

# RECUPERACIÓN DE UN SUELO FORESTAL QUEMADO MEDIANTE LA APLICACIÓN DE COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. ESTUDIO DE LA MINERALIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

M<sup>a</sup> Belén Turrión Nieves, Francisco Lafuente Álvarez, Laura Heras Pérez, Olga López Carcelén, Rafael Mulas Fernández y César Ruipérez Cantera

Área de Edafología y Química Agrícola. E.T.S.II.AA. de Palencia. Universidad de Valladolid. Avda. de Madrid 57. 34004-PALENCIA (España). Correo electrónico: bturrión@agro.uva.es

## Resumen

Los objetivos del presente trabajo fueron cuantificar el efecto de un incendio sobre algunas propiedades edáficas y valorar la utilidad de la adición de compost de residuos sólidos urbanos en la recuperación del suelo. Para ello se realizó una experiencia de incubación en laboratorio con tres dosis de compost sobre un suelo quemado y uno no quemado, y los correspondientes testigos. Se estudió la cinética de mineralización de la materia orgánica durante 92 días y se determinaron al finalizar la misma el C y N presente en formas lábiles, los correspondientes a la biomasa microbiana y el grado de aromaticidad de la materia orgánica disuelta. La cinética de mineralización se ajustó a un modelo doble exponencial, presentando dos reservorios de C, que difieren en su labilidad y concentración, con tiempos de vida media de 3,3 y 54 días. Los resultados mostraron un efecto significativo en todos los parámetros del material de partida (suelo quemado y no quemado) observándose valores significativamente más altos en el suelo no quemado, excepto en el índice de aromaticidad y cociente  $C_{mic}/C_{org}$ . La dosis más alta de compost mostró diferencias significativas respecto al control tanto en los suelos quemados como en los no quemados en los parámetros relacionados con el C lábil.

Palabras clave: *Suelo calizo, Compost de R.S.U., Suelo degradado, Secuestro de carbono, Enmienda orgánica, Suelo quemado*

## INTRODUCCIÓN

La capacidad de los suelos para acumular y estabilizar C orgánico ha recibido una gran atención en años recientes, principalmente para evaluar en qué medida el incremento en el contenido de CO<sub>2</sub> atmosférico podría ser compensado por políticas tales como forestación de amplias zonas o por cambios en las prácticas agrícolas y selvícolas (ROVIRA & VALLEJO, 2003). La cantidad de C presente en el suelo duplica el presente en la

atmósfera y es de dos a tres veces mayor que el acumulado en organismos vivos en todos los ecosistemas terrestres (GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004), y aún así hay un gran potencial para secuestrar más C en los suelos. Una de las formas de incrementar los contenidos de materia orgánica (MO) edáfica es a través de la incorporación de enmiendas orgánicas (PEDRA et al., 2007).

Los numerosos incendios, tanto naturales como provocados, a que se ven sometidos los ecosistemas forestales llevan a una degradación

de los suelos, modificándose la composición microbiana, la MO edáfica y su dinámica. La quema de masas forestales produce una reorganización importante de las formas de carbono, mineralizándose una importante parte de ellas y, por otro lado, originándose nuevas formas de C orgánico resistentes a la oxidación y con un alto tiempo de permanencia en el suelo.

La degradación producida por los incendios puede ser reversible. La incorporación de enmiendas orgánicas permite incrementar la cantidad de C secuestrada por el suelo así como su productividad y biodiversidad. En general, la adición de MO a suelos degradados puede producir una mejora en las propiedades fisicoquímicas del suelo (mayor infiltración, capacidad de retención de agua, estabilidad estructural y química) traducidas en un aumento de la productividad del mismo (ALBALADEJO et al., 1994). Atendiendo a lo anteriormente indicado cabría esperar un comportamiento distinto en los suelos quemados y los no quemados respecto a la adición de materia orgánica exógena. La utilización de enmiendas orgánicas en suelos forestales fue una práctica común en Norteamérica, Australia y Nueva Zelanda en los años 80 y 90. En la UE se llevan aplicando desde hace décadas en países como Reino Unido, Holanda, Francia, Alemania e Italia. En España se han realizado experiencias de adición de residuos orgánicos a suelos forestales del Valle del Ebro, Galicia, Murcia, Madrid y de la Comunidad Valenciana, y el número creciente de publicaciones científicas relacionadas con la utilización de residuos orgánicos en restauración de zonas degradadas elaboradas por grupos de investigación de la Península Ibérica parecen avalar la creciente preocupación social por estos temas, como ha sido puesto de manifiesto en el Simposio sobre Utilización de Residuos Orgánicos en Restauración celebrado en la Universidad de Lisboa en 2006 (FUENTES-DELGADO, 2006).

El objetivo del presente trabajo fue comparar el efecto de la adición de compost de resi-

duos sólidos urbanos a un suelo calizo quemado y a uno no quemado de parcelas contiguas. Más concretamente, determinar la evolución de la biomasa microbiana edáfica, su respiración y la eficiencia metabólica de la comunidad microbiana como índice de recuperación del suelo quemado tras la adición de residuos orgánicos.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Localización y muestreo

El presente trabajo parte de una experiencia de recuperación de un espacio degradado por un incendio mediante el restablecimiento de una cubierta vegetal y la adición de materia orgánica exógena (compost de residuos sólidos urbanos). Se seleccionó una zona forestal (*Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*) en las cercanías de la ciudad de Burgos que sufrió un incendio en 2004 y en la que coexisten parte del bosque natural no quemado, zona quemada no restaurada y una zona repoblada. El suelo se encuentra sobre materiales calizos, presentando en superficie un lavado de carbonatos.

Se tomaron muestras de suelo correspondientes a los 5 cm superficiales, de la zona no quemada y de la quemada no restaurada, previa eliminación de los restos de hojarasca y/o cenizas superficiales, habiendo transcurrido dos años desde el incendio. Las muestras se llevaron al laboratorio se secaron y tamizaron (< 2 mm). A muestras de cada zona (quemada, Q y no quemada, NQ) se les adicionaron tres dosis de compost (1, 2 y 4% en peso seco; equivalentes, tomando 20 cm de profundidad, a 25, 50 y 100 t.ha<sup>-1</sup>, respectivamente) y además se consideraron los correspondientes testigos sin compost y el propio compost sin suelo. Se realizaron cinco réplicas de cada una de las dosis, teniéndose en total 45 muestras en el ensayo de mineralización. En la tabla 1 se presentan algunas propiedades de los materiales utilizados en el estudio.

	pH	CE [mS.cm <sup>-1</sup> ]	Carbonatos [g.kg <sup>-1</sup> ]	C <sub>org</sub> [g.kg <sup>-1</sup> ]	N total [g.kg <sup>-1</sup> ]	C/N
Suelo No Quemado (NQ)	5,8	0,305	17	108	2,8	35,3
Suelo Quemado (Q)	7,4	0,380	54	53,8	2,3	20,9
Compost (C)	8,0	15,4	192	187	8,3	20,1

**Tabla 1.** Algunas características químicas del material utilizado en la incubación. CE: conductividad eléctrica

### Ensayo de mineralización y determinaciones químicas y bioquímicas

Se llevó a cabo el seguimiento de la mineralización de la MO en condiciones controladas (29°C y 75% de humedad respecto a capacidad de campo) siguiendo el método de ALEF (1995), recogiendo el CO<sub>2</sub> desprendido en una disolución de NaOH durante 92 días. Al finalizar el ensayo de mineralización se determinaron el C y el N de la biomasa microbiana ( $C_{mic}$  y  $N_{mic}$ ) mediante el método de fumigación-extracción propuesto por VANCE *et al.* (1987) y se extrajo el N y C orgánico lábil con K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5M ( $N_{K_2SO_4}$ ;  $C_{K_2SO_4}$ ) determinándose las concentraciones de C y N en los extractos mediante un autoanalizador para muestras líquidas SKALAR Formacs<sup>HT</sup> TOC Analyzer con detector de N, así como la aromaticidad de la MO disuelta ( $Ar_{K_2SO_4}$ ) mediante la medida de la absorbancia de los extractos a 280 nm (KALBITZ *et al.*, 2004). Se analizaron el C y N solubles en agua fría ( $C_{OSA}$ ) y caliente ( $C_{OSAC}$ ;  $N_{SAC}$ ) según la metodología propuesta por GHANI *et al.* (2003). Además se calcularon el cociente metabólico microbiano ( $q_{CO_2}$ ) como la relación del C mineralizado y el  $C_{mic}$  (ANDERSON & DOMSCH, 1993), la relación  $C_{mic}/C_{org}$  y el cociente de mineralización ( $qM$ ).

### Modelización matemática

A partir de las medidas de mineralización de C se elaboraron curvas de C-CO<sub>2</sub> respirado acumulado en el tiempo y se ajustaron a un modelo cinético doble exponencial:

$$C_m = C_1 (1 - e^{-k_1 t}) + C_2 (1 - e^{-k_2 t})$$

donde  $C_m$  es el C mineralizado transcurrido un tiempo  $t$  (días),  $C_1$  es el C fácilmente mineralizable el suelo,  $C_2$  es el C estable (GLASER *et al.*, 2001) y  $k_1$  y  $k_2$  son las tasas de mineralización asociadas a  $C_1$  y al pool de C recalcitrante ( $C_2$ ), respectivamente. Se utilizó para estos cálculos el paquete estadístico SPSS 14.0.

### Análisis estadísticos

Para conocer el efecto del incendio y de las dosis de compost añadidas se aplicó un Modelo Lineal General con un ANOVA factorial de dos factores (incendio, con dos niveles, Q y NQ; dosis, con cuatro niveles, dosis 0, 1, 2 y 3) tanto a las variables medidas como a las estimadas por el modelo de mineralización. Se contrastaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de las varianzas mediante los tests de Kolmogorov-Smirnov y de Levene, respectivamente. En aquellos casos en los que el ANOVA fue significativo se aplicó el test LSD con el fin de deter-

	$C_1$ [g kg <sup>-1</sup> ]	$C_2$	$k_1$ [día <sup>-1</sup> ]	$k_2$	$t_{1/2}$ de $C_1$ [día]	$t_{1/2}$ de $C_2$ [día]
Compost	1,85	24,2	0,19	0,013	3,5	54,3
NQ	0,55b	12,4a	0,36a	0,016b	1,9b	42,3a
NQC1	0,47b	12,0a	0,35a	0,018b	2,1b	38,2a
NQC2	0,69b	10,0b	0,30a	0,020a	2,6b	34,1a
NQC3	1,47a	10,3b	0,15b	0,016b	4,9a	42,4a
Q	0,82b	6,66a	0,24a	0,010a	2,9b	73,0a
QC1	1,05ab	5,75b	0,17b	0,009a	4,1a	75,5a
QC2	0,90ab	5,12c	0,18b	0,011a	4,1a	63,2b
QC3	1,08a	5,59bc	0,18b	0,011a	3,8a	63,6b
ANOVA						
Incendio	**	***	***	***	***	***
Dosis	***	***	***	*	***	ns
Inc*Dosis	***	**	**	*	***	ns

**Tabla 2.** Velocidades de mineralización ( $k_1$  y  $k_2$ ), concentraciones de los reservorios de C ( $C_1$ ,  $C_2$ ), y tiempos de vida media de los reservorios lábil ( $C_1$ ) y estable ( $C_2$ ). \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns: diferencias no significativas. Letras distintas indican diferencias significativas al 95 % entre distintas dosis de compost dentro del mismo tipo de material

minar para cada tipo de material entre qué dosis de compost se establecieron las diferencias.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran diferencias significativas en el contenido de MO entre el suelo Q y NQ, que se traducen en una mayor tasa de respiración en el suelo NQ (Tabla 2).

La mineralización de la MO se ajustó a una cinética doble exponencial, ( $r^2 > 0,999$  en todos los casos), considerándose la existencia de dos reservorios de C con distinta tasa de mineralización ( $k_1$  y  $k_2$ ), uno más lábil y por tanto de mineralización más rápida con valores comprendidos entre 0,15 y 0,36 día<sup>-1</sup> para  $k_1$  y un segundo más estable de mineralización más lenta con valores entre 0,009 y 0,020 día<sup>-1</sup> para  $k_2$ , presentando tiempos de vida media de la MO muy distintos (3,3 y 54 días, respectivamente). El suelo Q presentó concentraciones de C lábiles ( $C_1$ ) mayores que el suelo NQ y, sin embargo, inferiores para la fracción  $C_2$ , con tasas de mineralización de ambas

fracciones mayores en el suelo NQ que en el Q, lo que se traduce en tiempos de vida media para la MO superiores tras el incendio. La adición de compost conlleva un incremento significativo de la fracción más lábil, principalmente para la dosis más alta, con una disminución significativa de su tasa de mineralización, y por tanto de su labilidad. Para la fracción más estabilizada se observa una disminución significativa con la dosis para ambos suelos, no viéndose, en general, modificada su tasa de mineralización. Posiblemente, una buena parte del C añadido con el compost se encuentra en formas recalcitrantes que no van a ser mineralizadas a corto-medio plazo: sólo 26g C de cada kg de compost son potencialmente mineralizables de los 187 g C.kg<sup>-1</sup> compost que posee, lo cual representa un 14%, y además en contacto con el suelo pueden incrementar su estabilización por uniones a las arcillas (GLASER et al., 2001).

La tabla 3 muestra las concentraciones de distintas fracciones de C y N que suelen ser utilizadas como indicadores de la labilidad de la MO (PRIETO-FERNÁNDEZ et al., 1998; GHANI et al., 2003), observándose valores significativamente

	$C_{OSA}$	$C_{OSAC}$	$C_{K_2SO_4}$ [g kg <sup>-1</sup> ]	$N_{SAC}$	$N_{K_2SO_4}$	$(C/N)_{SAC}$	$Ar_{K_2SO_4}$ [A/10mg C]
C	10,45	8,42	18,4	1,13	3,3	7,5	0,238
NQ	0,53b	3,19a	0,42c	0,23b	0,26a	13,8a	0,183
NQC1	0,55b	3,32a	0,49bc	0,25ab	0,25a	13,4a	0,187
NQC2	0,56b	3,20a	0,56b	0,26a	0,26a	12,6a	0,188
NQC3	0,67a	3,24a	0,66a	0,26ab	0,27a	12,7a	0,202
Q	0,41c	1,69b	0,31c	0,12b	0,13c	14,5a	0,283
QC1	0,44bc	1,69ab	0,43b	0,12b	0,16b	14,1a	0,236
QC2	0,52ab	1,95a	0,49b	0,14b	0,18b	14,3a	0,240
QC3	0,56a	2,04a	0,62a	0,18a	0,23a	11,7b	0,235
ANOVA							
Incendio	***	***	**	***	***	ns	***
Dosis	**	ns	***	***	***	*	ns
Inc*Dosis	ns	ns	ns	*	**	ns	ns

**Nota:**  $C_{OSA}$ : C orgánico soluble en agua fría;  $C_{OSAC}$  y  $N_{SAC}$ : C orgánico y N solubles en agua caliente;  $C_{K_2SO_4}$  y  $N_{K_2SO_4}$ : C orgánico y N solubles en  $K_2SO_4$ ;  $Ar_{K_2SO_4}$ : índice de aromaticidad de la MO soluble en  $K_2SO_4$

**Tabla 3.** Parámetros químicos medidos en los suelos tras la incubación y resultados del ANOVA de dos factores aplicado. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; ns: diferencias no significativas. Letras distintas indican diferencias significativas al 95 % al comparar las distintas dosis de compost dentro del mismo tipo de material

menores en el suelo Q que en el NQ. El efecto de la dosis de compost añadida fue mayor en el suelo Q que en el NQ. Así, para todos los parámetros considerados se obtuvieron diferencias significativas entre la dosis más alta y el control para el suelo Q y sólo en  $C_{OSA}$  y  $C_{K2SO4}$  para el NQ. En dosis intermedias también se encontraron diferencias significativas principalmente en el suelo Q, y en un menor número de parámetros.

La MO existente en el suelo tras el incendio mostró un mayor índice de aromaticidad ( $Ar_{K2SO4}$ ), sin embargo el material orgánico añadido como compost no modificó de forma significativa este índice (Tabla 3). KNICKER *et al.* (2005) comprobaron mediante estudios de  $^{13}C$ NMR un incremento de los grupos de C aromático por efecto del incendio.

Se estudió la correlación entre el C mineralizado en 92 días y el resto de parámetros determinados, encontrándose la mayor correlación ( $r^2 = 0,965^{***}$ ) con el COSAC.

La relación  $C_{mic}/C_{org}$  expresa la contribución de la biomasa microbiana al Corg (ANDERSON & DOMSCH, 1989). La tabla 4 muestra cómo esta relación en el suelo Q es significativamente

superior al del NQ debido a la disminución de  $C_{org}$  a causa del incendio. El efecto de la dosis de compost sólo se observa en el suelo Q, mostrando que a mayor dosis menor  $C_{mic}$  y también menor proporción de éste en el  $C_{org}$ , pudiendo ser debido a que la biomasa microbiana es más sensible al incremento de la salinidad en el suelo Q al presentar menor contenido en MO.

El cociente metabólico microbiano ( $q_{CO2}$ ) muestra la eficiencia de la biomasa microbiana en la utilización de las fuentes de C. El suelo NQ muestra una eficiencia significativamente superior que el Q, pero el efecto de la dosis del compost es opuesta en ambos suelos: en el Q una mayor dosis de compost mejora la eficiencia metabólica, mientras que en el NQ la empeora. Esta diferencia podría explicarse en función del distinto grado de aromaticidad de la MO en ambos tipos de muestras y las diferencias que provoca la adición de compost, considerando que a mayor grado de aromaticidad menor coeficiente  $q_{CO2}$ , como pone de manifiesto la significativa correlación inversa observada entre  $q_{CO2}$  y  $Ar_{K2SO4}$  ( $r^2 = 0,797^{**}$ )

El cociente de mineralización (qM) indica la fracción del  $C_{org}$  que es mineralizado en el

	$C_{mic}$ -----	$C_{min\ 92d}$ [g C kg <sup>-1</sup> ]	$N_{mic}$ -----	$C_{mic} / C_{org}$ [g $C_{mic}$ kg <sup>-1</sup> $C_{org}$ ]	$q_{CO2}$ [g $C_{min92d}$ g <sup>-1</sup> $C_{mic}$ ]	qM [g $C_{min92d}$ kg <sup>-1</sup> $C_{org}$ ]
C	6,97	17,85	-	55	2,03	107
NQ	1,45b	10,15a	0,25a	14,8a	7,09ab	103a
NQC1	1,42b	10,15a	0,25a	14,4a	7,37a	100a
NQC2	1,49ab	9,13c	0,21a	15,1a	6,18bc	93,3b
NQC3	1,72a	9,43b	0,22a	17,1a	5,57c	93,5b
Q	1,17a	4,65a	0,17a	24,1a	3,99b	95,3a
QC1	0,98b	4,42a	0,12a	19,2bc	4,58ab	88,6b
QC2	1,09b	4,40a	0,16a	21,5ac	4,11b	86,2b
QC3	0,86b	4,68a	0,11a	16,2b	5,50a	88,8b
ANOVA						
Incendio	***	***	*	**	***	***
Dosis	ns	***	ns	ns	ns	***
Inc*Dosis	*	***	ns	**	**	ns

**Nota:** C% y  $N_{mic}$ : C y N de la biomasa microbiana;  $C_{min\ 92d}$ : C mineralizado tras 92 días de incubación;  $q_{CO2}$ : cociente metabólico; qM: cociente de mineralización

**Tabla 4.** Parámetros microbiológicos medidos en los suelos tras la incubación y resultados del ANOVA de dos factores aplicado. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ , \*  $p < 0,05$ , ns: diferencias no significativas. Letras distintas indican diferencias significativas al 95 % al comparar las distintas dosis de compost dentro del mismo tipo de material

tiempo de incubación. En los suelos estudiados, en torno al 9% del C<sub>org</sub> existente en el mismo es susceptible de mineralizarse en los 3 meses que duró el ensayo de mineralización en condiciones óptimas de humedad, temperatura y aireación.

## CONCLUSIONES

La mineralización de la MO se ajustó a una cinética doble exponencial, considerándose la existencia de dos tipos de MO con distinta tasa de mineralización (0,15-0,36 día<sup>-1</sup> y 0,009-0,020 día<sup>-1</sup>). El incendio disminuyó la tasa de mineralización de la MO y la concentración de C potencialmente mineralizable y, así mismo, incrementó su aromaticidad.

Las formas lábiles de C se incrementaron significativamente con la adición de compost en la dosis más alta, siendo el efecto mayor en el suelo Q que en el NQ.

## Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia, CGL2006-13505-C03-03/BOS.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALBALADEJO, J.; STOCKONG, M.; DÍAZ, E. & CASTILLO, V.; 1994. Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semiarid environment: effect on soil chemical properties. *Soil Techn. 7*: 249-260.
- ALEF, K.; 1995. Soil respiration. In: K. Alef & P. Nanipieri (eds.), *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*: 214-222. Academic Press. Londres.
- ANDERSON, T. & DOMSCH, K.H.; 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of the soil. *Soil Biol. Biochem. 36*: 859-868.
- FUENTES-DELGADO, D.; 2006. Simposio: Utilización de residuos orgánicos en restauración. *Ecosistemas. 2006/3*.(URL:<http://www.revis-taecosistemas.net/articulo>)
- GHANI, A.; DEXTER, M. & PERROT, K.W.; 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem. 35*: 1231-1243.
- GLASER, B.; LEHMANN, J.; FÜHRBÖTER, M.; SOLOMON, D. & ZECH, W.; 2001. Carbon and nitrogen mineralization in cultivated and natural savanna soils of Northern Tanzania. *Biol. Fertil. Soil* 33: 301-309.
- GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A.; GONZÁLEZ-VILA, J.F.; ALMENDROS, G. & KNICKER, H.; 2004. The effect of fire on soil organic matter- a review. *Env. Int.* 30: 855-870.
- KALBITZ, K.; GLASER, B. & BOL, R.; 2004. Clear cutting of a Norway spruce stand: implication for controls on the dynamics of dissolved organic matter in the forest floor. *Eur. J. Soil Sci.* 55: 401-413.
- KNICKER, H.; GONZALEZ-VILA, F.J.; POLVILLO, O. & ALMENDROS, G.; 2005. Fire-induced Fire-induced transformation of C- and N-forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under a Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster*). *Soil Biol. Biochem.* 37: 701-718.
- PEDRA, F.; POLO, A.; RIBEIRO, A. & DOMINGUES, H.; 2007. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 39: 1375-1382.
- PRIETO-FERNÁNDEZ, A.; ACEA, M.J., & CARBALLAS, T.; 1998. Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fertil. Soils.* 27: 132-142.
- ROVIRA, P. & VALLEJO, V.R.; 2003. Physical protection and biochemical quality of organic matter in mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. *Soil Biol. Biochem.* 35: 245-261.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S.; 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707