

MINERALIZACIÓN DE COMPOST DE LODO DE DEPURADORA EN DOS SUELOS BÁSICOS CARACTERÍSTICOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID. EFECTO DEL MODO DE APLICACIÓN

N. ALONSO-BLÁZQUEZ, P. GARCÍA-ESTRÍNGANA, M.J. MARQUÉS, L. JIMÉNEZ, J. ALEGRE

IMIA. Finca "El Encín". Apdo. 127, 28800 Alcalá de Henares (Madrid). e-mail: mnieves_alonso@yahoo.es,

Abstract. A laboratory experiment was used to study the sewage sludges compost mineralization applied in mixture or in surface in two different soils. The soil type affected to the mineralization kinetic that was higher in a gypsum "natural" soil than a lime soil. The application form did not have significant effects on the mineralization speed in the lime soil (91 for mixture and 92 mg C-CO₂ g⁻¹ C for surface). However a high interaction took place between the application form and the soil type. In the gypsum soil the mixture accelerated the mineralization process (73 for mixture and 58 mg C-CO₂ g⁻¹ C for surface). In consequence the attributable differences to the soil type were higher when the application was carried out in mixture that when this it was made in surface.

Key words: mineralization, compost, gypsum soil, lime soil, surface placed, soil mixture, CO₂, mineral N.

Resumen. Mediante un ensayo de incubación se estudió la mineralización de un lodo de depuradora compostado aplicado en mezcla o en superficie en dos suelos diferentes. El tipo de suelo afectó a la velocidad de mineralización que fue mayor para un suelo yesífero "natural" que para un suelo calizo labrado. La forma de aplicación no tuvo efectos significativos sobre el proceso de mineralización para el suelo calizo (91 para mezcla y 92 mg C-CO₂ g C para superficie). Sin embargo se produjo una interacción muy significativa entre la forma de aplicación y el tipo de suelo. En el suelo yesífero la mezcla aceleró mucho el proceso de mineralización (73 para mezcla y 58 mg C-CO₂ g⁻¹ C para superficie). En consecuencia las diferencias atribuibles al tipo de suelo fueron mucho mayores cuando la aplicación se realizó en mezcla, que cuando esta se hizo en superficie.

Palabras clave: mineralización, compost, suelo yesífero, suelo calizo, aplicación en mezcla, aplicación en superficie, CO₂, N mineral.

INTRODUCCIÓN

Las grandes aglomeraciones urbanas tienen problemas para deshacerse de una producción de lodos de depuradora, cada día más elevada. Una vía para eliminar estos residuos, dándoles un valor

añadido, es su compostaje y posterior empleo como fertilizante y enmienda orgánica en suelos agrícolas. La descomposición de estos materiales, previamente compostados, libera de forma gradual elementos minerales, por lo que tienen un efecto fertilizante que se asemeja al de un abono de liberación lenta. Tan importante como su valor fertilizante es su efecto positivo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, ligado a los procesos de humificación de la materia orgánica, que hace que los lodos de depuradora compostados se consideren como una posible solución a la degradación del suelo, y particularmente útiles en la revegetación y recuperación de suelos pobres en materia orgánica como los desarrollados en depósitos minerales (Ugolini et al., 2002) o los suelos degradados, no agrícolas, de ambientes mediterráneos (COM, 2000). Por otra parte el empleo del compost puede generar problemas de tipo ambiental por acumulación de metales pesados y contaminantes orgánicos, o por contaminación de aguas por nitratos (Jakobsen, 1996; Li et al., 1997). La mejora en las técnicas de manejo de los residuos urbanos puede eliminar, o al menos reducir, el problema de las sustancias tóxicas, pero el problema de la contaminación por N permanece, y es previsible que en el futuro aumente con la cantidad de residuos a eliminar (Gerke et al., 1999).

Se han publicado numerosos trabajos sobre utilización de lodos en suelos agrícolas caracterizándose los procesos de mineralización cuando el residuo, mediante laboreo, se mezcla con el suelo. Por ejemplo, en España se pueden consultar, entre otros, los trabajos de García-Gil (2001) y DíazMarcote (1995). Sin embargo, los trabajos publicados sobre procesos de degradación de residuos orgánicos depositados sobre la superficie del suelo hacen referencia a hojarasca, abonos verdes, y otros residuos vegetales (Jama y Nair, 1996; Quemada y Cabrera, 1997; Seneviratne et al., 1999) muy diferentes de los lodos de depuradora.

Prácticamente no existe información relativa a la aplicación de lodos compostados en superficie que, sin embargo, sería muy útil para regular su utilización en la recuperación de terrenos marginales, en los que muchas veces es inviable su incorporación al suelo mediante labores.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo de 8 semanas de incubación en condiciones controladas de humedad y temperatura (70% de la capacidad de retención hídrica y 28° C). Se utilizaron dos suelos básicos característicos de la Comunidad de Madrid. Uno yesífero (Gipsiort hid cámbico) procedente de un cerro atochar situado en Aranjuez (Madrid) y otro calizo (Calcic haploxerafi procedente de un suelo labrado de Alcalá de Henares (Madrid). El compost de lodo de depuradora fue suministrado por la empresa SUFI. Los valores iniciales de pH, conductividad eléctrica (CE), C orgánico oxidable (C) y N Kjeldhal (N) (M.A.P.A., 1994) del compost y de los distintos tratamientos estudiados figuran en la tabla 1.

TABLA 1: Caracterización inicial de los materiales empleados.

	pH	CE(mS/cm)	C(g kg ⁻¹)	N(g kg ⁻¹)	C/N
Compost	6,7	5,3	173,3	31,0	5,6
S. yesífero	8,1	0,5	15,7	1,6	10,1
S. yesífero + compost	7,9	0,6	18,0	2,0	9,0
S. calizo	8,8	0,1	5,4	0,6	9,0
S. calizo + compost	8,3	0,2	7,7	1,0	7,7

En los suelos el pH se determinó en un extracto 1:2.5 p/v y la CE en extracto 1:5 p/v. En el compost las dos determinaciones se realizaron en extracto 1:10 p/v.

Los suelos y el compost se tamizaron a 2 mm. Se ensayaron dos formas de aplicación del compost: mezclado homogéneamente con el suelo y aplicado en superficie. Se empleó una dosis de compost equivalente a 40 Mg de ms por ha (13,3 g de compost por kg de suelo). Los tratamientos se ensayaron por triplicado mediante un diseño factorial con dos niveles para el tipo de suelo (yesífero y calizo) y tres niveles para la aplicación de compost: i testigo sin compost (T), ii compost en superficie (5), iii compost en mezcla (M).

Mineralización del C

La incubación se realizó en recipientes herméticos de 11 de capacidad que contenían 100 g de suelo o de suelos+compost. La concentración de CO₂ se midió diariamente con un lector de infrarrojos (Bacharach CO₂ Analyzer 2815). La respiración se determinó por diferencia respecto al CO₂ medido en recipientes vacíos. Los recipientes se ventilaron durante una hora después de cada determinación.

Se determinaron el coeficiente de mineralización total (CMT): valor acumulado de carbono en forma de CO₂ (C- CO₂) expresado en mg kg⁻¹ de suelo, el coeficiente de mineralización neta (CMNc): valor acumulado de CCO₂ expresado en mg g de C total presente en el suelo o en el suelo+compost y el coeficiente de mineralización complementaria (CMCc): proporción de carbono desprendido atribuible a la mineralización del compost, suponiendo que no existe efecto prymer

$$CMC = \frac{\text{mg C- CO}_2 \text{ (suelo+compost)} - \text{mg C- CO}_2 \text{ (suelo)}}{\text{g de C adicionados en el compost}}$$

Mineralización del N

En un ensayo de incubación independiente, se estudió la velocidad de mineralización del N. Se emplearon tarrinas de 500 ml que no permitían la lixiviación. En ellas se incubaron muestras de 400 g de cada uno de los tratamientos. Transcurridas 1, 2, 4, 6 y 8 semanas, desde el inicio del experimento, se midieron el contenido en amonio y en nitrato. La extracción del amonio se realizó con KG 2 M y su determinación por colorimetría (Cadahía, 1973). El nitrato se determinó mediante electrodos selectivos (ionometro orion 920 A), en extracto acuoso. El contenido de N mineral (Nm) se

midió como la suma de $N-NO_3$ y $N-NH_4$. Los tratamientos se ensayaron por triplicado mediante un diseño factorial con dos niveles para el tipo de suelo (yesífero y calizo), tres niveles para la aplicación de compost: i testigo sin compost (T), ii compost en superficie (S), iii compost en mezcla (M) y 5 niveles para el factor tiempo.

El contenido de N_m se refirió al peso del suelo ($mg N_m kg^{-1}$ de suelo) y también se determinaron: el coeficiente de mineralización neta del N (CMNN): N mineralizado referido a N total del tratamiento expresado en $mg N_m g^{-1}$ de N total y el coeficiente de mineralización complementaria del N (CMCN): proporción de N mineralizado procedente del N del compost (calculado de forma análoga al CMCC).

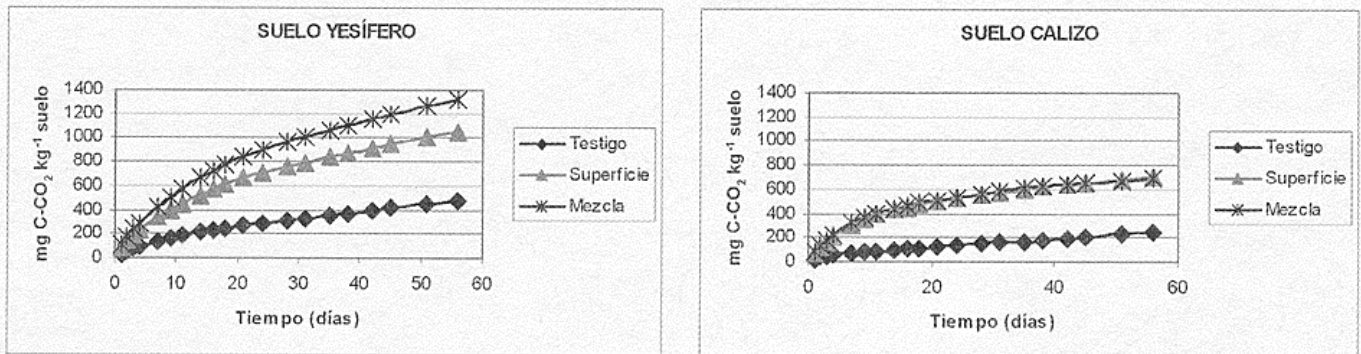


FIGURA 1: Evolución del CMT ($mg C-CO_2 kg^{-1}$ suelo) a lo largo del ensayo de mineralización.

Los efectos de cada tratamiento sobre los parámetros estudiados se analizaron mediante análisis de varianza empleando el procedimiento GLM del SAS (Statistical Analysis Systems Institute, 1985). El establecimiento de comparaciones entre medias se realizó mediante el test LSD, aplicado solo cuando el análisis de varianza detectó diferencias significativas entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mineralización del carbono

Los valores del coeficiente de mineralización total del carbono CMT. (Figura I) fueron mayores para el suelo yesífero que para el suelo calizo tanto en el tratamiento testigo como en los tratamientos con compost. Al finalizar el periodo de incubación el tratamiento testigo en el suelo yesífero había desprendido $480 mg C-CO_2 kg^{-1}$ suelo, duplicando la cantidad de C mineralizada en el tratamiento testigo del suelo calizo ($240 mg C-CO_2 kg^{-1}$). Estas diferencias estuvieron relacionadas con las cantidades de sustrato susceptibles de ser degradadas en ambos suelos. El suelo yesífero, un suelo no labrado, tenía un contenido inicial de C de $15,7 g kg^{-1}$, tres veces superior al del suelo calizo sometido a laboreo que era de $5,4 g de C kg^{-1}$ (Tabla 1). Las diferencias iniciales para el contenido en C también tuvieron su reflejo en los CMT obtenidos para el suelo+compost que fueron mayores en el suelo yesífero que en el suelo calizo, tanto si el compost se aplicó en superficie como si se aplicó en mezcla. En principio cabría esperar que el proceso de mineralización fuese más intenso cuando el compost se aplicó mezclado con el suelo, como se observó en el suelo yesífero. Sin embargo, no sucedió lo mismo en el suelo calizo donde la dinámica del proceso de mineralización resultó independiente de la forma de aplicación.

Generalmente, los residuos incorporados al suelo se descomponen con más rapidez que los depositados en superficie (Jarna y Nair, 1996). Esto se relaciona con un mayor nivel de contacto suelo-residuo y, en condiciones naturales, con el mantenimiento de unos valores de temperatura y humedad más adecuados para el desarrollo de los microorganismos si el residuo está enterrado. Sin embargo, no siempre es así. Los hongos juegan un papel más importante en superficie, mientras que las bacterias lo hacen en profundidad y las necesidades energéticas de los microorganismos que actúan en los distintos niveles del suelo pueden ser diferentes (Holland y Coleman, 1987). Esto hace que los efectos de la forma de aplicación no resulten completamente predecibles. Cuando el residuo se mezcla con el suelo se alteran las proporciones de hongos y bacterias, las tasas de descomposición y los ciclos de nutrientes (Kalburtji et al., 1999).

El laboreo afecta a la actividad biológica y a la variedad de microorganismos que habitan el suelo. En el suelo calizo de este ensayo, el laboreo podría ser responsable de una pérdida de diversidad eliminando microorganismos especializados, que en el suelo yesífero serían los responsables de la mayor degradación observada en profundidad.

Como ya se ha comentado los CMT representan valores absolutos de mineralización que están muy influenciados por las cantidades iniciales de C. Cuando se elimina el efecto de la cantidad inicial de sustrato, calculando los coeficientes de mineralización neta CMNc (Tabla 2), los valores de producción de CO₂ son significativamente mayores en todos los tratamientos del suelo calizo, manteniéndose significativa la interacción entre el tipo de suelo y la forma de aplicación del compost, así los CMNc obtenidos con el compost en mezcla y en superficie fueron significativamente distintos para el yesífero (73 vs 58 mg C- mg C-CO₂ g C) pero no mostraron diferencias para el suelo calizo (91 vs 92 mg C-CO₂ g C).

El suelo calizo mostró una mayor tasa de respiración por g de carbono (mayores CMN) que el suelo yesífero, esto indica que su materia orgánica original es más susceptible de degradación que la del suelo yesífero, aunque la relación C/N de la materia orgánica nativa de ambos suelos era muy semejante (10,1 vs. 9,0, Tabla 1).

Los CMCc (Tabla 2) muestran que el suelo yesífero tiene mayor potencial para degradar el C del compost que el suelo calizo, pero la diferencia entre ambos suelos se pone de manifiesto, fundamentalmente, si la aplicación se realiza mezclando con el suelo (364 para el suelo yesífero y 198 mg C-CO₂ g⁻¹ Cad para el calizo) y solo hay pequeñas diferencias para la aplicación en superficie (248 para el suelo yesífero y 202 mg C-CO₂ g⁻¹ Cad). Aunque los microorganismos del suelo yesífero degraden en menor medida el C original del suelo tienen una mayor capacidad para degradar el C adicionado con el compost, especialmente cuando se mezcla con el suelo, lo que indica una mayor actividad biológica en este suelo.

TABLA 2: Coeficientes de mineralización del C y del N.

Suelo	Trat.	CMN _C (mg C-CO ₂ g ⁻¹ C _t)	CMC _C (mg C-CO ₂ g ⁻¹ C _{ad})	CMN _N (mg Nm g ⁻¹ N _t)	CMC _N (mg Nm g ⁻¹ N _{ad})
Yesífero	T	31	-	20	-
	M	73	364	58	209
	S	58	248	44	140
Calizo	T	44	-	23	-
	M	91	198	76	155
	S	92	202	67	134
Nivel de significación obtenido en el ANOVA					
Efecto del Suelo		0,0001	0,0002	0,0249	ns
Efecto del Trat.		0,0001	0,0101	0,0001	ns
Interacción (Suelo * Trat.)		0,0008	0,0067	ns	ns

Mineralización del nitrógeno

La evolución del contenido de Nm se puede observar en la figura 2. La cantidad absoluta de Nm fue mayor en el suelo yesífero que en el calizo en todos los muestreos y tratamientos. Se mantuvo el mismo patrón que se observó para la mineralización del C, aunque en el caso del N no se detectaron diferencias significativas atribuibles a la forma de aplicación del compost. En cualquier caso hay que tener en cuenta que la metodología empleada no permitió cuantificar el nitrógeno volatilizado en forma de amoníaco. En la tabla 3 se observan los contenidos en N al comienzo y al final del ensayo y la estimación de las pérdidas por volatilización, que fueron despreciables para los testigos pero muy importantes en los tratamientos con compost.

El CMNN (Tabla 2) fue mayor en el suelo calizo (23 mg Nm g⁻¹ N) que en el yesífero (20 mg Nm g⁻¹ N) lo que corresponde con la mayor degradabilidad observada para el C. No obstante, estas diferencias son muy pequeñas, especialmente si tenemos en cuenta la gran diferencia que existe en el contenido de N entre ambos suelos (1,6 en el suelo yesífero y 0,6 g N kg⁻¹ en el suelo calizo). También fueron mayores los CMNN en las muestras con compost que en los testigos. Sin embargo, el análisis de los datos no detectó un efecto significativo de la interacción entre el tipo de suelo y la forma de aplicación.

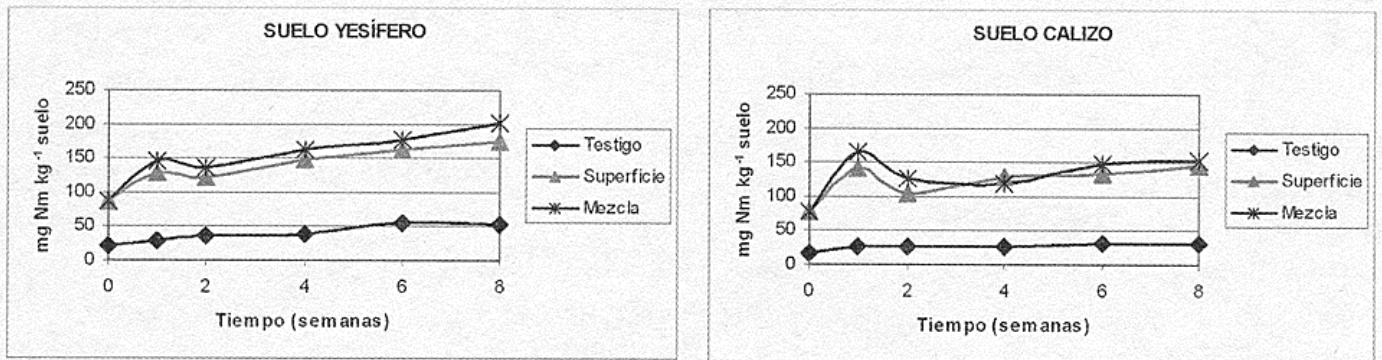


FIGURA 2: Evolución del contenido de Nm (mg Nm kg^{-1} suelo) durante el ensayo de incubación.

La cantidad de N procedente del compost que se mineraliza se encuentra reflejada en los valores de CMCN (tabla 2), al igual que sucedió párale caso del C, estos valores son mayores para los tratamientos en mezcla que en superficie, tanto en el suelo yesífero (209 vs 140 mg Nm g^{-1} Nad) como para el calizo (155 vs 134 mg Nm g^{-1} Nad). Sin embargo, a diferencia de los resultados obtenidos para el C estas diferencias no son estadísticamente significativas en ningún caso, lo que sugiere que la velocidad de mineralización del N adicionado es similar independientemente del tipo de suelo y del tratamiento aplicado. Kalburtji et al. (1999) relacionan la tasa de liberación de N con la relación C/N del suelo y del material en descomposición. La relación C/N de los dos suelos (tabla 1) es muy similar (10,1 para el suelo yesífero y 9,0 para el calizo). Seneviratne et al. (1999) observaron que los parámetros que determinan la liberación del N son muy dependientes del tipo de suelo y de la composición de su materia orgánica, pudiendo activar esta la descomposición del residuo.

Los microorganismos del suelo son responsables de los procesos de mineralización y constituyen, al mismo tiempo, una parte muy importante de su reserva de N. Para Jensen (1997) la biomasa microbiana de los suelos tiene una relación C/N próxima a 15. Otros autores dan valores más bajos: 5 para las bacterias y 10 para los hongos (Jenkinson y Liad, 1981; Fihmonova, 1997).

En cualquier caso la enmienda con materiales orgánicos que tengan una relación C/N muy superior a la de los microorganismos del suelo genera inmovilización de formas minerales de N, y por el contrario el empleo de materiales que contengan elevadas proporciones de N genera un exceso de N respecto a la cantidad de C disponible para el crecimiento microbiano y da lugar a la liberación de formas minerales de N utilizables para el crecimiento vegetal, que en exceso constituyen una fuente de contaminación ya por incorporación de nitratos a las aguas o por volatilización.

Las pérdidas por volatilización (Tabla 3), fueron mínimas en los suelos no fertilizados. Sin embargo, la aplicación de compost dio lugar a pérdidas de N por volatilización apreciables, especialmente en el caso del suelo calizo (110 para M y 100 mg N kg^{-1} para a S) o en el yesífero aplicado en superficie (140 mg N kg^{-1}). En el suelo yesífero mezclado las pérdidas fueron muy bajas (50 mg N kg^{-1}).

Se ha considerado que el N total mineralizado (Nm total) es el Nm producido durante el ensayo junto con el N volatilizado (Tabla 3). Estos valores dan una idea de la potencialidad de producción de Nm de este residuo y, por lo tanto, de su capacidad de contaminación. Son mayores para el suelo yesífero aplicado en superficie (226 mg Nm kg^{-1}) y muy semejantes para el resto de los tratamientos (163 para el suelo yesífero M, 187 para el calizo M y 168 mg Nm kg^{-1} para el calizo 5). En este caso si se ha observado interacción significativa suelo*tratamiento. En el suelo yesífero si

habría un incremento de la capacidad de contaminación en la aplicación en superficie. Sin embargo, en el caso del suelo calizo el potencial de contaminación sería similar en las dos formas de aplicación.

TABLA 3: Variación del contenido de N total a lo largo del ensayo.

Suelo	Trat.	N inicial (mg kg ⁻¹)	N final (mg kg ⁻¹)	Variación (mg kg ⁻¹)	Estimación Nm (mg Nm kg ⁻¹)
Yesífero	T	1550	1560	10	31
	M	1960	1910	-50	163
	S	1960	1820	-140	226
Calizo	T	600	630	30	14
	M	1010	900	-110	187
	S	1010	910	-100	168
Nivel de significación obtenido en el ANOVA					
Efecto del Suelo	-		0,0001	ns	0,0528
Efecto del Trat.	-		0,0001	0,0001	0,0001
Interacción (Suelo * Trat.)	-		0.0303	0,0506	0,0053

Se debe tener en cuenta que las pérdidas de N por volatilización son mayores en condiciones de climas cálidos secos, en suelos con pH alcalino y cuando los productos se aplican en superficie. En los suelos estudiados, en la Comunidad de Madrid, se dan estas condiciones, que hacen esperar que la volatilización sea elevada.

CONCLUSIONES

La velocidad de degradación del compost aplicado a distintos suelos va a depender de su riqueza en microorganismos, que va a estar condicionado, además de por la naturaleza del suelo, por el manejo a que haya estado sometido.

La posibilidad de contaminación por N debe ser definida para cada tipo de suelo y modo de aplicación, especialmente tratándose de suelos alcalinos y condiciones climáticas como las de la Comunidad de Madrid (temperaturas elevadas y grandes períodos de sequía). Este tipo de ensayos podría servir como guía para definir el modo de aplicación que podría tener lugar en cada tipo de suelo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Comunidad de Madrid (proyecto 07/M/0023/2000) y por el I.N.I.A. (proyecto RTAOI-078-C2-2). Las Dras. Nieves Alonso y M José Marqués han recibido becas postdoctorales cofinanciadas por la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid y por el Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- Cadahía, C. (1973): Determinación simultánea de N y P en suelo y plantas. *Anales de Edafología y Agrobiología* 32, 480.
- COM (2000): Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo relativo a la aplicación de la legislación Comunitaria en Materia de Residuos. Comisión de las Comunidades Europeas, Bruselas 10/01/2000.
- Díaz-Marcote, I. (1995): Aprovechamiento del compost de los residuos sólidos urbanos: Estudio de su capacidad fertilizante y del efecto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Dpto. de Química y Análisis Agrícola, pp. 281.
- Filimonova, A. (1997): Microbial activity in native soils. www.pmac.net/mariaf.htm. (acceso enero 2004).
- García-Gil, J.C. (2001): Efectos residuales y acumulativos producidos por la aplicación de compost de residuos urbanos y lodos de depuradoras sobre agrosistemas mediterráneos degradados. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, pp. 277.
- Gerke, H.H., Arming, M., Stoppler-Zimmer, H. (1999): Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil* 1213, 75-92.
- Holland E.A., y Coleman, D.C. (1987): Litter effect placement on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 58, 425-433.
- Jakobsen, ST. (1996): Leaching of nutrients from pots with and without applied compost. *Res. Conserv. Recycl.* 17(1), 1-11.
- Jama, BA. y Nair, P.K.R. (1996): Decomposition and nitrogen mineralization patterns of *Leucaena leucocephala* and *Cassia siamensis* mulch under tropical semiarid conditions in Kenya. *Plant and Soil* 179, 275-285.
- Jenkinson, D.S. y Ladd, J.N. (1981): Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: *Soil Biochem.*, Vol. 5. Eds. EA. Paul and J.N. Ladd. Pp 415-471. Marcel Dekker, New York, USA.
- Jensen, ES. (1997): Nitrogen immobilization and mineralization during initial decomposition of ¹⁵N labelled pea and barley residues. *Biol. Fert. Soils* 24, 39-44.

Kalbertji, KL., Mosjidis, JA., Marmolos, A.P.(1999): Litter dynamics of low and high tannin sericea lespedeza plants under field conditions. *Plant and Soil*, 208, 271-281.

Li, Y.C., Stofella, P.J., Alva, AK., Calvert, DV., Graetz, DA. (1997): Leaching of nitrate, ammonium and phosphate from compost amended soil columns. *Compost Sci. Util.* 3(2), 4754.

M.A.P.A. (1994): Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ed. Secretaría General de Alimentación. Dirección General de Política Alimentaria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 662 pp.

Quemada, M. y Cabrera, ML. (1997). Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant and Soil* 189, 127-137.

SAS (1985): SAS User's Guide. Statistics, ver.

5. SAS Institute Inc. Cary, NC. 956 p.

Seneviratne, G., Van Holm, L.H.J.,

Balachandra, L.J.A. y Kulasooriya, S.A. (1999): Differential effects of soil properties on leaf nitrogen release. *Biol. Fertil. Soils*, 28: 238-243.

Ugolini, F.C., Arfaoli, P., Barabesi, C., Boceto, M., Agnelli, A., Agnelli, A.E., Mastromei, G., Perito, B. y Tamburini, E. (2002): Study of the impact of organic amendernents on treated Italian soils. *Proceeding of 17th World Congress of Soil Science*, 14-21 August 2002. Thailand. pp. 1639-1 - 1639-10.

zante y enmienda orgánica en suelos agrícolas. La descomposición de estos materiales, previamente compostados, libera de forma gradual elementos minerales, por lo que tienen un efecto fertilizante que se asemeja al de un abono de liberación lenta. Tan importante como su valor fertilizante es su efecto positivo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, ligado a los procesos de humificación de la materia orgánica, que hace que los lodos de depuradora compostados se consideren como una posible solución a la degradación del suelo, y particularmente útiles en la revegetación y recuperación de suelos pobres en materia orgánica como los desarrollados en depósitos minerales (Ugolini et al., 2002) o los suelos degradados, no agrícolas, de ambientes mediterráneos (COM, 2000). Por otra parte el empleo del compost puede generar problemas de tipo ambiental por acumulación de metales pesados y contaminantes orgánicos, o por contaminación de aguas por nitratos (Jakobsen, 1996; Li et al., 1997). La mejora en las técnicas de manejo de los residuos urbanos puede eliminar, o al menos reducir, el problema de las sustancias tóxicas, pero el problema de la contaminación por N permanece, y es previsible que en el futuro aumente con la cantidad de residuos a eliminar (Gerke et al., 1999).

Se han publicado numerosos trabajos sobre utilización de lodos en suelos agrícolas caracterizándose los procesos de mineralización cuando el residuo, mediante laboreo, se mezcla con el suelo. Por ejemplo, en España se pueden consultar, entre otros, los trabajos de García-Gil (2001) y DíazMarcote (1995). Sin embargo, los trabajos publicados sobre procesos de degradación de residuos orgánicos depositados sobre la superficie del suelo hacen referencia a hojarasca, abonos verdes, y otros residuos vegetales (Jama y Nair, 1996; Quemada y Cabrera, 1997; Seneviratne et al., 1999) muy diferentes de los lodos de depuradora.

Prácticamente no existe información relativa a la aplicación de lodos compostados en superficie que, sin embargo, sería muy útil para regular su utilización en la recuperación de terrenos marginales, en los que muchas veces es inviable su incorporación al suelo mediante labores.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo de 8 semanas de incubación en condiciones controladas de humedad y temperatura (70% de la capacidad de retención hídrica y 28° C). Se utilizaron dos suelos básicos característicos de la Comunidad de Madrid. Uno yesífero (Gipsiort hid cámbico) procedente de un cerro atochar situado en Aranjuez (Madrid) y otro calizo (Calcic haploxerafi procedente de un suelo labrado de Alcalá de Henares (Madrid). El compost de lodo de depuradora fue suministrado por la empresa SUFI. Los valores iniciales de pH, conductividad eléctrica (CE), C orgánico oxidable (C) y N Kjeldhal (N) (M.A.P.A., 1994) del compost y de los distintos tratamientos estudiados figuran en la tabla 1.

Los suelos y el compost se tamizaron a 2 mm. Se ensayaron dos formas de aplicación del compost: mezclado homogéneamente con el suelo y aplicado en superficie. Se empleó una dosis de compost equivalente a 40 Mg de ms por ha (13,3 g de compost por kg de suelo). Los tratamientos se ensayaron por triplicado mediante un diseño factorial con dos niveles para el tipo de suelo (yesífero y calizo) y tres niveles para la aplicación de compost: i testigo sin compost (T), ii compost en superficie (5), iii compost en mezcla (M).

Mineralización del C

La incubación se realizó en recipientes herméticos de 11 de capacidad que contenían 100 g de suelo o de suelos+compost. La

concentración de CO₂ se midió diariamente con un lector de infrarrojos (Bacharrach CO₂ Analyzer 2815). La respiración se determinó por diferencia respecto al CO₂ medido en recipientes vacíos. Los recipientes se ventilaron durante una hora después de cada determinación.

Se determinaron el coeficiente de mineralización total (CMT): valor acumulado de carbono en forma de CO₂ (C- CO₂) expresa

mg C- CO₂ (suelo+compost) mg C- CO₂ (suelo) CMC= g de C adicionados en el compost

Mineralización del N

En un ensayo de incubación independiente, se estudió la velocidad de mineralización del N. Se emplearon tarrinas de 500 ml que no permitían la lixiviación. En ellas se incubaron muestras de 400 g de cada uno de los tratamientos. Transcurridas 1, 2, 4, 6 y 8 semanas, desde el inicio del experimento, se midieron el contenido en amonio y en nitrato. La extracción del amonio se realizó con KG 2 M y su determinación por colorimetría (Cadaña, 1973). El nitrato se determinó mediante electrodos selectivos (ionometro orion 920 A), en extracto acuoso. El contenido de N mineral (Nm) se midió como la suma de N-N₀₃ y N-NH₄t Los tratamientos se ensayaron por triplicado mediante un diseño factorial con dos niveles

do en mg kg⁻¹ de suelo, el coeficiente de mineralización neta (CMNc): valor acumulado de CCO? expresado en mg g de C total presente en el suelo o en el suelo+compost y el coeficiente de mineralización complementaria (CMCc): proporción de carbono desprendido atribuible a la mineralización del compost, suponiendo que no existe efecto prymer.

para el tipo de suelo (yesífero y calizo), tres niveles para la aplicación de compost: i testigo sin compost (T), ii compost en superficie (S), iii compost en mezcla (M) y 5 niveles para el factor tiempo.

El contenido de Nm se refirió al peso del suelo (mg Nm kg⁻¹ de suelo) y también se determinaron: el coeficiente de mineralización neta del N (CMNN): N mineralizado referido a N total del tratamiento expresado en mg Nm g⁻¹ de N total y el coeficiente de mineralización complementaria del N (CMCN): proporción de N mineralizado procedente del N del compost (calculado de forma análoga al CMCc).

Los efectos de cada tratamiento sobre los parámetros estudiados se analizaron mediante análisis de varianza empleando el