20: 11-24.
- LAWTON, J.H. (1987). Are there assembly rules for successional communities? In: A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards (eds.) *Colonization, Succession and Stability*, pp. 225-244. Blackwell, Oxford.
- LEPART, J. & ESCARRE, J. (1983). La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. *Bull. Écol.*, 14: 133-178.
- MALANSON, G. (1984). Fire history and patterns of Venturan subassociations of Californian coastal sage scrub. *Vegetatio*, 57: 121-128.
- MALANSON, G. (1985a). Simulation of competition between alternative shrub life history strategies through recurrent fires. *Ecological Modelling*, 27: 271-283.
- MALANSON, G. (1985b). Fire management in coastal sage scrub, southern California, U.S.A. *Environmental Conservation*, 12(2): 114-146.
- MALANSON, G. & O'LEARY, J. (1985). Effects of fire and habitat on post-fire regeneration in Mediterranean-type ecosystems: *Ceanothus spinosus* Chaparral and California coastal sage scrub. *Acta (Ecologica)*, 6(20): 169-181.
- MALANSON, G. & TRABAUD, L. (1988). Computer simulations of fire behaviour in garrigue in southern France. *Applied Geography*, 8: 53-64.
- MALANSON, G. & WESTMAN, W. (1985). Post-fire succession in California coastal sage scrub: The role of continual basal sprouting. *The American Midland Naturalist*, 113(2): 309-318.
- MARGALEF, R. (1968). *Perspectives in ecological theory*. Univ. Chicago Press (ed.) 111 pp. Chicago.
- MAY, T. (1989). Vegetation development and surface runoff after fire in a catchment of Southern Spain. *Proc. Third International Symposium on fire Ecology*. Freiburg.
- MELLINGER, M.V. & McNAUGHTON, S.J. (1975). Structure and function of successional vascular plant communities in Central New York. *Ecol. Monogr.*, 45: 161-182.
- MILES, J. (1987). Vegetation succession: past and present perceptions. In: A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards (eds.), *Colonization, Succession and Stability*, pp. 1-29. Blackwell, Oxford.

- MONTES, C. & RAMIREZ-DIAZ, L. (1978). *Descripción y muestreo de poblaciones y comunidades vegetales y animales*. Publicaciones de la Universidad de Sevilla. 82 pp.
- NAVEH, Z. (1974). Effect of fire in the Mediterranean regions. In: T.T. Kozlowsky & C.E. Ahlgren (eds.) *Fire and Ecosystems*. pp. 401-431. Academic Press, New York.
- NAVEH, Z. (1975). The evolutionary significance of fire in the mediterranean region. *Vegetatio*, 29: 199-208.
- 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.
- PAPANASTASIS, V.P. (1977). Fire ecology and management of phrygane communities in Greece. *Proc. Symp. on Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. U.S.D.A. Forest Service, WO-3. 498 pp.
- PAPIO, C. (1988). Regeneració del Pi blanc deprés d'un incendi. *Quaderns d'Ecologia Aplicada*, 10: 83-91.
- PEREIRAS, J., PUENTES, M.A. & CASAL, M. (1985). Efecto de las altas temperaturas sobre la germinación de las semillas del tojo (*Ulex europeus* L.). *Estudia Ecologica*, VI: 125-133.
- PHILLIPS, J.F. (1974). Effects of fire in forests and savanna ecosystems of sub-saharan Africa. In: T.T. Kozlowsky & C.E. Ahlgren (eds.) *Fire and Ecosystems*. pp. 435-481. Academic Press, New York.
- PLATT, W.J., EVANS G.W. & DAVIS, M.H. (1988). Effects of fire season on flowering of forbs and shrubs in longleaf pine forests. *Ecologia*, 76: 353-363.
- PONS, A. (1990). Histoire de la végétation Méditerranéenne et ses relations avec l'action de l'homme et le feu. *Com. Congreso Internacional sobre el Papel del Fuego en los Ecosistemas Mediterráneos*. UIMP, Valencia.
- PRIETO, F. (1989). Incendios forestales. Ideas para una interpretación. In: *El libro rojo de los bosques españoles*. ADENA/WWF, pp. 211-236. Madrid.
- FUENTES, M.A., PEREIRAS, J. & CASAL, M. (1985). Diámica de la población de plántulas de *Ulex europaeus* L. tras incendio y su relación con la misma topografía. *Estudia Ecologica*, VI: 135-148.
- RIVAS-MARTINEZ, S. (1984). Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5: 33-43.
- RIVAS-MARTINEZ, S. (1987). *Mapa de series de Vegetación de España*. Hoja 23. ICONA, España.
- RODGERS, G.A. & HENRIKSON, E. (1976). Associations between the blue-green algae *Anabaena variabilis* and *Nostoc muscorum* and the moss *Funaria hygrometrica* with reference to the colonization of Surtey. *Acta Bot. Isl.*, 4: 10-15.

- RODRIGUEZ-ESTRELLA, T. (1979). *Geología e Hidrología del Sector de Alcaraz-Lietor-Yeste (Prov. de Albacete). Síntesis geológica de la zona Prebética*. Tesis doctoral. Madrid. I.G.M.E., Col. Mem., 97: 1-290, Madrid.
- ROS, R.M. & GUERRA, J. (1987). Vegetación briofítica terrícola de la Región de Murcia (sureste de España). *Phytocoenologia*, 15(4): 505-567.
- SAMO, A.J. (1985). *Regeneración natural de montes quemados en la Sierra de Espadán (Castellón)*. Tesis doctoral. M.A.P.A. Madrid. 190 pp.
- SCHREIBER, D.C. & BRASELL, H.M. (1984). Epifluorescence microscopy for the study of nitrogen fixing blue-green algae associated with *Funaria hygrometrica* (Bryophyta). *Am. J. Bot.*, 71: 461-465.
- SKUTCH, A.F. (1929). Early stages of plant succession following forest fires. *Ecology*, X: 177-191.
- SNYDER, J.M. & WULLSTEIN, L.H. (1973). The role of desert cryptogams in nitrogen fixation. *Am. Mid. Nat.*: 90: 257-265.
- SOUTHORN, A.L.D. (1977). Bryophyte recolonization of burnt ground with particular reference to *Funaria hygrometrica* H. The nutrient requirements of *Funaria hygrometrica*. *J. Bryol.*, 9: 361-373.
- TARREGA, M.R. (1986). *Regeneración post-fuego del estrato herbáceo en robledales de Quercus pyrenaica en la provincia de León*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- TARREGA, M.R. & LUIS, E. (1987). Effects of fire on structure, dynamics & regeneration of *Quercus pyrenaica* ecosystems. *Ecología Mediterránea*, XIII: 4.
- TARREGA, M.R. & LUIS, E. (1989a). Forest fires and climatic features in León Province (Spain). Fire effect on *Quercus pyrenaica* ecosystems. *Com. III international symposium on Fire Ecology*. Freiburg.
- TARREGA, M.R. & LUIS, E. (1989b). Sucesión post-fuego y mecanismos de supervivencia en comunidades de *Quercus pyrenaica* en la provincia de León. *Options Méditerranéennes. Série Séminaires*, 3: 137-140.
- TARREGA, M.R., LUIS, E. & ZUAZUA, T. (1988). Cinco primeros años de regeneración post-fuego en comunidades de *Quercus pyrenaica* en el límite de la región mediterránea. *Com. Congreso Mundial sobre bosques y Matorral Mediterráneos*. Cáceres.
- 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'Etat Sciences Naturelles. Univ. Sci. et Tech. du Languedoc. Montpellier. 288 pp.
- TRABAUD, L. (1983). Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc. (Sud de la France). *Ann. Sci. For.*, 40(2): 177-195.
- TRABAUD, L. (1984a). Changements structuraux apparaissant dans une garrigue

- de Chêne Kermès soumise a différent régimes de feux contrôlés. *Acta (Ecol. Ecol. Applic.*, 5(2): 127-143.
- TRABAUD, L. (1984b). Fire adaptation strategies of plants in the French Mediterranean area. In: N.S. Margaris, M. Arianoutsou-Faraggitaki & W.C. Oechel (eds.) *Being Alive on Land*. pp. 63-69. Junk publ. The Hague.
- TRABAUD, L. (1990). Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue. In: *Fire in Ecosystem dynamics. Proc. of the third International Symposium on Fire Ecology*. Freiburg.
- TRABAUD, L. & CHANTERAC, B. (1985). The influence of fire on the phenological behaviour of Mediterranean plant species in Bas-Languedoc (Southern France). *Vegetatio*, 60(3): 119-130.
- TRABAUD, L. & LEPART, J. (1980). Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43: 49-57.
- TRABAUD, L. & LEPART, J. (1981). Changes in the floristic composition of the *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio*, 46: 105-116.
- TRABAUD, L. & OUSTRIC, J. (1989a). Heat requirements for seed germination of three *Cistus* species in the garrigue of southern France. *Flora*, 183(3-4): 321-325.
- TRABAUD, L. & OUSTRIC, J. (1989b). Influence du feu sur la germination de quatre espèces ligneuses méditerranéennes à reproduction sexuée obligatoire. *Seed Science Technology*, 17(3): 589-599.
- VEGA, J.A., BARA, S. & VILLAMUERA, A. (1982). Erosión en montes incendiados: un caso de estudio. *Publicaciones de la Dirección Provincial de Agricultura de Pontevedra*, 5 pp. INIA. Pontevedra.
- VEGA, J.A., BARA, S., VILLAMUERA, A. & ALONSO, N. (1983). Erosión después de un incendio forestal. *Publicaciones de la Dirección Provincial de Agricultura de Pontevedra*, 12 pp. INIA. Pontevedra.
- WALTER, H. & LIETH, H. (1967). *Klimadiagramm Weltatlas*. G. Fischer (ed.), Jena.
- WHITEHOUSE, H.L.K. (1985). Advances in knowledge of the life strategies of british bryophytes. *British Bryological Society*, volumen especial n° 1: 43-49.
- WHITTAKER, R.H. (1953). A consideration of climax theory: the climax as population and pattern. *Ecological Monographs*, 23: 41-78.

ANEXO FOTOGRAFICO



Foto 1: Visión general de Moropeche, 3 meses después del fuego.



Foto 2: Las Fresnedas, 9 meses después del fuego.



Foto 3: Imagen de una ladera sur de Ardal, 4 años después del fuego.



Foto 4: Visión general de Hoya del Jaral. 8 años después del incendio.



Foto 5: Ladera de Tus, 8 años después del fuego, en donde se aprecian algunos pies de *Pinus pinaster* y *P. halepensis* que no fueron dañados por el fuego. Sus semillas servirán para la regeneración futura del pinar.



Foto 6: Umbría de Fuentes, 12 años después del incendio. La elevada cobertura indica que la regeneración natural de la vegetación ha sido satisfactoria. El riesgo de erosión es prácticamente nulo.



Foto 7: Fuente de la Plata. 21 años después del incendio. El gran porte de las encinas en las laderas escarpadas hace pensar en una sustitución definitiva del pinar primitivo por un bosque de frondosas.



Foto 8: Subparcela de 25 cm de lado, sobre la que se realizaron las mediciones de cobertura y riqueza florística de la vegetación briofítica.



Foto 9: Parcelas de seguimiento de la erosión. En la fotografía, parcela no tratada con herbicida.

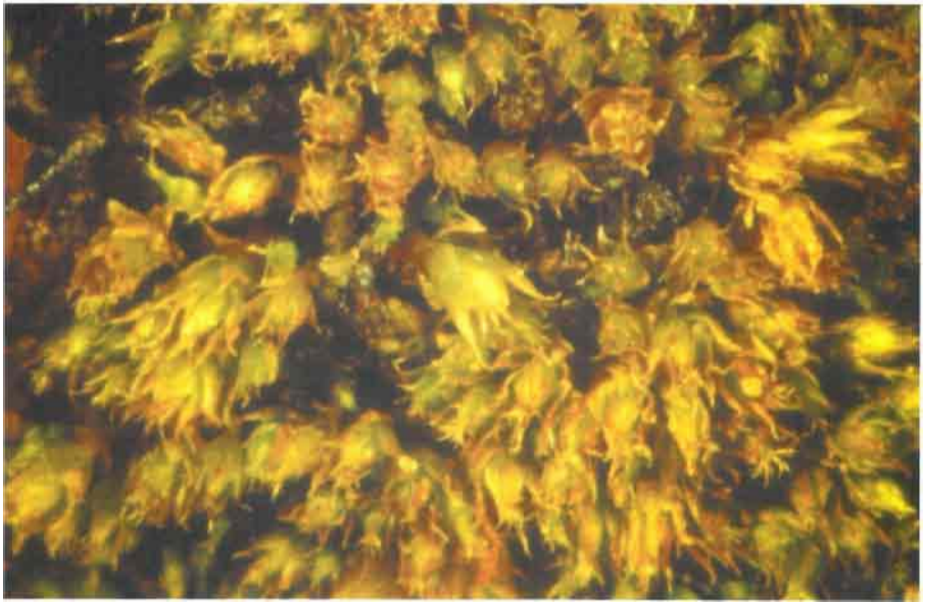


Foto 10: Imagen de un césped de *Bryum bicolor* (x 8).



Foto 11: Esporófitos de *Funaria hygrometrica*. Se observan las cápsulas sustentadas por setas enrolladas en espiral. Es visible en las cápsulas el opérculo tras cuya apertura tiene lugar la dispersión de las esporas ($\times 8$).



Foto 12: *Barbula convoluta* en estado seco. Nótese el arrollamiento en espiral del gametófito, característico de la especie (x 8).



Foto 13: Gametófitos de *Bryum gemmilucens* en los que se pueden apreciar yemas pardo-brillantes entre los filidios, propias de la especie (x 40).



Foto 14: Gametófito de *Homalothecium aureum*. Como se puede apreciar, se trata de un musgo pleurocárpico (musgos de esporófito generalmente no erecto y muy ramificado).



Foto 15: Césped de *Pleurochaete squarrosa* (x 8).



Foto 16: Indicios de pérdida de suelo superficial en una ladera de Las Fresnedas, unos meses después del fuego. Se observa la gran capacidad de retención de suelo de los céspedes briofíticos colonizadores.



DIPUTACIÓN DE ALBACETE