

EROSION TRAS INCENDIO EN EL SE DE ESPAÑA: PROTECCION DE LOS SUELOS POR LA CUBIERTA VEGETAL COLONIZADORA DURANTE LAS PRIMERAS ETAPAS DE LA SUCESION

J. DE LAS HERAS¹, J. J. MARTÍNEZ-SÁNCHEZ¹, J. M. HERRANZ¹ y E. DEL POZO²

RESUMEN

Se realizó un seguimiento durante trece meses (quince-veintiocho meses después del fuego) de dos parcelas instaladas en un incendio ocurrido en 1988 en el Valle del río Tus (SW de Albacete, España). En una de ellas, la vegetación colonizadora fue eliminada, mientras que en la otra, el proceso de sucesión (vegetación briofítica y superior) tuvo lugar sin perturbación. Al mismo tiempo, muestras de suelo desnudo y bajo vegetación colonizadora fueron analizadas considerando los siguientes parámetros: pH, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo asimilable, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico y granulometría. En cada una de las parcelas se evaluó la cantidad de suelo perdido, así como el volumen de agua de escorrentía durante el período mencionado. Se obtuvieron diferencias significativas entre los resultados obtenidos para cada parcela, tanto en el contenido y evolución de los parámetros edáficos como en la cantidad de suelo perdido y volumen de agua de escorrentía. Se incide en el papel que juega la vegetación colonizadora en ecosistemas afectados por el fuego como factor preventivo de procesos erosivos.

INTRODUCCION

Tras la total desaparición de la cubierta vegetal a causa del fuego, el suelo desnudo puede verse afectado por fuertes procesos erosivos de intensidad variable que implican una pérdida de nutrientes y de elementos finos. Así, numerosos autores han detectado descensos importantes en los contenidos de materia orgánica (NISHITA *et al.*, 1970; SERTSU & SÁNCHEZ, 1978; KITUR & FRYE, 1983), nitrógeno total (DE BANO *et al.*, 1979; RAISON, 1979; COVINGTON & SACKETT, 1896), fósforo asimilable (ISAAC & HOPKINS, 1934; GUILLON & RAPP, 1988), debido a los intensos procesos de oxidación que tienen lugar durante el fuego y que transforman la fracción orgánica del suelo en óxi-

dos y carbonatos que normalmente presentan reacción alcalina (pudiendo verificarse en algunos casos ligeros incrementos en los valores de pH y del contenido en sales durante los primeros meses tras el fuego, DE BANO & CONRAD, 1978; TRABAUD, 1986). La destrucción de los complejos arcillo-húmicos libera una gran cantidad de elementos finos (arcillas y limos fundamentalmente) que, durante los primeros años tras el fuego, conforman el componente cuantitativo de la pérdida de suelos referida. Esta será de mayor o menor intensidad dependiendo de las características climáticas (cantidad, intensidad y duración de las precipitaciones durante este período), topográficas (existencia de pendientes más o menos acusadas) y edáfico-litológicas (diferentes tipos de sustrato) que van a concurrir en la zona afectada por el fuego.

Dado que la gran mayoría de los incendios forestales del sureste ibérico se producen durante el verano, época en la que la humedad del combustible es mínima y las temperaturas son muy elevadas, y

¹ E.U.P. de Albacete. Universidad de Castilla-La Mancha.

² Servicio Provincial de Montes, Caza y Pesca de Albacete.

que durante el otoño son muy frecuentes las precipitaciones en forma torrencial, estas zonas de la Península Ibérica son muy susceptibles de sufrir procesos intensos de erosión, especialmente durante los dos primeros años tras el fuego, lapso de tiempo en el cual no se desarrolla completamente una cobertura vegetal suficientemente extensa como para impedir dichos procesos.

Con el fin de cuantificar la pérdida del suelo en los dos primeros años tras el fuego, así como valorar la importancia de la vegetación colonizadora pionera como factor de prevención de la misma, se ha llevado a cabo el presente estudio, tomando en consideración tanto la vegetación superior, especialmente abundante durante el segundo año, como la vegetación briofítica, que llega a presentar coberturas ciertamente extensas durante el primer año tras el fuego (DE LAS HERAS *et al.*, 1990, 1991).

AREA DE ESTUDIO

La zona estudiada se corresponde con el incendio que tuvo lugar el 24 de agosto de 1988 en Las Fresnedas (término municipal de Yeste). Esta localidad se encuentra enclavada en el valle del río Tus (sierras de Alcaraz-Segura). La superficie afectada por el fuego fue de 90 ha, en las cuales la práctica totalidad de la vegetación preexistente fue destruida. La altitud oscila entre 1.100-1.300 m y la orientación dominante de sus laderas es N.

Los materiales litológicos predominantes en la localidad son carbonatados, fundamentalmente calizas y dolomías (RODRÍGUEZ-ESTRELLA, 1979). Los suelos desarrollados a partir de estos materiales fueron generados por descarbonatación y presentan un horizonte A móllico bien diferenciado. Se trata, en general, de kastanozens cálcicos y arenosos calcáricos (FAO-UNESCO, 1988).

La temperatura media anual de la zona de estudio se encuentra en torno a los 13° C y la precipitación anual es de 650 mm según datos de ELÍAS-CASTILLO & RUIZ-BELTRÁN (1981) referidos a las estaciones climáticas de Yeste y Arguellite (situados a 9 y 4 km de Las Fresnedas, respectivamente). Así, la localidad estudiada se encuentra enclavada en el límite entre el horizonte superior del piso mesomediterráneo y el inferior del piso supra-

mediterráneo, con ombroclima húmedo (HERRANZ *et al.*, 1991).

Desde el punto de vista corológico, Las Fresnedas pertenece a la provincia Bética, sector Subbético, subsector Alcaracense, distrito Rioparense (ALCARAZ & SÁNCHEZ-GÓMEZ, 1988). La vegetación presente antes del incendio, según se deduce de parcelas testigo próximas no afectadas por el fuego, estaba constituida por una masa de *Pinus pinaster* con pies dispersos de *P. halepensis* y, en menor medida, *P. nigra*. La cobertura del pino en estas masas oscila entre el 30-40% y su talla rara vez supera los 15 m. La cobertura global se acerca al 100%. En el sotobosque entran elementos pertenecientes en las series *Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae* S., que constituyen la vegetación potencial de la zona (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987), así como numerosas especies de significado ecológico más amplio. Bajo los pinos son frecuentes ejemplares de porte arbustivo y arbóreo de *Quercus rotundifolia* y *Juniperus oxycedrus*, así como otras muchas especies de leñosas de menor talla: *Daphne gnidium*, *Rosmarinus officinalis*, *Cistus monspeliensis*, *C. laurifolius*, *Genista pseudopilosa*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Lavandula latifolia*, *Stabelina dubia*, *Digitalis obscura*, *Thymus mastichina*, *Satureja intricata* subsp. *gracilis* y *Asparagus acutifolius*. El estrato herbáceo vivaz está constituido por: *Catananche caerulea*, *Brachypodium phoenicoides*, *Holcus lanatus*, *Filipendula vulgaris*, *Festuca nevadensis*, *Asperula hirsuta*, *Eryngium dilatatum*, *Scorzonera graminifolia*, *S. reverchonii*, *Ononis spinosa*, *Aphyllantes monspeliensis* y *Plantago lanceolata*. Los terófitos más importantes son: *Desmazeria rigida*, *Cynosurus echinatus*, *Bromus matritensis*, *Gastridium ventricosum*, *Narduroides salzmanii*, *Leontodon taraxacoides*, *Trifolium campentre y T. scabrum*. La vegetación briofítica presente antes del fuego se correspondía con especies características de la clase *Barbuletea unguiculatae* (*Bryum torquescens*, *Didymodon vinealis*, *D. acutus*, *D. insulanus*, *D. fallax*), siendo la asociación *Homalothecio aurei-Pleurochaetum squarrosae* la que define la vegetación potencial briofítica de la zona con amplia representación de sus especies características (*Homalothecium aureum*, *Pleurochaete squarrosa*, *Brachythecium velutinum*, etcétera) tanto en ésta como en áreas próximas no afectadas por el fuego.

MATERIAL Y METODO

El objetivo del trabajo es cuantificar las pérdidas globales de suelo y la escorrentía superficial, así como determinar la influencia de la vegetación colo-

gún método de Anne *in*: BONNEAU & SAUCHIER, 1987), nitrógeno total (Kjeldahl *in*: BONNEAU & SAUCHIER, 1987), conductividad eléctrica (como estima del contenido en sales), fósforo asimilable (WATANABE & OLSEN, 1965), capacidad de intercambio catiónico (Metson *in*: BONNEAU & SAUCHIER, 1987), así como la proporción de cada una de las fracciones granulométricas: arcillas, limos, arena fina y arena gruesa.

RESULTADOS

La cobertura global de la parcela no tratada con herbicida (Fig. 2) aumenta con el paso del tiempo de manera 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 (Lámina I, Foto 3), durante los últimos muestreos esta 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 recuperación 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 <2% con respecto a la vegetación briofítica en todos los muestreos realizados.

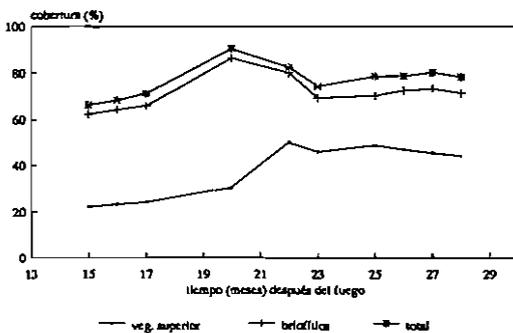


Fig. 2. Datos de cobertura de la vegetación superior, vegetación briofítica y global obtenidos para la parcela no tratada con herbicida.

Los datos de precipitación obtenidos para la estación de seguimiento (Fig. 3) 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. 4), son de destacar los de muestreos efectuados a los 16 y 17 meses después del fuego (24 mm).

Los datos de volumen de agua de escorrentía recogida durante el período considerado en la parcela no tratada con herbicida (Fig. 5) muestran una tendencia creciente durante los tres primeros muestreos (15-17 meses después del fuego), con un máximo en enero (17 meses después del fuego) de 3.075 l, tras el cual tiene 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 de cobertura (Fig. 2), 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 cómo 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 dos meses más tarde. En este intervalo de tiempo (marzo-abril) el volumen de precipitación caída sobre la estación de seguimiento fue mayor que durante los meses precedentes, lo cual implica que es la cobertura elevada de la vegetación briofítica el factor que en buena medida va a impedir que se produzcan pérdidas importantes de agua por escorrentía durante la primavera temprana.

Este hecho se vuelve a poner de manifiesto en el caso de la parcela tratada con herbicida (Fig. 6), 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 duran-

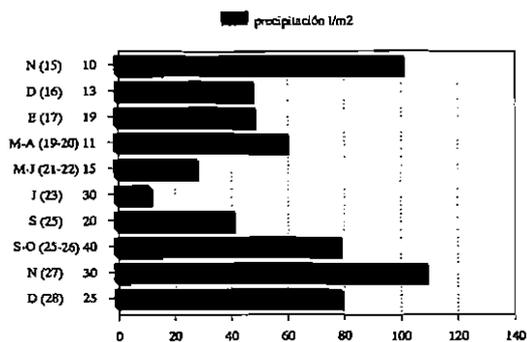


Fig. 3. Precipitación total recogida en cada uno de los muestreos. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo —en días— considerado.

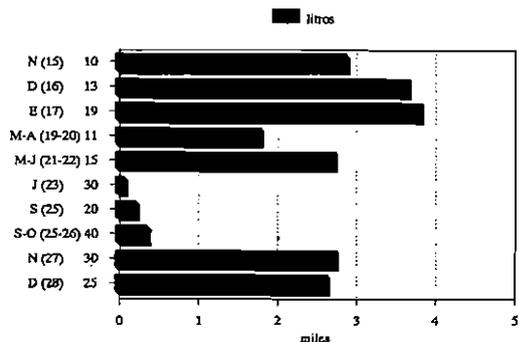


Fig. 6. Volumen de agua de escorrentía en la parcela tratada con herbicida. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo —en días— considerado.

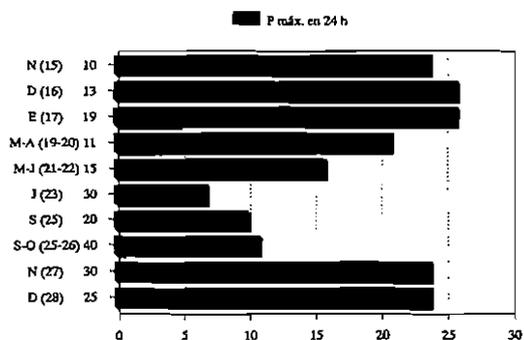


Fig. 4. Precipitación máxima recogida en 24 h. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo —en días— considerado.

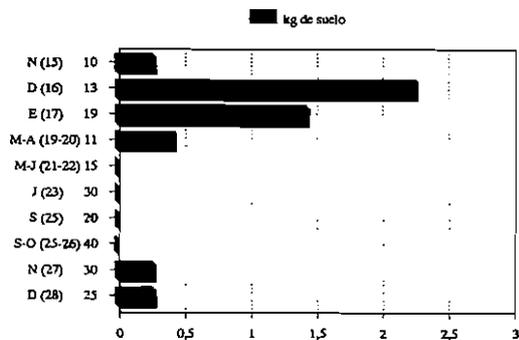


Fig. 7. Suelo perdido por escorrentía en la parcela no tratada con herbicida. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo —en días— considerado.

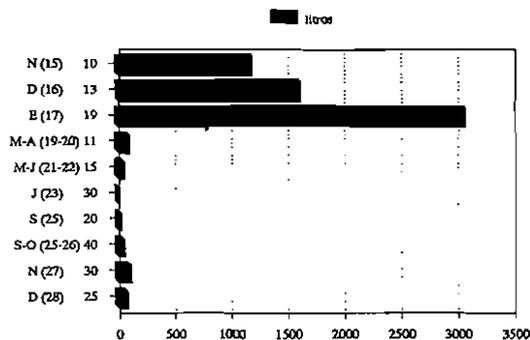


Fig. 5. Volumen de agua de escorrentía en la parcela no tratada con herbicida. En ordenadas se indica: mes; entre paréntesis: mes transcurrido desde el fin del incendio y período de tiempo —en días— considerado.



Fig. 8. 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.

te los meses 21-22 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 en 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.

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. 7) se produjo un máximo en el muestreo efectuado 16 meses después del fuego para descender los valores de pérdida de suelo de manera progresiva hasta alcanzar valor nulo durante el período 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.

Por el contrario, la cantidad de suelo perdido en la parcela sin vegetación aumenta considerablemente en relación a la anterior (Fig. 8). Así, se produjeron 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.

Con respecto a los parámetros edáficos considerados, los valores de pH disminuyeron ligeramente en el estrato S (7,25-7 con respecto al pH medido en H₂O y 6,8-6,52 en el pH medido en KCl), mientras que en el estrato B tuvo lugar un pequeño incremento en dichos valores (7,1-7,21 y 6,81-6,9, respectivamente). La conductividad eléc-

trica disminuyó en el estrato S desde un valor medio de 0,15 dS/m hasta 0,09 dS/m, mientras que en el estrato B prácticamente no se produjo variación durante el mismo período (0,13-0,12 dS/m). La evolución de la materia orgánica y el contenido medio global de la misma no presentó diferencias significativas en ambos estratos pudiendo establecerse éste en torno al 5,5%.

Algo semejante tuvo lugar en relación a la evolución y el contenido de N total, si bien en el estrato B se produjo un incremento notable 21 meses después del fuego (muestreo efectuado en primavera). Así el valor medio de este parámetro se sitúa en torno al 0,12% en ambos estratos, con el máximo mencionado del 0,14% en el estrato B. Los valores de P asimilable, por el contrario, sí presentaron una evolución significativamente diferente en ambos estratos, de manera que en S se pasó de un valor medio de 0,18 mmol/kg en el primer muestreo hasta un valor de 0,06 mmol/kg en el muestreo efectuado 27 meses después del fuego. Por el contrario, en el estrato B tuvo lugar un incremento en el valor medio de dicho parámetro (0,05-0,06 mmol/kg). Con respecto a la capacidad de intercambio catiónico, es destacable la escasa variación que tuvo lugar en el estrato B, en cuanto a valores medios se refiere (18,98-18,96 cmol/kg) frente a las oscilaciones producidas en S, en donde de un valor medio inicial de 16 cmol/kg se pasó a un valor máximo de 16,5 cmol/kg, para descender durante el último muestreo a un valor medio de 15,95 cmol/kg.

En referencia a las distintas fracciones granulométricas, tuvo lugar un importante descenso de la fracción arcillas en el estrato S a lo largo del seguimiento (20,95-15,2%), mientras que en B el valor medio de dicha fracción no sufrió una variación significativa (20-19%). El resto de las fracciones no experimentaron cambios notables en ambos estratos; así, en S la fracción limos disminuyó un 0,60%, mientras que en B tuvo lugar un descenso en dicha fracción del 1,6%.

CONCLUSIONES

Pese a que las pérdidas de suelo globales 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 perdi-

do 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 reincorporados a los ciclos biogeoquímicos del mismo. Ello se pone de manifiesto con las disminuciones ocurridas con los valores medios de pH, conductividad eléctrica, fósforo asimilable y fracción arcillas, especialmente. Tanto la pérdida de nutrientes como la destrucción de complejos arcillo-húmicos que tiene lugar durante las primeras etapas de la sucesión vegetal tras el fuego son significativamente más intensos en aquellas zonas en donde la vegetación colonizadora no se establece, mientras que bajo densa cobertura vegetal, la composición química y la textura de los suelos no ex-

perimenta cambios tan acusados. Estas diferencias tan notables podrían incidir sobre la propia sucesión vegetal, ya que la instalación de nuevas comunidades vegetales correspondientes a estadios de la sucesión más avanzados (Lámina I, Foto 4) se enfrenta a biotopos empobrecidos en nutrientes y susceptibles de degradación, favorecida ésta por las lluvias torrenciales.

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

SUMMARY

In order to check the importance of the colonizing vegetation after fire in a Mediterranean ecosystem, two plots of 300 m² were studied during 13 months. Both were located in the river Tus Valley (SW of the Albacete Province, SE Spain). In one plot the colonizing vegetation was eliminated using an herbicide and the other was not perturbed. At the same time, soil samples of bare soil and soil under dense cover of vegetation, were taken. Of each soil sample, pH, organic matter content, total nitrogen, available phosphorous, electric conductivity and granulometry were measured. For each plot, runoff and total soil losses were also measured during the second year after fire. Significant differences were obtained between the data of runoff, soil losses and some edaphic parameter values in both plots. It is concluded that the colonizing vegetation plays a very important role as a preventive factor of erosion during the early stages of succession after fire.

BIBLIOGRAFIA

- ALCARAZ, F., y SÁNCHEZ-GÓMEZ, P., 1988: «El paisaje vegetal de la provincia de Albacete». *Al-Basit*, 24: 9-44.
- BONNEAU, M., y SAOUCHIER, B., 1987: *Edafología 2. Constituyentes y propiedades del suelo*. Ph. Duchaufour & B. Souchier (eds.). 461 pp. Masson.
- COVINGTON, W. W., & SACKETT, S. S., 1986: «Effect of periodic burning on soil nitrogen concentration in Ponderosa pine». *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 452-457.
- DE BANO, L. F.; EBERLEIN, E., & DUNN, P., 1979: «Effects of burning on Chaparral soils: I. Soil Nitrogen». *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 504-509.
- DE BANO, L. F., & CONRAD, C. E., 1978: «The effect of fire on nutrients in a Chaparral ecosystem». *Ecology*, 59 (3): 489-497.
- DE LAS HERAS, J.; GUERRA, J., & HERRANZ, J. M., 1990: «Bryophyte colonization of soil damaged by fire in South-east Spain: a preliminary report on dynamics». *J. Bryol.*, 16: 275-288.
- DE LAS HERAS, J.; 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.

- ELÍAS-CASTILLO, F., y RUIZ-BELTRÁN, L., 1981: *Estudio agroclimático de Casilla-La Mancha*. Departamento de Agricultura de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 247 pp.
- FAO-UNESCO, 1988: *Soil Map of the World. Revised Legend*. Roma.
- GUILLON, D., & RAPP, M., 1988: «Pertes en nutriments lors de deux feux contrôlés en forêt méditerranéenne». *Proc. International Workshop on Prescribed Burning*. Avignon.
- HERRANZ, J. M.; DE LAS HERAS, J., y MARTÍNEZ, 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.
- ISAAC, L. A., & HOPKINS, G., 1934: «The forest soil of the Douglas fir region and changes wrought upon it by logging and slash burning». *Ecology*, 18: 264-279.
- KITUR, B. K., & FRYE, W. W., 1983: «Effects of heating on soil chemical properties and growth and nutrient composition of corn and millet». *Soil Soc. Am. J.*, 47: 91-94.
- NISHITA, R. M., & HAUG, M., 1972: «Some physical and chemical characteristics of heated soils». *Soil Sci.*, 113: 422-430.
- RAISON, R. J., 1979: «Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformation: a review». *Plant and Soil*, 51: 73-108.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1987: *Mapa de series de Vegetación de España*. Hoja 23. ICONA. España.
- RODRÍGUEZ-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.
- SERTSU, S. M., & SÁNCHEZ, P. A., 1978: «Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice». *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 42: 940-944.
- TRABAUD, L., 1986: «Fire effects on soils of the Mediterranean Basin region». En: *Rangelands: A Resource under Siege*. *Proc. Second International Rangeland Congress*. P. W. LYNCH, P. J. YOSS & O. B. WILLIAMS (eds.). Australian Academy Science. Canberra.
- WATANABE, F. S., & OLSEN, S. R., 1965: «Test of an ascorbic acid method for determining phosphorous in water and CO₂HNa extracts from soils». *Soil Sci. Amer. Proc.*, 99: 667-668.