

EVOLUCION DE PARAMETROS EDAFICOS EN SUELOS BAJO *Pinus silvestris*, *Quercus pyrenaica* y *Quercus ilex* DESPUES DE UN INCENDIO FORESTAL EN LA COMUNIDAD DE MADRID.

Iglesias, M.T.¹, Cala, V.¹, Walter, I.² y González, J.³

¹Dpto. Química Agrícola, Geología y Geoquímica. Fac. Ciencias. UAM. 28049 Madrid.

²Area de Conservación del Medio Natural. CIT-INIA, Apdo. 8111. Madrid.

³Dpto. Edafología. Fac. Farmacia UCM. 28040 Madrid.

Abstract: The changes of some edaphic parameters of burned soil under different vegetation (*Pinus silvestris*, *Quercus pyrenaica* and *Quercus ilex*) were studied, and their evolution (two, eight, sixteen and twenty one months) after fire. These values were compared with unburned soils. The greatest modifications were taken at two months of burnt due to ashes; at surface layer a variable increase of pH, electric conductivity, organic carbon, exchangeable cations (fundamentally Ca²⁺ and Na⁺), and total contents of Ca and Mn, were observed; the soils under *Quercus pyrenaica* showed the greatest values. There are lower differences at subsurface layer. The differences were considerably reduced with time.

Key words: Fire, soils, evolution, vegetation.

Resumen: Se efectúa un estudio comparativo de la modificación de determinados parámetros edáficos de suelos afectados por un incendio forestal, desarrollados bajo diferente vegetación (*Pinus silvestris*, *Quercus pyrenaica* y *Quercus ilex*), respecto a suelos sin afectar por el fuego, así como su evolución en el tiempo (dos, ocho, dieciséis y veintiun meses del impacto) coincidiendo con las estaciones de primavera y otoño. Las mayores diferencias tienen lugar a los dos meses del incendio, como consecuencia del aporte de cenizas, observando en superficie un incremento variable del pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, cationes cambiables (fundamentalmente calcio y sodio) y contenidos totales de Ca y Mn; alcanzando valores más elevados los suelos bajo roble. En el horizonte subsuperficial las diferencias son menores. Con el tiempo por lo general las diferencias se atenúan.

Palabras clave: Incendios, suelos, evolución, vegetación.

INTRODUCCION

En los últimos años los ecosistemas forestales vienen sufriendo incendios repetidos, la mayor parte de ellos intencionados. El fuego puede afectar directamente al ciclo de los nutrientes en un ecosistema forestal, ya que

durante el mismo éstos se volatilizan por combustión (DeBell y Ralston, 1970), se mineralizan durante la oxidación o son perdidos por convección de las cenizas (Grier, 1975). La combustión de diferentes tipos de vegetación y de la materia orgánica del suelo genera cenizas, que difieren en su composición elemental y en

la solubilidad de sus componentes (Soto y Díaz-Fierros, 1993). Estas cenizas representan una fuente importante de nutrientes y tienen carácter básico aumentando los valores de pH en suelos hasta valores alcalinos, dependiendo de la cantidad de cenizas incorporadas, de su composición química y de la capacidad tampón del suelo (Raison y McGarity, 1980).

Cuando el incendio es de intensidad moderada, en el horizonte superficial no se altera la textura, detectándose un incremento de la conductividad eléctrica, C, N, cationes cambiables (Andreu *et al.*, 1996; Iglesias *et al.*, 1995 y 1996) y un aumento del pH como consecuencia de la formación de óxidos y carbonatos de los distintos elementos (Nishita y Haug, 1972).

El objeto de este estudio consiste en evaluar el efecto de un incendio forestal sobre determinadas propiedades de suelos desarrollados bajo pino, roble y encina, a los dos, ocho, dieciséis y veintinueve meses del impacto, respecto a suelos sin afectar.

MATERIAL Y METODOS

La zona de estudio se encuentra en un afloramiento de adamellitas porfídicas en la localidad de Miraflores de la Sierra (Madrid), siendo el clima Mediterráneo templado. El incendio sucedió a finales de verano de 1994 y afectó a 7 ha. Se tomaron muestras por triplicado de suelos testigo bajo cada tipo de vegetación: pino (TP), roble (TR) y encina (TE), e impactados por el incendio (QP, QR y QE); la intensidad del impacto parece seguir la secuencia $QP > QE > QR$, puesta de manifiesto por la distinta acumulación de cenizas dependiendo de la mayor o menor resistencia al fuego de estas especies vegetales. El muestreo se llevó a cabo a profundidades de 0-5 cm y 5-15 cm. Los diferentes muestreos coinciden con las estaciones de otoño y primavera

– (QP2, QP8, QP16, QP21 – QR2, QR8, QR16, QR21 – QE2, QE8, QE16, QE21).

Las muestras de suelos fueron secadas al aire

y pasadas por tamiz de 2 mm, efectuando en ellas las siguientes determinaciones: pH en agua (1:2,5), conductividad eléctrica (1:5), análisis granulométrico (método de Boyoucos), materia orgánica (método de Walkley-Black), nitrógeno total (método Kjeldahl), capacidad de intercambio catiónico (acetato amónico pH=7). El análisis químico total se efectuó mediante digestión ácida ($HF-HNO_3-HClO_4$ conc.). Los contenidos de los distintos elementos (totales y cambiables) fueron determinados mediante espectrofotometría de absorción atómica (equipo Perkin-Elmer 503) y espectroscopía de plasma (equipo Perkin-Elmer ICP 400).

RESULTADOS Y DISCUSION

Las mayores modificaciones en los parámetros de suelos afectados por el fuego respecto a suelos testigo, tienen lugar a los dos meses del impacto bajo los tres tipos de vegetación. Los valores de pH (Fig. 1) incrementan en superficie en el primer muestreo, de 0,7 a 1,5 unidades. En el horizonte subsuperficial las diferencias son menores. El mayor valor de este parámetro se presenta en suelos bajo roble, de acuerdo con lo expuesto por Iglesias *et al.* (1997); con el tiempo el pH se aproxima al de los suelos testigo. A los dos meses del incendio tiene lugar un importante incremento en superficie de la conductividad eléctrica, alcanzándose los valores superiores en suelos bajo roble (Fig. 1), debido a la acumulación de cenizas procedentes de la combustión de la vegetación y mineralización de horizontes orgánicos del suelo (Sanroque *et al.*, 1985). A los ocho meses se observa una marcada disminución de la conductividad eléctrica, manteniéndose valores ligeramente superiores a lo largo del tiempo a los correspondientes suelos testigo. En horizontes subsuperficiales el comportamiento de este parámetro es similar al observado en el nivel más superficial. El %C orgánico aumenta en todos los suelos afectados y sobre todo en superficie (Fig. 1), fundamentalmente cuando

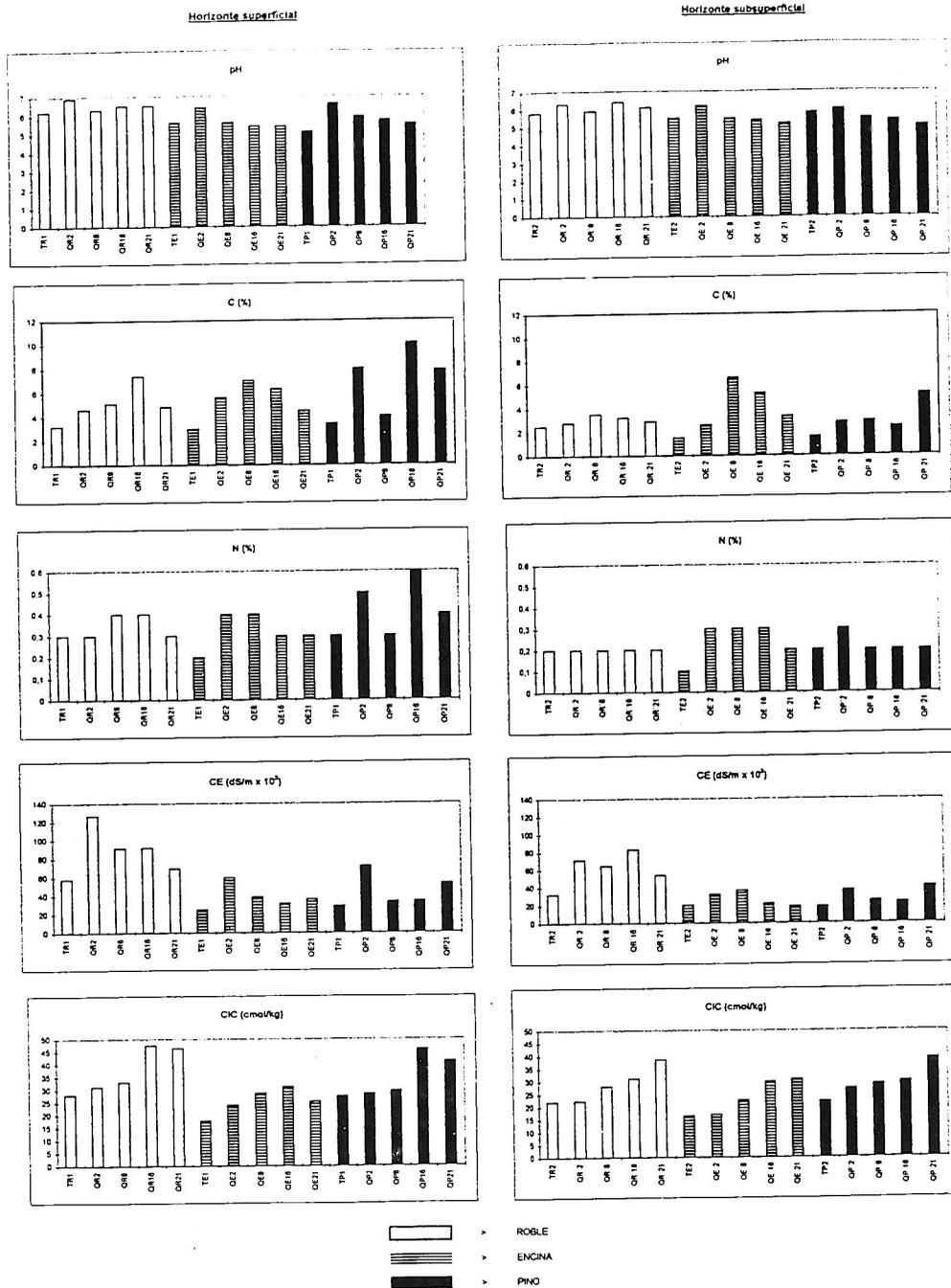


Figura 1. Valores de pH, %C, %N, conductividad eléctrica y capacidad de intercambio catiónica, en horizontes superficiales y subsuperficiales, en suelos testigos y quemados bajo roble, encina o pino.

la vegetación es pino, especie altamente sensible al fuego (Trabaud, 1992). Este aumento puede atribuirse a la combustión incompleta de la materia orgánica en función de la intensidad del incendio (Andreu *et al.*, 1996). A lo largo del tiempo el %C presenta un comportamiento variable dependiendo de las pérdidas o aportes de material incinerado (Iglesias *et al.*, 1997) y regeneración de la vegetación. En horizontes subsuperficiales los contenidos de carbono son consecuencia de su redistribución dentro del perfil (Wells, 1971). En general los contenidos de nitrógeno siguen la misma dinámica que el carbono orgánico (Fig. 1). En el primer muestreo se aprecia un ligero incremento de la CIC, lo que indicaría que no ha habido mineralización total de la materia orgánica, sino sólo alteración de agregados con posible liberación de posiciones de cambio (Iglesias *et al.*, 1996 y 1997), aunque el aporte de cenizas pudiera contribuir también al aumento de posiciones de cambio localizadas en la superficie de estas partículas (Khanna *et al.*, 1994). Las modificaciones observadas con el tiempo se pueden atribuir a la recuperación de la cubierta vegetal.

Los cationes de cambio incrementan notablemente en el horizonte superior a los dos meses del impacto, alcanzándose los valores mayores para calcio y sodio en suelos bajo roble y encina (Tabla 1). Se mantienen los valores de calcio en suelos bajo roble a lo largo del tiempo, debido a su ciclo biogeoquímico (DeBano y Conrad, 1978), por estar retenidos en posiciones de cambio (Nishita y Haug, 1972; Blank *et al.*, 1996) y por ser una especie que rebrota fuertemente de raíz protegiendo el suelo (Iglesias *et al.*, 1997). Este catión sigue el mismo comportamiento en el horizonte subsuperficial. Las oscilaciones que presenta el sodio cambiante están sujetas a variaciones estacionales (Tomkins *et al.*, 1991), observándose una disminución acusada a los ocho meses que coincide con la disminución de la conductividad eléctrica. Existe un aumento de magnesio cambiante en superficie en suelos postincendio (Tabla 1), no sufriendo modificaciones significativas el

potasio de cambio. Los valores de Mn cambiante se elevan a los dos meses del incendio, fundamentalmente en suelos bajo roble (Tabla 1), y tiene lugar un descenso acusado a los dieciséis meses para los tres tipos de vegetación, lo que puede ser debido a la formación de compuestos de menor solubilidad, probablemente óxidos de Mn fácilmente reducibles (González *et al.* 1996) que constituirá una reserva de Mn para la vegetación en el suelo (Uren, 1981).

Los contenidos totales de Ca y Mn (Tabla 2) son mayores en suelos bajo roble contribuyendo no sólo la cantidad de cenizas aportadas sino la naturaleza de la vegetación, cuya composición elemental viene expresada en la Tabla 3. Los contenidos de Zn muestran variaciones estacionales (Tabla 2), observándose los valores más elevados en el último muestreo (primavera) para los tres tipos de vegetación. El Zn puede formar complejos estables con la materia orgánica (Kabata-Pendias y Pendias, 1984) lo cual justifica la acumulación de este micronutriente en los horizontes orgánicos del suelo

CONCLUSIONES

En los suelos estudiados desarrollados bajo roble, encina o pino, los efectos del incendio a los dos meses y su evolución en el tiempo (ocho, dieciséis y veintidós meses) originan las siguientes modificaciones:

Existe un incremento del pH en relación a suelos testigo, que está en función tanto del aporte de cenizas como de su naturaleza, siendo la secuencia pino>encina>roble. El incremento porcentual de la conductividad eléctrica sigue la misma dinámica. Los valores de estos parámetros disminuyen con el tiempo.

En general se observa un aumento de cationes cambiables, fundamentalmente calcio, sodio y manganeso, con valores más altos en suelos bajo roble y encina. Las formas de Mn disminuyen con el tiempo probablemente por transformación a formas oxidadas de menor grado de solubilidad.

TABLA 1. Cationes cambiabiles en suelos sin afectar (T) y afectados por el incendio a los dos, ocho, dieciséis y veintiu meses (Q), bajo roble, encina y pino.

	HOR. SUPERFICIAL					HOR. SUBSUPERFICIAL				
	ROBLE									
	T	2Q	8Q	16Q	21Q	T	2Q	8Q	16Q	21Q
Ca ²⁺	6.96	14.75	11.33	17.60	13.10	2.48	5.38	6.05	11.10	7.77
Mg ²⁺	0.92	2.19	2.18	1.62	1.90	0.31	0.50	1.23	1.57	1.57
K ⁺	0.88	0.92	1.23	0.85	0.67	0.61	0.66	1.29	0.89	0.65
Na ⁺	3.56	13.76	1.81	6.08	0.03	1.93	7.10	1.37	2.51	0.08
Mn ²⁺	6.90	48.30	39.40	3.90	6.70	6.80	4.50	16.10	1.90	2.30
	ENCINA									
Ca ²⁺	3.27	10.10	8.80	5.20	2.48	3.38	4.23	5.33	3.20	2.25
Mg ²⁺	0.46	1.80	0.80	0.34	0.35	0.29	0.51	0.56	0.23	0.30
K ⁺	0.50	0.90	0.80	0.35	0.16	0.46	0.644	0.27	0.18	0.14
Na ⁺	4.38	18.50	1.05	6.75	0.11	1.25	11.99	1.05	2.38	0.45
Mn ²⁺	18.10	25.00	9.40	1.10	0.20	25.60	5.60	8.80	0.40	0.10
	PINO									
Ca ²⁺	3.87	9.73	4.12	9.20	10.05	4.39	2.65	2.01	3.20	5.61
Mg ²⁺	0.82	1.57	1.04	0.91	1.59	0.56	0.54	0.78	0.22	0.84
K ⁺	0.66	0.92	0.52	0.41	0.45	0.54	0.67	0.37	0.10	0.18
Na ⁺	1.39	2.20	0.62	5.09	0.21	1.32	0.38	0.58	2.53	0.01
Mn ²⁺	13.90	21.30	21.90	2.10	21.9	9.70	4.40	20.00	1.70	18.80

Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ y Na⁺= cmol_ckg⁻¹.
Mn²⁺= mgkg⁻¹.

Aumento de los contenidos de carbono orgánico en suelos afectados, lo que indicaría que el incendio ha sido de intensidad moderada y que no ha habido destrucción total de la materia orgánica. Ello explicaría también el ligero incremento de los valores de CIC.

Los contenidos totales de Ca y Mn aumentan en los suelos desarrollados bajo los tres

tipos de vegetación, en función del aporte de cenizas y de la naturaleza de éstas.

A los ocho meses del incendio se observa una inflexión en los valores de algunos parámetros: disminución de la conductividad eléctrica y de los cationes cambiabiles calcio y sodio, siguiendo el resto de los parámetros una dinámica distinta a partir de ese momento, con

TABLA 2. Contenidos totales de elementos en suelos sin afectar (T) y afectados por el incendio a los dos, ocho, dieciséis y veintinueve meses (Q), bajo roble, encina y pino.

	HOR. SUPERFICIAL					HOR. SUBSUPERFICIAL				
	ROBLE									
	T	2Q	8Q	16Q	21Q	T	2Q	8Q	16Q	21Q
%Ca	0.07	0.18	0.18	0.17	0.12	0.03	0.08	0.17	0.17	0.10
%Mg	0.40	0.38	0.32	0.29	0.35	0.36	0.36	0.33	0.24	0.35
%K	3.69	3.12	2.27	2.52	2.60	2.07	2.67	2.13	2.61	2.71
%Na	2.56	2.90	1.78	1.78	1.49	2.82	2.91	1.99	1.72	1.57
%Fe	1.5	1.5	1.3	1.4	1.3	1.5	1.6	1.4	1.5	1.1
%Al	6.4	6.4	7.2	5.7	6.6	7.1	7.1	7.5	6.3	6.7
Mn*	634.8	912.9	750.0	895.8	508.5	630.6	777.5	708.3	612.5	387.3
Zn*	45.0	63.8	68.3	55.8	98.0	44.2	48.8	63.3	47.2	88.0
	ENCINA									
%Ca	0.04	0.15	0.20	0.13	0.10	0.03	0.16	0.18	0.14	0.12
%Mg	0.32	0.29	0.46	0.26	0.43	0.36	0.45	0.49	0.28	0.48
%K	3.78	3.62	1.90	3.49	2.62	2.07	2.97	1.82	3.68	2.81
%Na	3.40	3.40	1.85	1.83	1.62	2.82	2.56	1.94	1.78	1.91
%Fe	1.3	1.2	1.8	1.7	0.9	1.5	2.0	2.0	1.4	1.0
%Al	6.2	6.4	6.1	6.8	6.9	7.1	7.8	6.4	6.4	8.2
Mn*	616.0	628.5	750.0	512.5	262.5	630.6	778.5	750.0	550.0	277.5
Zn*	40.0	50.0	75.0	50.5	111.5	44.2	50.0	65.0	49.0	94.0
	PINO									
%Ca	0.02	0.07	0.10	0.25	0.10	0.03	0.11	0.11	0.21	0.10
%Mg	0.42	0.28	0.22	0.26	0.32	0.36	0.30	0.25	0.21	0.31
%K	2.83	1.69	1.97	3.05	1.86	2.07	2.63	2.33	3.34	2.12
%Na	2.06	2.17	1.46	1.78	1.61	2.82	2.06	1.73	1.87	1.49
%Fe	1.5	1.4	1.3	1.5	1.3	1.5	1.6	1.4	1.4	1.4
%Al	5.5	5.2	6.7	5.7	5.7	7.1	6.8	7.4	5.7	5.7
Mn*	591.0	728.5	525.5	787.5	662.5	630.6	716.0	500.0	637.5	662.5
Zn*	50.0	42.5	45.0	56.0	83.5	44.2	35.0	50.0	42.0	86.0

Mn y Zn*: mgkg⁻¹.

TABLA 3: Contenidos totales de elementos (mkg⁻¹) en las distintas especies arbóreas.

	Ca	Mg	K	Na	Fe	Al	Mn	Zn
Roble	8287.5	2026.3	5000.0	287.5	165.0	268.8	202.5	25.3
Encina	7495.0	1065.0	4600.0	65.0	100.0	127.5	553.8	17.5
Pino	2258.0	877.5	7825.0	120.0	174.8	450.0	94.5	29.3

oscilaciones que coinciden con las variaciones estacionales; dicho comportamiento puede ser debido al reestablecimiento de una nueva vegetación, o rebrote de la vegetación natural.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al INIA la financiación de este trabajo.

BIBLIOGRAFIA

- ANDREU, V., RUBIO, J.L., FORTEZA, J. y CERNI, R. (1996). Postfire effects on soil properties and nutrient losses. *Int. J. Wildland fire* 6(2): 53-58.
- BLANK, R.B., ALLEN, F.L. y YOUNG, J.A. (1996). Influence of simulated burning of soil-litter from low sagebrush, squirreltail, cheatgrass, and medusahead on water soluble anions and cations. *Int J. Wildland Fire* 6(3): 137-143.
- DE BANO, L.F. y CONRAD, C.E. (1978). The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59(3): 489-487.
- DE BELL, D.S. y RALSTON, C.W. (1970). Release of nitrogen by burning light forest fuels. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34: 936-938.
- GONZALEZ, J., CALA, V., e IGLESIAS, M.T. (1996). Forms of Mn in soils affected by a forest fire. *The Sci. of Total Env.* 181: 231-236.
- GRIER, C.C. (1975). Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. *Can. J. For. Res.* 5: 599-607.
- IGLESIAS, M.T., FERNANDEZ, M.C., PALOMAR, M.L. y GONZALEZ, J. (1995). Efectos de un incendio forestal sobre los cationes de calcio y el estado del hierro en el suelo. *Ecología* 8: 63-69.
- IGLESIAS, T., CALA, V., WALTER, I. y GONZALEZ, J. (1996). Efectos de un incendio forestal en suelos de la provincia de Madrid. *Ecología* 10: 105- 111.
- IGLESIAS, T., CALA, V., WALTER, I. y GONZALEZ, J. (1997). Influencia del fuego sobre parámetros edáficos: evolución en el tiempo. *I Congreso Forestal Hispano-Luso*, II Congreso Forestal Español, Pamplona 23-27 Junio.
- KABATA-PENDIAS, A. y PENDIAS, H. (1984). *Trace Elements in Soil and Plants*. CRC Press. Inc. Boca Raton, Florida, 315 pp.
- KHANNA, P.K., RAISON, R.J. y FALKINER, R.A. (1994). Chemical properties of ash derived from eucalyptus litter and its effects on forest soils. *Forest Ecol. Manag.* 66: 107-125.
- NISHITA, H. y HAUG, R.M. (1972). Some physical and chemical characteristics of heated soils. *Soil Sci.* 113(6): 422-430.
- RAISON, R.J. y MCGARITY J.W. (1980). Some effects of plant ash on the chemical properties of soils and aqueous suspensions. *Plant and Soil* 55: 339-352.
- SANROQUE, P., RUBIO, J.J. y MASANET, J.

- (1985). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Rev. Ecol. Biol. sol* 22(2): 131-147.
- SOTO, B. y DIAZ-FIERROS, F. (1993). Interaction between plant ash leachates and soil. *Int. J. Wildland Fire* 3(4): 207-216.
- TOMKINS, I.B., DELLAS, J.D., TOLHURST, K.G. y OSWIN, D.A. (1991). Effects of fire intensity on soil chemistry in a Eucalypt forest. *Aust. J. Soil. Res.* 29: 25-47.
- TRABAUD, L. (1992). Réponses des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. *Pirineos* 140: 89-107.
- UREN, N.C. (1981). Chemical reduction of an insoluble higher oxide of manganese by plant roots. *J. Plant Nutr.* 4: 65-71.
- WELLS, C.G. (1971). Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability, pp. 86-99. En *Prescribed Burning Symposium Proc. of the Southeastern Forest Experimental Station*, Charleston, South Carolina, USA, April 14-17.
-