

INFLUENCIA DEL FUEGO, CORTA A HECHO Y TRATAMIENTO DE RESIDUOS POST-INCENDIO EN UNA MASA DE *PINUS PINASTER* EN GALICIA, SOBRE PARÁMETROS EDÁFICOS SELECCIONADOS

M^a Teresa Fontúrbel Lliteras, José Antonio Vega Hidalgo, Cristina Fernández Filgueira, Pedro Pérez-Gorostiaga y Enrique Jiménez Carmona

Centro de Investigación e Información Ambiental-Lourizán. Apdo 127. 36080-PONTEVEDRA (España).
Correo electrónico: mtfonturbel.cifal@siam-cma-org

Resumen

La corta a hecho post-incendio y los tratamientos de los restos de la misma, en áreas de *P. pinaster* afectadas por incendios forestales, pueden alterar considerablemente ciertas propiedades edáficas, afectando a la dinámica del C y del N y a la actividad de los microorganismos, lo que a su vez, puede deteriorar la fertilidad y calidad del suelo y condicionar la regeneración natural de las áreas quemadas. Se ha llevado a cabo un estudio en el incendio de Verín (Ourense) ocurrido en 2003, para conocer el impacto del fuego en los niveles de C y N totales, respiración y biomasa microbiana del suelo mineral. Un año después del fuego se efectuó la corta del arbolado quemado, comparándose los tratamientos de corta a hecho con los residuos dispuestos en fajas, la misma corta con los residuos triturados y árboles quemados en pie. En general, se observaron escasas modificaciones producidas en las variables edáficas estudiadas relacionadas con los tratamientos de corta y manipulación de residuos, siendo el propio fuego el factor que determinó los cambios más pronunciados.

Palabras clave: *P. pinaster*, Incendio forestal, Residuos de corta, Variables edáficas

INTRODUCCIÓN

Pinus pinaster Ait., una de las especies forestales más afectadas por los incendios forestales en nuestro país en los últimos decenios, presenta, en muchas ocasiones, problemas de regeneración post-incendio, siendo frecuente encontrar, en algunos hábitats, el de una regeneración excesiva, mientras en otros es muy escasa (VEGA, 2003). Cuando la densidad del regenerado es muy alta, se recomienda realizar tratamientos selvícolas tempranos de aclareo para facilitar la estabilidad y crecimiento del regenerado. Estas operaciones de intervención iniciales

pretenden disminuir el riesgo de nuevos incendios, al reducir las acumulaciones de combustible, y favorecer el crecimiento y supervivencia de esas masas juveniles. Por otra parte, los tratamientos de residuos de corta persiguen proteger el suelo después de las operaciones de saca y facilitar la incorporación de nutrientes coadyuvando así a la sostenibilidad del manejo forestal. Sin embargo, el manejo forestal intensivo puede también alterar considerablemente las propiedades y condiciones ambientales del suelo (MUNSON et al., 1993; MERINO et al., 1997; PÉREZ-BATALLÓN et al., 2001) afectando a la dinámica del C, a la actividad de los microorga-

nismos (BAUHUS & BARTEL, 1995) y a la descomposición de la materia orgánica, lo que a su vez, puede deteriorar la fertilidad y conservación de los suelos, condicionando el proceso de regeneración natural. A su vez, las operaciones selvícolas pueden intensificar las alteraciones producidas por el incendio y este efecto, además, reforzarse por un inadecuado tratamiento de los residuos de la corta. Es bien conocido que el fuego produce importantes cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (ej. DEBANO et al., 1998; NEARY et al., 1999, 2005) en función básicamente de su severidad y duración, del tipo de suelo y humedad y de la vegetación y condiciones climáticas. Sin embargo, hay una carencia de información sobre el efecto de la corta a hecho en combinación con el incendio y tratamiento de residuos en las características edáficas, especialmente en lo que se refiere a su conexión con la regeneración post-incendio de la masa forestal quemada.

El presente estudio se ha planteado con el objetivo de analizar el impacto de la corta a hecho asociada a un tratamiento de los residuos en combinación con el efecto del incendio sobre algunos parámetros que pueden ser indicativos de la sostenibilidad de dicha práctica de gestión selvícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionó una zona experimental en Verín (Orense), situada en una masa de *P. pinaster* que sufrió un incendio en Agosto de 2003, en una ladera con orientación N-NW, con pendiente entre 25-40%, con suelos desarrollados sobre esquistos y con unas condiciones termoplumiométricas y características de la masa que se muestran en la tabla 1.

Quince parcelas de 10x51 m fueron instaladas, de forma contigua, inmediatamente después del incendio. Además, se seleccionaron otras 5

parcelas en una zona próxima y de características similares a la masa estudiada que no sufrieron el incendio y que fueron utilizadas como testigo. En Septiembre de 2004 se procedió a la corta a hecho del arbolado quemado en pie en 10 parcelas con dos tratamientos de residuos (trituración + esparcido de los restos en 5 parcelas y acumulación de los residuos en fajas en otras 5 parcelas). En otras 5 parcelas se mantuvo el arbolado quemado en pie. Se recogieron periódicamente, y de forma aleatoria en cada parcela, muestras de suelo mineral (0-5 cm) después del incendio y antes de la corta a hecho en tres fechas y después de la corta en cinco fechas. Se realizaron las siguientes determinaciones de laboratorio de las muestras de suelo recogidas en las 20 parcelas objeto de estudio: contenido de humedad y determinación del C y N total por combustión de las muestras en analizador CNS Leco. Los análisis microbiológicos se hicieron en seis de las fechas citadas, las dos primeras, antes de la corta. La respiración microbiana fue medida por el CO₂ desprendido por las muestras de suelo incubadas en laboratorio a 22°C. La biomasa microbiana fue estimada con el método de respiración inducida por un sustrato (RIS), basado en la adición de glucosa a las muestras de suelo, para desencadenar un máximo de respuesta respiratoria en los microorganismos, que está relacionado con el carbono de la biomasa microbiana (ANDERSON & DOMSCH, 1978). En nuestro estudio este cálculo se refirió a la producción de CO₂ en las seis primeras horas de incubación. La cantidad de glucosa añadida fue de 5 mg glucosa por g de suelo y fue calculada en ensayos previos.

Los datos obtenidos en las determinaciones de laboratorio se analizaron estadísticamente mediante análisis de varianza para comprobar si existían diferencias significativas entre los 4 tratamientos: testigo sin quemar, parcelas sin cortar, corta a hecho y adición de restos acordonados, corta a hecho y adición de restos

Sitio de estudio	Temperatura media anual (°C)	Precipitación anual (mm)	Densidad arbolado (n ^o pies.ha ⁻¹)	Diámetro normal arbolado (cm)	Altura total arbolado (m)	Edad arbolado (años)
Verín	12	800	1400	18	15	40

Tabla 1. Características termoplumiométricas y de la masa estudiadas

triturados en cada una de las fechas de estudio. En los casos en los que no se cumplieron los requisitos para realizar el análisis de varianza se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Para examinar las relaciones entre parámetros se hicieron análisis de regresión simple.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El incendio fue de alta intensidad. Como promedio, un 51% de los árboles en la zona de estudio sufrió un fuego de copa, consumiéndose, entre el 6 y el 100% de las hojas. También se produjo una notable reducción de los horizontes orgánicos del suelo (hojarasca + mantillo), aunque la superficie de suelo mineral expuesto fue casi inexistente (un 7% como máximo). Las pérdidas de suelo por erosión fueron de pequeña magnitud (FERNANDEZ *et al.*, 2008).

Parámetros edáficos

Los suelos quemados tuvieron una *concentración de C total* (Tabla 2) significativamente mayor que los suelos testigo a los 12 meses del incendio. Algunos autores han encontrado disminuciones del C edáfico en suelos forestales quemados (BARÁ & VEGA, 1983; KUTIEL *et al.*, 1990; ROMANYÀ *et al.*, 1994; HERNÁNDEZ *et al.*, 1997); sin embargo, otros no observan cambios

o han indicado aumentos (ALMENDROS *et al.*, 1990; PRIETO-FERNÁNDEZ *et al.*, 1998; FERNÁNDEZ *et al.*, 1999) que han sido generalmente atribuidos a una adición de necromasa del suelo quemado, en cantidad mayor que las pérdidas por combustión del humus (ALMENDROS *et al.*, 1990; JOHNSON & CURTIS, 2001) y relacionados con disminuciones de C en la cubierta orgánica. Nuestros resultados concuerdan con los obtenidos por estos últimos autores y podrían ser atribuidos a la disminución de C en el mantillo registrada en las parcelas quemadas. Por otra parte, después de la corta se mantuvieron las diferencias en la concentración de C entre suelos quemados y testigo, no hallándose diferencias significativas entre los tratamientos de manipulación de residuos. En una revisión bibliográfica de diversos estudios sobre los efectos de los tratamientos selvícolas en bosques de coníferas, se indicó que la retención de los residuos de la corta en el sitio puede ser positiva para el suelo y dar lugar a aumentos del C en relación a suelos control (JOHNSON & CURTIS, 2001). La ausencia de cambios, en nuestro caso, podría deberse a un escaso impacto de los tratamientos en el suelo.

La *concentración de N total* del suelo (Tabla 2) mostró una respuesta muy similar a la descrita para el C, aunque en este caso las diferencias significativas solo se observaron después de la

Variable	Trat	Antes de la corta			Después de la corta				
		Sep-03	Abr-04	Jul-04	Sep-04	Oct-04	Feb-05	May-05	Nov-05
C total (%)	RA	11,2	9,2	8,5 a	8,0 ab	9,5 a	10,0 a	9,1	9,0
	RT	12,5	9,2	8,8 a	7,4 ab	8,5 a	9,2 a	9,7	9,3
	NC	9,4	9,3	8,9 a	8,5 a	8,6 a	9,7 a	8,4	8,1
	T	9,7	8,6	6,9 b	6,4 b	6,5 b	6,4 b	7,1	6,8
N total (%)	RA	0,35	0,27	0,25	0,25	0,28 a	0,28 ab	0,24	0,28
	RT	0,37	0,27	0,26	0,23	0,25 a	0,26 ab	0,27	0,29
	NC	0,30	0,28	0,27	0,26	0,27 a	0,30 a	0,21	0,26
	T	0,30	0,23	0,20	0,19	0,18 b	0,18 b	0,15	0,19
C/N	RA	32,4	34,7	33,9	31,7	34,6	36,2	39,1	32,5
	RT	34,3	34,6	34,1	32,6	34,3	35,6	38,0	33,2
	NC	31,9	33,8	33,5	32,5	32,6	32,4	40,3	31,5
	T	33,5	37,8	33,9	33,2	36,8	36,5	41,9	36,3

Tabla 2. C, N y C/N en el suelo mineral (0-5 cm) de las parcelas estudiadas, en 8 fechas después del incendio, las 3 primeras antes de la corta y manipulación de restos. RA: Restos de corta apilados en fajas. RT: Restos triturados y esparcidos. NC: Árboles sin cortar. T: parcelas testigo, no quemadas

corta y manipulación de residuos, a los 15 y 18 meses del incendio. La respuesta del N al fuego o al calentamiento del suelo es altamente variable, habiéndose indicado reducciones (KUTIEL et al., 1990; ROMANYÁ et al., 1994), incrementos (STOCK & LEWIS, 1986) y cambios de escasa magnitud, o ausencia de ellos (KNOEPP & SWANK, 1993). En estudios mediante la técnica de meta-análisis que recopilan los resultados obtenidos por diversos autores se ha indicado que el fuego, en conjunto, no produce cambios significativos en el N total del suelo (JOHNSON & CURTIS, 2001; WAN et al., 2001). Respecto a los tratamientos de corta, se ha señalado que aunque en conjunto no producen variaciones apreciables en el N, pueden observarse incrementos en el caso de dejar los residuos de corta en el sitio (JOHNSON & CURTIS, 2001).

La *tasa C/N* (Tabla 2) no mostró diferencias significativas entre tratamientos, aunque los suelos que sufrieron el incendio tendieron a tener valores inferiores a los del testigo. En incendios intensos se han descrito con frecuencia disminuciones de la tasa C/N (BARÁ & VEGA, 1983; ALMENDROS, 1990; FERNÁNDEZ et al., 1999), aunque en otros casos no se han encontrado cambios o ha habido aumentos. Las reducciones iniciales de la tasa C/N del suelo han sido atribuidas al incremento de los procesos de mineralización y a un efecto más marcado en la disminución de C que en la de N, debido al mayor impacto del calor procedente de la combustión de los estratos orgánicos.

La *respiración microbiana* del suelo mineral (Figura 1a) disminuyó significativamente en los suelos quemados respecto al testigo, antes de efectuar la corta del arbolado y manipulación de residuos. Los tratamientos de restos no parecieron afectar a este parámetro microbiano. Algunos autores han indicado reducciones de la respiración microbiana 9 meses después de incendios (HERNÁNDEZ et al., 1997) o en el humus tras una intensa quema de restos de corta en *P. sylvestris* (FRITZE et al., 1994; PIETIKÄINEN & FRITZE, 1995) relacionadas con los cambios en las propiedades edáficas ocasionados por el fuego. El *C de la biomasa microbiana* (Figura 1b), estimado por el método RIS, mostró diferencias significativas entre tratamientos a los 9 y 12 meses del incendio, siendo los valores de los

suelos quemados significativamente inferiores a los de los suelos sin quemar. Estos resultados coinciden con los hallados por otros autores que indican disminuciones de la biomasa microbiana después del fuego (HERNÁNDEZ et al., 1997; PRIETO-FERNÁNDEZ et al., 1998) en relación con la reducción de la disponibilidad de sustratos ocasionada por la quema, aunque también se han encontrado aumentos temporales, un año después de incendios en ecosistemas de dunas y reducciones posteriores (DUMONTET et al., 1996). Después de la corta los tratamientos RT y RA mostraron valores de biomasa microbiana similares a los del testigo, lo que podría deberse al efecto favorable para la biomasa microbiana que puede suponer la adición de restos de corta a las parcelas, por la modificación de las condiciones microclimáticas y por los aportes que supone. Otros autores también han encontrado aumentos del C microbiano después de la tala e incorporación de los residuos de corta (HENDRIKSON et al., 1985; ROSS et al., 1995; PÉREZ-BATALLÓN et al., 2001), lo que atribuyen, por un lado, al aumento de temperatura y humedad del suelo y, por otro, al efecto de la perturbación mecánica del suelo, que puede favorecer la disponibilidad de Carbono. El *cociente metabólico* (qCO₂) del suelo mineral (Figura 1c) no mostró diferencias significativas entre tratamientos, aunque en alguna fecha el tratamiento NC tendió a presentar valores más reducidos que los demás. En casos de perturbaciones se ha indicado que el qCO₂ usualmente aumenta como resultado fundamentalmente de la reducción de la biomasa microbiana (FRITZE et al., 1994), aunque otros autores, por el contrario, no han encontrado cambios del qCO₂ después de incendios aún cuando sí hubo reducciones de la respiración y biomasa microbiana (HERNÁNDEZ et al., 1997) y lo han atribuido a que las poblaciones microbianas se han adaptado a los cambios del ecosistema ocasionados por el fuego. La *tasa Cmic/C* (Figura 1d) mostró valores superiores en las parcelas testigo respecto al resto de los tratamientos y las parcelas sin cortar fueron las que tuvieron los valores más bajos de este cociente. Valores reducidos de esta tasa han sido hallados en suelos quemados (HERNÁNDEZ et al., 1997; PRIETO-FERNÁNDEZ et al., 1998) y atribuidos a que tales suelos contienen menos MO

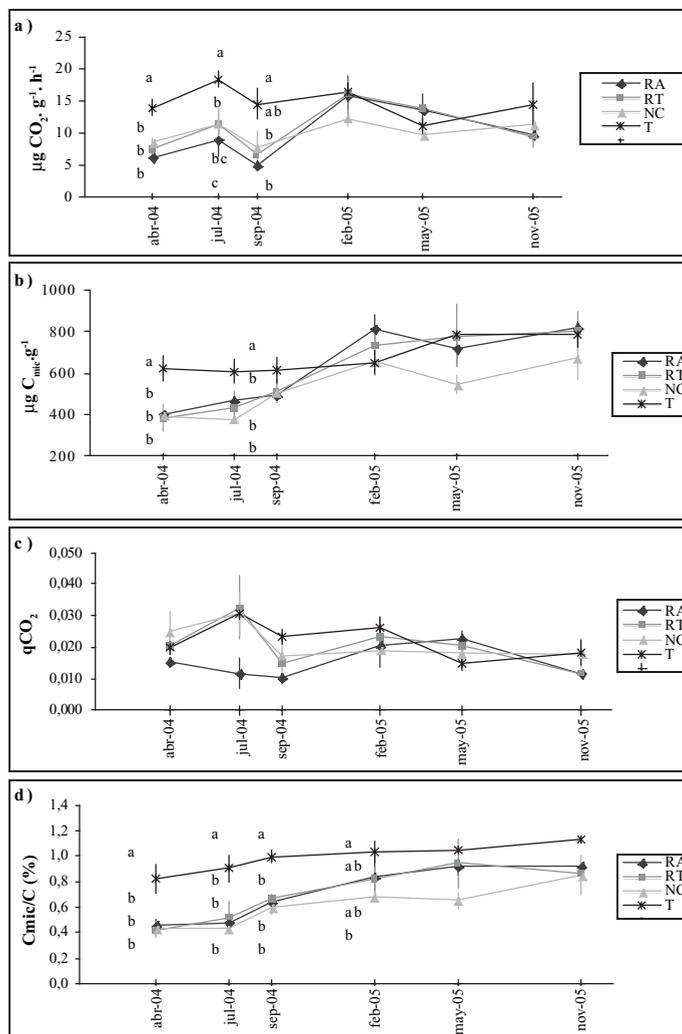


Figura 1. Valores medios de: a) respiración microbiana, b) biomasa microbiana, c) cociente metabólico y d) tasa $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}$ en el suelo mineral (0-5 cm) de las parcelas de Verín, en 6 fechas de muestreo después del incendio de agosto de 2003, las 2 primeras, antes de los tratamientos de corta y manipulación de restos. RA: Restos de corta apilados en fajas. RT: Restos triturados y esparcidos. NC: Árboles sin cortar. T: parcelas testigo, no quemadas. Letras distintas en cada fecha indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) según el test de Student-Newman-Keuls

fácilmente biodegradable, debido a que el fuego afecta principalmente a las fracciones más lábiles del C. Se hallaron correlaciones positivas entre esta tasa y la biomasa microbiana, lo que refleja una menor biomasa microbiana respecto al C total del suelo. Los cocientes $\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}$ y $q\text{CO}_2$ se correlacionaron negativa y significativamente.

CONCLUSIONES

En conjunto, los cambios observados de las variables edáficas estudiadas resultaron más evidentes en las parcelas que sufrieron el incendio respecto a las parcelas testigo.

Los tratamientos de corta y manipulación de restos apenas ocasionaron modificaciones apa-

rentes de los parámetros analizados. Algunas diferencias halladas entre tratamientos después de la corta, ya se habían manifestado en el período previo a esta, por lo que parecen atribuibles a un diferente grado de afectación del incendio y no al propio tratamiento de corta.

Desde el punto de vista de las variables analizadas, las escasas modificaciones producidas asociadas a los tratamientos de corta y manipulación de residuos, no permiten encontrar ninguna ventaja en la selección de alguna de las tres técnicas como menos perturbadora del ecosistema edáfico.

Agradecimientos

Al Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, que ha financiado el proyecto INIA RTA-03-205-C2-2, gracias al cual se ha podido realizar este trabajo. A G. Lino por el trabajo de laboratorio y a A. Arellano por el trabajo de campo.

BIBLIOGRAFÍA

ALMENDROS, G.; GONZÁLEZ-VILA, F.J. & MARTIN, F.; 1990. Fire induced transformations on soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire in humic substances. *Soil Science* 149:158-168.

ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H.; 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.

BARÁ, S. & VEGA, J.A. 1983. Effects of wildfires on forest soils in the northwest of Spain. In: *DFG Symposium Feuerökologie*: 181-195. Freiburger Waldschutz-Abhandlungen. Freiburg Univ. Freiburg.

BAUHUS, J. & BARTHEL, R.; 1995. Mechanisms for carbon and nutrients release and retention in beech forest gaps. II. The role of soil microbial biomass. *Plant Soil* 168-169: 585-592.

DEBANO, L.; NEARY, D. & FFOLIOTT, P.; 1998. *Fire's effects on ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.

DUMONTET, S.; DINEL, H.; SCOPA, A.; MAZZATURA, A. & SARACINO, A.; 1996. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean environment. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1467-1475.

FERNÁNDEZ, I.; CABANEIRO, A. & CARBALLAS, T.; 1999. Carbon mineralization dynamics in soils after wildfires in two Galician forests. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1853-1865.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; FONTÚRBEL, T.; JIMÉNEZ, E. & PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; 2008. Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in orense (NW Spain). *Forest Ecol. Manage.* 255: 1294-1304.

FITZE, H.; SMOLANDER, A.; LEVULA, T.; KITUNEN, V. & MALKONEN, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest and microbial activity. *Biol. Fert. Soils* 17: 57-63.

HENDRICKSON O.Q.; CHATARPAUL, L.; ROBINSON, J.B.; (1985). Effects of two methods of timber harvesting on microbial processes in forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 739-746.

HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. & REINHARDT, I.; 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 25: 109-116.

JOHNSON, D.W. & CURTIS, P.S.; 2001. Effects of forest management on soil carbon and nitrogen storage: meta analysis. *Forest Ecol. Manage.* 140: 227-238.

MERINO, A.; EDESO, J.M.; GOZÁLEZ, M.J. & MARAURI, P.; 1997. Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. *Forest Ecol. Manage.* 103: 235-246.

KNOEPP, J.D. & SWANK, W.T.; 1993. Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: nitrogen responses in soil, soil water, and streams *Can. J. For. Res.* 23: 2263-2270.

KUTIEL, P.; NAVEH, Z. & KUTIEL, H.; 1990. The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on Mount Carmel, Israel. In: J.G. Goldammer & M.J. Jenkins (eds.), *Fire in ecosystem*

- dynamics: Mediterranean and northern perspectives: 85-94.* SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- MUNSON, A.D.; MARGOLIS, H.A. & BRAND, D.G.; 1993. Intensive silvicultural treatment: impacts on soil fertility and planted conifer response. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 246-255.
- NEARY, D.; KLOPATEK, C.; DEBANO, L. & FFOLIOTT, P.; 1999. Fire effects on below-ground sustainability: A review and synthesis. *Forest Ecol. Manage.* 122: 51-71.
- NEARY, D.G.; RYAN, K.C. & DEBANO, L.F.; 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water.* USDA. For. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4.
- PÉREZ-BATALLÓN, P.; OURO, G.; MERINO, A. Y MACÍAS, F.; 1998. Descomposición, biomasa microbiana y emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Edafología* 5: 83-93.
- PÉREZ-BATALLÓN, P.; OURO, G.; MERINO, A. & MACÍAS, F.; 2001. Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following different logging residue management techniques. *Ann. For. Sci.* 58: 807-818.
- PIETIKÄINEN, J. & FRITZE, H.; 1995. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 27: 101-109.
- PRIETO-FERNÁNDEZ, A.; ACEA, M.J. & CARBALLAS, T.; 1998. Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fert. Soils.* 27: 132-142.
- ROMANYÀ, J.; KHANNA, P.K. & RAISON, R.J.; 1994. Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecol. Manage.* 65: 89-103.
- ROSS, D.J.; SPARLING, G.P.; BURKE, C.M. & SMITH, C.T.; 1995. Microbial biomass C and N, and mineralizable-N, in litter and mineral soil under *Pinus radiata* on a coastal sand: influence of stand age and harvest management. *Plant Soil* 175: 167-177.
- STOCK, W.D. & LEWIS, O.A.M.; 1986. Soil nitrogen and the role of fire as a mineralizing agent in a South Africa Coastal fynbos ecosystem. *J. Ecol.* 74: 317-328.
- VEGA, J.A.; 2003. Regeneración del Género *Pinus* tras incendios. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 15: 59-68.
- WAN, S.; HUI, D. & LUO, Y.; 2001. Fire Effects on Nitrogen Pools and Dynamics in Terrestrial Ecosystems: A Meta-Analysis. *Ecol. Appl.* 11:1349-1365.