

# **DESCOMPOSICIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, BIOMASA MICROBIANA Y EMISIÓN DE CO<sub>2</sub> EN UN SUELO FORESTAL BAJO DIFERENTES MANEJOS SELVÍCOLAS**

P. Pérez-Batallón, G. Ouro, A. Merino y F. Macías

Departamento de Edafología y Química Agrícola. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela. 27002 Lugo.

## **INTRODUCCION**

El suelo desempeña un importante papel en el ciclo del C y puede representar una fuente importante de CO<sub>2</sub> y de otros gases invernadero a la atmósfera. La cantidad total de C que contiene el suelo es dos a tres veces superior al del CO<sub>2</sub> atmosférico (Bouwman, 1990). En el suelo, este gas se produce, fundamentalmente, a través del metabolismo de la microflora y de las raíces de planta, siendo la descomposición microbiana de compuestos orgánicos el proceso más importante que lo genera. Durante la descomposición una parte del C es devuelto a la atmósfera en forma de CO<sub>2</sub>, mientras que otra se transforma en otros compuestos más sencillos o se almacena en las propias estructuras microbianas.

Los flujos de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el suelo cumplen una función clave en el funcionamiento del ciclo global del C, por lo que la perturbación de los procesos que los regulan pueden modificar la concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico. De hecho, entre las actividades que aumentan la emisión de este gas a la atmósfera destacan los cambios de uso del suelo y su sobreexplotación, y entre ellas, la deforestación y las labores selvícolas. El manejo forestal intensivo altera considerablemente las propiedades y condiciones ambientales del suelo (Munson et al., 1993; Merino et al., 1997a), lo que puede repercutir en la actividad de los microorganismos (Bauhus y Bartel, 1995) y, por consiguiente, en la descomposición de la materia orgánica (Cortina y Vallejo, 1994) y en la dinámica de CO<sub>2</sub> del suelo (Mattson y Swank, 1989; Brumme, 1995). De este modo, las emisiones del CO<sub>2</sub> pueden aumentar considerablemente después de la tala (Houghton et al., 1983;

Hendrickson et al., 1989), aunque en algunos casos se ha observado el efecto contrario (Edwards y Ross-Todd, 1983; Hendrickson et al., 1985; Mattson y Swank, 1989). Las diferentes respuestas parecen estar relacionadas con la modificación de las condiciones ambientales del suelo ocasionadas después de la retirada de la cubierta arbórea y que están determinadas en parte por los diferentes tratamientos que pueden recibir las grandes cantidades de residuos generados durante la corta.

Por otro lado, debido a las importantes funciones que desempeña la materia orgánica, la modificación de la dinámica del C por las labores forestales, también pueden deteriorar la fertilidad y conservación de los suelos. Así, en el norte de la Península Ibérica las plantaciones forestales ocupan un importante porcentaje de la superficie total, y muchas de ellas reciben un manejo muy intensivo. En trabajos recientes (Merino et al., 1997a, b), se ha observado cómo estas técnicas de preparación del terreno ocasionan reducciones importantes del contenido de materia orgánica del suelo, atribuibles tanto a la retirada de los residuos de corta como a un aumento de la tasa de mineralización.

En el presente trabajo se analiza el efecto de la tala de una plantación forestal y el de diferentes técnicas de preparación del terreno sobre la dinámica del C en el suelo, durante los meses siguientes a las labores forestales. Se ha estudiado la evolución de la descomposición de la materia orgánica, emisión de CO<sub>2</sub> y evolución del C asociado a la biomasa microbiana, lo que se relacionó con los cambios en las condiciones ambientales del suelo producidos por el manejo selvícola.

## **Materiales y métodos**

El estudio se llevó a cabo en una plantación madura (25 años) de *Pinus radiata* localizada en las inmediaciones de la ciudad de Lugo (Carballido). Se trata de una zona llana localizada a 500 m de altitud. El suelo, desarrollado sobre granodioritas, corresponde a un Cambisol húmico (FAO-Unesco, 1992) y presenta un horizonte O de 30-50 mm de espesor. Es un suelo de textura franco arenosa, con moderado contenido en materia orgánica en su horizonte superior y de reacción fuertemente ácida. En la [Tabla 1](#) se recogen algunas propiedades y características.

En noviembre de 1996 parte de la plantación fue talada. En la zona que permaneció sin talar se estableció una parcela control (P), mientras que en el área talada se delimitaron tres subparcelas de 150 m<sup>2</sup> cada una, en las que se

practicaron tres técnicas habituales de preparación del terreno para la siguiente rotación. En una primera parcela (L) se retiraron todos los residuos de tala (aproximadamente 40 Mg ha<sup>-1</sup>), así como el horizonte orgánico del suelo (20.4 kg ha<sup>-1</sup>). En otra (F), los restos fueron incorporados a los 20 cm superficiales del suelo mineral mediante fresado (F). En una tercera (R), los restos de tala fueron repartidos uniformemente por la superficie de la parcela.

El período de estudio se prolongó durante los 10 meses siguientes a la corta y preparación del terreno, desde diciembre de 1996 a septiembre de 1997. Durante este tiempo, y para cada parcela, se determinaron los siguientes parámetros ambientales (pluviometría, temperatura y humedad del suelo), tasa de descomposición de los restos de poda, flujos de CO<sub>2</sub> del suelo y C de la biomasa microbiana.

La temperatura del suelo (a 10 cm) se midió cada dos horas durante todo el período de estudio, con un termistor conectado a un registrador. La precipitación mensual se recogió en 6 colectores (30 cm de diámetro) localizados dentro de la parcela control (P) y otros 3 fuera de ella. La humedad del suelo (0-12 cm) se determinó por gravimetría los días de toma de muestras de gases y biomasa microbiana.

Para la determinación de la descomposición se realizaron incubaciones, por separado, de acículas y ramillas (diámetro inferior a 1 cm), ambas procedentes de los residuos de corta recogidos en el momento del aprovechamiento. La descomposición se expresa como pérdida de peso de las muestras sometidas a incubación. Para ello, se introdujeron 6 gramos de cada uno de estos materiales en bolsas de nylon (malla de 0.5 mm), "litterbags", que se colocaron en el interior del horizonte orgánico (parcela P), entre los restos de corta (parcela R) o a una profundidad de 15 cm (parcela F). Las incubaciones comenzaron el 1 de diciembre y, a partir de esa fecha y hasta junio, se recogieron mensualmente 8 bolsas de incubación de cada localización (4 de acículas y 4 de ramillas), de las que se extrajo el material orgánico, que fue secado a 65 °C y pesado.

La producción de CO<sub>2</sub> del suelo se determinó 2 ó 3 veces por mes, desde enero a septiembre, en base al principio de la campana cerrada, descrita por Hutchinson y Mosier (1981). En cada parcela se insertaron tres aros en el suelo, hasta una profundidad de 2 cm. En el momento de la toma de muestra, a cada aro se le ajustó herméticamente una cámara de chapa galvanizada (19.5 cm de alto y 29.5 cm de diámetro). La toma de muestra se realizó siempre entre las 10:00 y 12:00 horas, para evitar alteraciones del flujo de CO<sub>2</sub> causadas por la alteración de las condiciones en el interior de la cámara, la operación de la toma de muestra fue de 30 minutos. Las muestras de aire se recogieron a intervalos de 10 minutos en frascos de cristal (60 mL) sometidas al vacío y posteriormente fueron analizadas por cromatografía de gases (ECD,

columna Porapak Q y N<sub>2</sub> como gas portador) en las dos semanas siguientes (previamente se comprobó que este período de tiempo no afectaba al análisis). Para el cálculo de la tasa de emisión de CO<sub>2</sub> (mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) se tuvieron en cuenta las dimensiones de la cámara y las correcciones correspondientes a la temperatura; en cada caso se tomó el valor medio de las tres medias. La elección de esta técnica se basó en otros estudios que muestran su adecuación para el estudio detallado de emisiones de gases desde el suelo (Jensen et al., 1996), debido a que este método no presenta las limitaciones cinéticas de otros, como la cámara estática con trampa de NaOH. Además, la toma de muestra por ese sistema permite analizar otros gases originados en el suelo. No obstante, tiene la desventaja de no permitir estimar las emisiones diarias de gases si estas sufren variaciones durante el día.

El C de la biomasa microbiana de la capa superficial de 12 cm (para la toma de muestra se utilizaron cilindros de acero inoxidable de 50 cm de diámetro) se midió mensualmente (normalmente a mediados del cada mes) siguiendo el procedimiento de Vance et al. (1987). Las muestras de suelo fueron tamizadas por 2 mm en húmedo y sometidas a fumigación con CHCl<sub>3</sub> en un desecador. El C microbiano se determinó por la diferencia de C orgánico (determinado por el método de oxidación ácida con K<sub>2</sub>CrO<sub>7</sub> y posterior valoración con sal de Mohr), extraído con K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.5 M en 3 muestras fumigadas y en otras 3 sin fumigar.

Las diferencias entre las distintas parcelas se comprobaron mediante análisis de varianza (Test de Tukey). Se realizaron también análisis de regresión.

## Resultados

La [Tabla 2](#) recoge los valores medios de temperatura, humedad, biomasa microbiana y flujos de CO<sub>2</sub> del suelo durante el período de estudio. La temperatura media diaria del suelo y la amplitud térmica diaria aumentaron considerablemente después de la tala. Los mayores incrementos se observaron en la parcela L, donde se retiraron los restos de corta, que registró un aumento medio de 2.7 °C con respecto al suelo del pinar sin talar (P). En la [Figura 1](#) se puede observar que en algunos períodos el incremento de temperatura diaria fue superior a 5 °C. La humedad del suelo incrementó sensiblemente en las parcelas taladas, especialmente donde se mantuvieron los restos de corta, es decir, en la parcela fresada (F) y en la de acumulación de restos (R).

En la [Figura 2](#) se representa la evolución mensual de la pérdida de peso de las acículas y ramillas en las bolsas de incubación. Como puede apreciarse,

coincidiendo con la alteración de las condiciones ambientales, la tala y los diferentes tratamientos afectaron sensiblemente a la tasa de descomposición. La mayor descomposición de acículas se registró en la parcela fresada (F), en la que durante el período de incubación, el material incubado perdió el 40 % del peso inicial. En el pinar (P) y en la parcela talada y con restos de corta en superficie (R) las pérdidas de peso fueron ligeramente inferiores, 36 y 30 %, respectivamente. La descomposición de ramillas fue considerablemente más lenta que la de acículas. Además, a diferencia de éstas, las tasas de descomposición mayores (22 %) se produjeron en la plantación sin talar (P), mientras que las menores (12 %) se observaron en la parcela de incorporación de restos (F). La heterogeneidad de este material hizo que la variabilidad del peso de las ramillas incubadas fuera importante y que la pérdida de peso no fuera constante durante el período de estudio (en algunos meses se observaron aumentos de peso, [Fig. 2a](#)). Esto hace que los datos sobre la descomposición de ramillas no sean concluyentes.

En todas las parcelas el C asociado a biomasa microbiana mostró una clara evolución estacional, registrándose un máximo en abril y un mínimo en junio ([Fig. 3](#)). En las parcelas taladas los niveles estuvieron influenciados por el tipo de manejo que recibieron los residuos de corta ([Tabla 2](#)), registrándose los valores más bajos en la parcela de extracción de restos (L), que incluso fueron ligeramente inferiores a los encontrados en el suelo bajo pinar (P), mientras que los niveles más elevados se observaron en la parcela de incorporación de restos (F).

Las emisiones de CO<sub>2</sub> estuvieron sometidas a importantes fluctuaciones estacionales, al igual que la biomasa microbiana. Entre enero y abril se detectaron los flujos de CO<sub>2</sub> más bajos, mientras que en marzo y julio se registraron los máximos ([Fig. 4](#)). El suelo bajo pinar (P) presentó los flujos menores y más estables. Todas las parcelas taladas aumentaron considerablemente sus emisiones de CO<sub>2</sub>, aunque, al igual que en la biomasa microbiana, el efecto varió con el tipo de manejo practicado ([Tabla 2](#) y [Fig. 4](#)). Las emisiones máximas de CO<sub>2</sub> se encontraron siempre en la parcela de incorporación de restos (F), lo que está relacionado con los mayores tasas de descomposición y niveles de biomasa microbiana de este suelo. Las elevadas emisiones de CO<sub>2</sub> registradas en las parcelas F y L a partir de mayo, sin embargo, no se correspondieron con incrementos de la descomposición o la biomasa microbiana, y pudieron ser causadas por el gran desarrollo de la vegetación herbácea que tuvo lugar en esas parcelas.

# Discusión

## Condiciones ambientales

Los resultados muestran que la tala y la preparación del terreno modifican considerablemente las condiciones ambientales del suelo y afectan la dinámica del C en el ecosistema forestal.

Los incrementos de temperatura del suelo registrados después de la corta se debieron a una mayor incidencia de la radiación solar producida por la retirada de la cubierta arbórea. La posterior extracción de restos de tala incrementó aún más este efecto. Las humedades máximas del suelo en las parcelas taladas son en parte atribuibles al mayor aporte de agua por precipitación como consecuencia de la eliminación de la intercepción por la cubierta vegetal. De hecho, estas parcelas recibieron 30% más agua que la plantación sin talar ([Tabla 2](#)). Además, en las parcelas de incorporación (F) y acumulación de residuos (R) la presencia de abundante cantidad de restos de tala pudo favorecer la retención de agua en el suelo. En la parcela R los restos de corta ejercen un efecto de acolchado ("mulch"), que contribuiría a reducir la evaporación del suelo.

## Descomposición de restos de tala

Las tasas de descomposición de acículas observadas en todas las parcelas estudiadas, superiores al 30% para un período de 7 meses, pueden considerarse muy elevadas si se comparan con los resultados obtenidos para la misma especie en otros ambientes (Cortina y Vallejo, 1994; Baker y Attiwill, 1985). Los incrementos de la descomposición después de la tala se corresponden con los valores superiores de temperatura y humedad del suelo, lo que coincide con otros estudios (Lundmark-Thelin y Johansson, 1997). En trabajos realizados en áreas de clima mediterráneo, sin embargo, se observa un descenso de la descomposición con posterioridad al aprovechamiento (Cortina y Vallejo, 1994), posiblemente relacionado con la reducción de la humedad del medio que se produce en estos ambientes después de la corta y que puede limitar la actividad de los organismos descomponedores.

Los incrementos de la descomposición fueron aún mayores después de la preparación intensa del terreno (F). Este aumento, identificado también por Lundmark-Thelin y Johansson (1997) en un clima más frío, podría estar relacionado con el efecto estimulante sobre los organismos descomponedores que produce la incorporación de material orgánico en el horizonte mineral del suelo (Salonius, 1983), junto con el efecto sobre la temperatura y humedad del suelo, lo que se comenta a continuación.

## **Biomasa microbiana**

Los niveles de C asociado a la biomasa microbiana observados en este trabajo son análogos a los encontrados en suelos forestales de Galicia (Díaz-Raviña et al. 1995). El C microbiano representa una pequeña proporción del total de materia orgánica (normalmente inferior al 8%), lo que es característico de suelos forestales de tipo ácido. Después de la tala, el C microbiano aumenta en la parcela donde se incorporaron los residuos de corta mediante fresado (F). Esto puede deberse, por un lado, a la mayor temperatura y humedad de este suelo y por otro, al efecto de la perturbación mecánica del suelo, que pudo favorecer la disponibilidad de carbono. En relación a esto último, algunos estudios (Salonius, 1983) indican que la alteración mecánica del suelo origina microambientes aerobios que favorecen el acceso de los microorganismos al C orgánico. Por el contrario, la reducción de la biomasa microbiana observada en la parcela sin residuos (L) probablemente sea debida a la menor disponibilidad de C y, quizás, a la mayor amplitud térmica diaria en este suelo, que pudo limitar el desarrollo microbiano. En relación a esto, Bauhus y Barthel (1995) encontraron también descensos en el C microbiano después de la tala y posterior extracción de restos de corta, lo que atribuyeron a una reducción de las hifas ectomicorríticas.

La evolución estacional del C microbiano de la parcela sin talar (P), con un máximo en primavera seguido de un posterior descenso, responde al patrón observado en otros suelos forestales (Joshi et al., 1991; Díaz-Raviña et al., 1995). Las parcelas taladas mostraron una fluctuaciones similares, lo que difiere de otros trabajos en los que no se observa una tendencia clara después de la tala (Bauhus y Barthel, 1995). La evolución anual de C microbiano mostró una clara dependencia con la temperatura y humedad, tal como reveló el estudio de regresión múltiple realizado a partir de los datos medios mensuales (parcela P,  $r=0.96$ ; parcela L,  $r=0.90$ ; parcela F,  $r=0.97$ ; parcela R, no significativo).

## **Dióxido de carbono**

El CO<sub>2</sub> tiene dos orígenes diferentes en el suelo, la descomposición de compuestos orgánicos y la respiración de raíces vivas. La evaluación de las emisiones de este gas debe considerar los dos orígenes puesto que ambos procesos son inevitablemente medidos conjuntamente.

El flujo medio de CO<sub>2</sub> registrado en el suelo bajo la plantación de pinos (P) fue comparable a los valores obtenidos, con métodos similares, en otros sistemas forestales (Brumme, 1995; Jensen et al. 1996). Coincidiendo con

otros estudios (Hendrikson et al., 1989), la tala originó aumentos considerables de la emisión de CO<sub>2</sub>, aunque la respuesta fue muy variable para los diferentes tratamientos practicados. Otros autores, sin embargo, han encontrado reducciones en las emisiones de CO<sub>2</sub>, lo que ha sido atribuido a una menor tasa de descomposición (Mattson y Swank, 1989) o a una reducción de las raíces vivas del suelo (Brumme, 1995).

La evolución del CO<sub>2</sub> producido en el suelo a lo largo del año responde a las variaciones estacionales de la actividad microbiana del suelo y del desarrollo de la vegetación herbácea. De este modo, los bajos flujos de CO<sub>2</sub> registrados durante los meses de invierno, pudieron ser debidos tanto a la menor actividad microbiana, como consecuencia de las bajas temperaturas, como a la ausencia de vegetación herbácea durante este tiempo.

A partir de febrero, los aumentos de la emisión de CO<sub>2</sub> en todas las parcelas se correspondieron con aumentos paralelos de la temperatura, lo que favoreció la actividad microbiana. La evolución de la biomasa microbiana parece confirmar este efecto. Parte de la importante emisión de CO<sub>2</sub> observada en la parcela fresada (F) pudo estar favorecida por la perturbación mecánica, tal como ha sido sugerido en otros estudios (Fortin et al., 1996), que indican que el laboreo puede acelerar las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera a través del aumento de la actividad microbiana.

La reducción de CO<sub>2</sub> que tuvo lugar durante los meses de abril y mayo fueron acompañados por los de biomasa microbiana, y pudieron deberse a la limitación provocada por la escasa humedad del suelo, inferior al 10 %, durante ese tiempo.

A partir de mayo, los incrementos de CO<sub>2</sub> observados en las parcelas L y F no se corresponden con un aumento paralelo en la biomasa microbiana y, posiblemente, se deben a la respiración de las raíces como consecuencia del fuerte desarrollo de la vegetación herbácea que tuvo lugar en estas parcelas a partir de ese mes. Si las diferencias de emisión de CO<sub>2</sub> entre las parcelas durante este período se atribuyen fundamentalmente a la respiración de las raíces, el CO<sub>2</sub> producido por este proceso representaría entre el 30 y el 50 % del total, lo que estaría próximo a estimaciones realizadas en otros trabajos (Singh y Gupta, 1977; Nakane et al., 1983).

Por otro lado, la emisión de CO<sub>2</sub> durante el periodo de estudio no se relacionó con ninguno de los otros factores medidos. Tan sólo en la parcela de acumulación (R) se observó una relación positiva con la humedad del suelo ( $r= 0.63$ ). Esta falta de correlación con los factores ambientales ha sido puesto de manifiesto por otros autores (Dueñas et al., 1995) y posiblemente se deba a la contribución de la respiración de las raíces.

## **CONCLUSIONES**

La modificación de las condiciones ambientales y el diferente aporte de materia orgánica que se produce después de la tala y las tareas de preparación del terreno alteran la dinámica del C en los suelos forestales. En las condiciones estudiadas, las labores forestales incrementan la actividad microbiana, con el consiguiente efecto sobre la descomposición y la emisión de CO<sub>2</sub>. La incorporación de residuos orgánicos al horizonte mineral del suelo produce una importante liberación de este gas a la atmósfera. El incremento de la mineralización después de la tala podría reducir el contenido de materia orgánica en los suelos donde se han retirado los residuos de corta.

## **AGRADECIMIENTOS**

El presente trabajo forma parte del proyecto financiado por la CICYT, "Procesos de Fijación de Carbono en Sistemas Superficiales del Noroeste de España: Elaboración de Estrategias de Reducción de CO<sub>2</sub> Atmosférico a través del Suelo y la Biomasa" (CLI95-1938-CO2-01).

## **BIBLIOGRAFÍA**

Baker, J. R.; Attiwill, P. M. (1985). Loss of organic matter and elements from decomposing litter of *Eucalyptus obliqua* l'Herit and *Pinus radiata* D. Don. *Aust. For. Res.* 15, 309-319.

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.

Bouwman, A. F. (1990). *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons, Nueva York.

Brumme, R. (1995). Mechanisms for carbon and nutrients release and retention in beech forest gaps. III. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emission along a microclimate gradient. *Plant Soil* 168-169, 593-600.

Cortina, J.; Vallejo, V. R. (1994). Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *For. Ecol. Manage.*, 70, 299-310.

Díaz-Raviña, M., Acea M. J., Carballas, T. (1995). Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 19, 220-226.

Dueñas, C.; Fernández, M. C.; Carretero, J.; Liger, E.; Pérez, M. (1995). Emissions of CO<sub>2</sub> from some soils. *Chemosphere* 30, 1875-1889.

Edwards, N. T. and B. M. Ross-Todd (1983) Soil carbon dynamics in a mixed deciduous forest following clear-cutting with and without residue removal. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 1014-1021.

F.A.O-Unesco (1992). *Mapa Mundial de Suelos*. FAO, Roma.

Fortin, M. C.; Rochette, P.; Pattey, E. (1996). Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1541-1547.

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.

Hendrickson, O. Q.; Chatarpaul, L.; Burgess, D. (1989). Nutrient cycling following whole tree and conventional harvest in northern mixed forest. *Can. J. For. Res.* 19, 725-735.

Houghton, R. A.; Hobbie, J. E.; Melillo, J. M.; Moore, N.; Peterson, B. J.; Shaver, G. R.; Woodwell, G. M. (1983). Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere. *Ecol. Monogr.* 53, 235-262.

Hutchinson, G. L., and A. E. Mosier (1981). Improved method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 311-316.

Jensen, L. S., T. Mueller, K. R. Tate, D. J. Ross, J. Magid and N. E. Nielsen (1996) Soil surface CO<sub>2</sub> flux as an index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1297-1306.

Joshi, M.; Mer, G. S.; Singh, S. P.; Rawat, Y. S. (1991). Seasonal pattern of total soil respiration in disturbed ecosystems of central Himalaya. *Biol. Fertil. Soils* 1, 267-272.

Linn D. M.; Doran J. W. (1984). Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 1267-1272.

Lundmark-Thelin, A.; Johansson, M-B. (1997). Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needle litter and slash needles. *For. Ecol. Manage.* 96, 101-110.

Mattson K. G. and W. T. Swank (1989). Soil and detrital carbon dynamics following forest cutting in the Southern Appalachians. *Biol. Fertil. Soils* 7,247-253.

Merino, A.; Edeso, J. M.; Gozález, M. J.; Marauri, P. (1997). Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. *For. Ecol. Manage.* (en prensa).

Merino, A.; Ouro, G.; Edeso, J. M. (1997). Efectos de la preparación del terreno sobre las propiedades de los suelos en plantaciones forestales. *Edafología* 3, 347-359.

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.

Nakane, K., M. Yamamoto, H. Tsubota. (1983). Estimation of root respiration rate in a mature forest ecosystem. *Japan J. Ecol.* 33, 397- 408.

Raich , G., Bowden, D.; Steudler, P. A. (1990). Comparison of Two Static Chamber Techniques for Determining Carbon Dioxide Efflux from Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1754-1757.

Salonius, P. O. (1983). Effects of organic-mineral soil mixtures and increasing temperature on the respiration of coniferous raw humus material. *Can. J. For. Res.* 13, 102-107.

Singh, J. S. and Gupta, S. R. (1977). Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Bot. Rev.* 43, 449-528.

Vance, E. D.; Brookes, P. C.; Jenkinson, D. (1987). Microbial biomass measurements in forest soils: determination of Kc values and tests of hypothesis to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. *Soil Biol. Biochem.* 19, 381-386.

## Figuras y Tablas.

**Tabla 1.** Propiedades y características del suelo.

### Horizonte orgánico

	Prof. cm	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	C	N	P	S	Ca*	Mg*	K*
				----- mg g <sup>-1</sup> -----						
O	3-5	4.3	3.3	470.2	9.92	0.74	0.88	3.86	0.66	1.22

### Horizontes minerales

Hor.	Prof (cm)	D. A. (g cm <sup>-3</sup> )	M.O. (%)	N	P disp. (mg g <sup>-1</sup> )	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	Ca <sup>2+***</sup> -----	Mg <sup>2+***</sup> cmolc kg- l	K <sup>***</sup> -----
Ah1	0-10	1.56	2.51	0.08	7.9	4.2	3.37	0.05	0.11	0.1
Ah2	10-17	1.48	1.76	0.05	6.1	4.3	3.54	0.10	0.12	0.08
Bw1	17-40-	1.47	1.09	0.03	1.2	4.3	3.65	0.25	0.15	0.05
Bw2	40-80	1.34	0.97	0.02	1.1	4.4	3.75	0.30	0.14	0.05
BC	>80	1.42	0.29	0.001	0.001	4.6	3.89	0.36	0.15	0.07

\* totales. \*\* de cambio (extraídos con NH<sub>4</sub>Cl 1M).

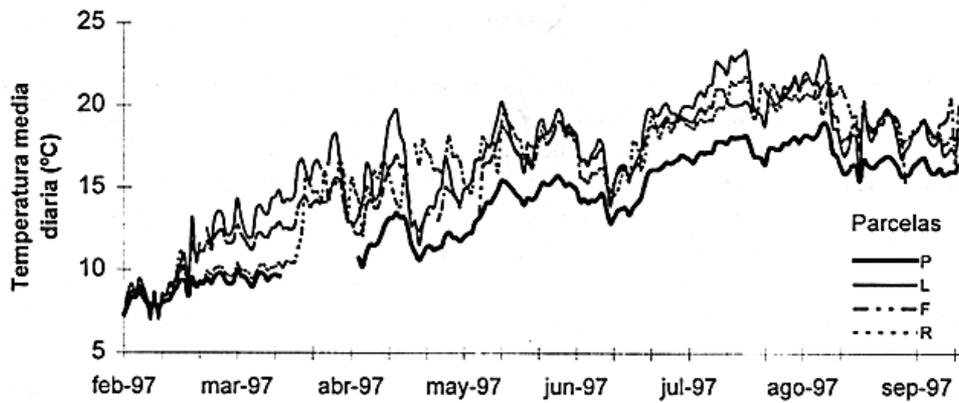
**Tabla 2.** Temperatura media diaria (T), media de las temperaturas mínimas diarias (T<sub>m</sub>), media de las temperatura máximas diarias (T<sub>M</sub>), precipitación (PP), humedad del suelo (H), emisión de CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>) y biomasa microbiana (C<sub>mic</sub>) a lo largo del período de estudio. En paréntesis se muestra los valores extremos.

Parcela	T (°C)	T <sub>m</sub> (°C)	T <sub>M</sub> (°C)	PP* (L m <sup>-2</sup> )	H (%)	CO <sub>2</sub> (mg CO <sub>2</sub> -C m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	C <sub>mic</sub> ** (mg C kg <sup>-1</sup> )
P	14.0 (6.3-18.9)	13.4 (7.0-18.6)	14.5 (6.9-19.4)	360 (0-126)	15.5 (7.3-21.7)	43.3 (16.0-71.8)	383.2 (127.9)
L	16.7 (6.0-23.3)	14.5 (4.0-22.0)	19.1 (6.7-26.1)	520 (0-168)	16.6 (6.7-24.3)	87.8 (4.3-224.9)	316.9 (58.2-673.4)
F	15.8 (6.4-21.6)	15.0 (6.1-20.8)	17.2 (6.6-23.5)	520 (0-168)	23.9 (9.0-37.9)	140.4 (46.7-228.9)	555.7 (181.7-935.0)
R	16.1 (6.3-21.7)	15.3 (6.2-21.6)	17.0 (6.5-23.2)	520 (0-168)	28.1 (22.2-36.0)	75.2 (27.5-178.9)	380.5 (129.2-741.7)

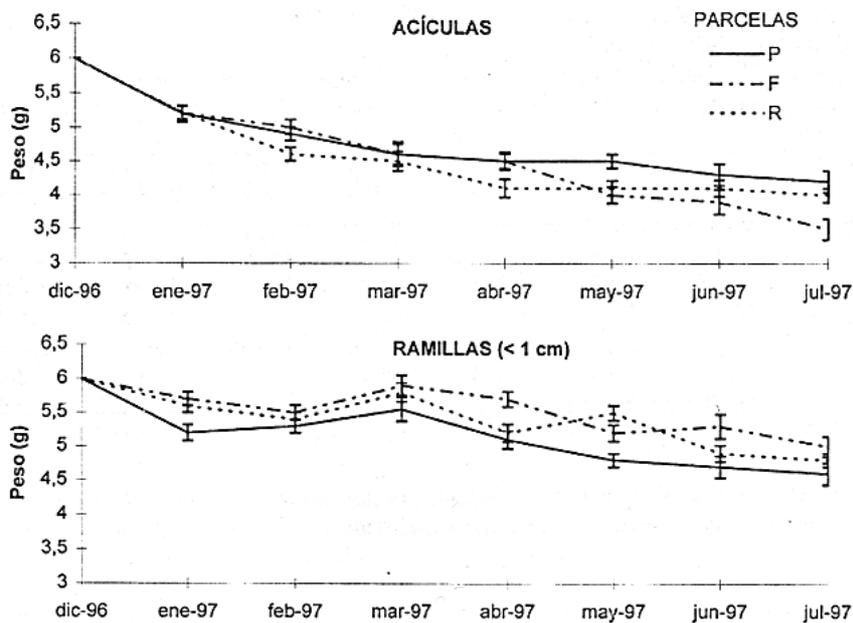
\*, precipitación total a lo largo del estudio (enero-septiembre).

\*\* , período de medida: febrero-julio

En el horizonte O, Ca, Mg y K son cantidades totales, mientras que en los horizontes minerales son de cambio (extraídos con NH<sub>4</sub>Cl 1M).



**Figura 1.** Evolución de las temperaturas medias diarias de las parcelas a lo largo del período de estudio. P: plantación madura de *Pinus radiata*; L: parcela talada en la que se retiraron los restos de tala; F, parcelas talada en la que los restos de tala se incorporaron mediante fresado; R, parcela talada en la que se dejaron los restos de corta sobre la superficie.



**Figura 2.** Evolución del peso de las acículas (a) y ramillas (b) incubadas en bolsas de incubación en las distintas parcelas (explicación, ver la Figura 1).

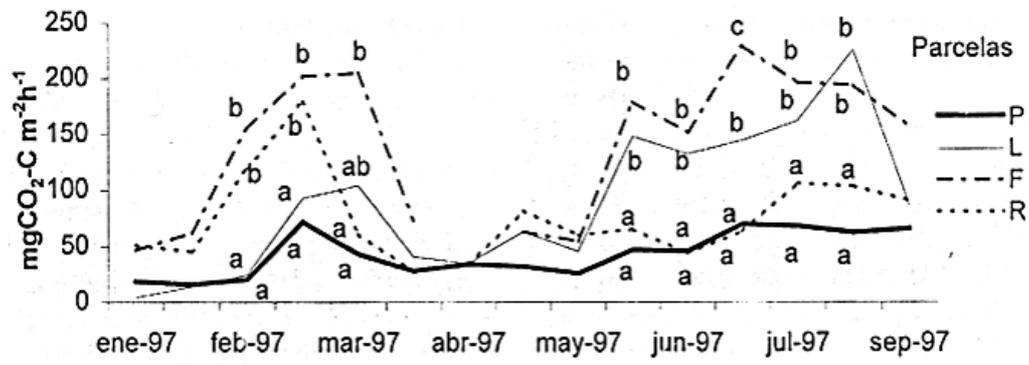


Figura 4. Evolución de las emisiones de CO<sub>2</sub> en las parcelas estudiadas (explicación, ver la figura 1). a > b > c, diferencias significativas (p < 0.05, test de Tuckey).