

EMISIÓN DE CO₂ Y MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO EN UN SUELO PREVIAMENTE TRATADO CON LODO DE DEPURADORA

M. QUEMADA Y E. MENACHO

Departamento de Producción Agraria. Universidad Pública de Navarra. Campus Arrosadía s/n. 31006 Pamplona.

Resumen: Este trabajo estudia el efecto del lodo de depuradora sobre la respiración y sobre el poder de mineralización de N de un suelo de carácter básico un año después de su incorporación al mismo. Para ello se utilizaron parcelas que habían sido tratadas con lodo (80 Mg ha⁻¹ ó 40 Mg ha⁻¹) 10 meses antes, en septiembre de 1995, y parcelas testigo localizadas en Arazuri (Navarra). Los datos de respiración del suelo fueron medidos en 6 fechas diferentes mediante una cámara portátil conectada a un analizador infrarrojo. Los datos de N mineral acumulado durante una incubación (16 semanas) se utilizaron para determinar el potencial de mineralización de N del suelo (N₀) y su tasa de mineralización (k). Los resultados mostraron que un año después de la incorporación de lodo a los campos de cultivo, la respiración y la mineralización de N del suelo estaban todavía influenciadas por la dosis de aplicación de lodo.

Palabras clave: dióxido de carbono, respiración suelo, mineralización, nitrógeno, lodos depuradora, Navarra.

Abstract: We investigated the effect of sewage sludge application on soil respiration and nitrogen availability of field plots located in Arazuri (Navarra, Spain). Plots amended with sewage sludge (80 Mg ha⁻¹ or 40 Mg ha⁻¹) in September 1995 or left unamended were used to measure soil respiration and N mineralization indexes after one year. Soil respiration data were collected in 6 different dates by using a portable infrared analyzer. Cumulative N mineralized from soil samples incubated during 16 weeks was used to estimate the soil N mineralization potential (N₀) and the mineralization rate coefficients (k). Soil respiration was larger for soils that received 80 Mg ha⁻¹ of sewage sludge one year before the study than for unamended soils. Soils that received 40 Mg ha⁻¹ of sewage sludge respired more than unamended soils on only two sampling dates. Sludge-treated soils had larger N₀ and k values than the control treatment.

Key words: carbon dioxide, soil respiration, mineralization, nitrogen, sludge, Navarra (Spain).

INTRODUCCIÓN

La utilización de campos agrícolas como destino final de lodos de depuradora es una práctica común debido a que es un método económico para deshacerse de los lodos y a que supone un reciclaje de la materia orgánica y los nutrientes contenidos en los mismos.

De esta forma, la normativa europea (CEC, 1986) considera que, si se respetan los límites establecidos en cuanto a contenido de metales pesados y patógenos, el uso de lodos de depuradora como enmienda orgánica es medioambientalmente aceptable. Sin embargo, existe poca información sobre el efecto de la aplicación de lodos en otros procesos del

suelo de gran importancia medioambiental, como son la emisión de CO₂ o la mineralización de nitrógeno.

La emisión de CO₂ o respiración del suelo está siendo objeto de numerosos estudios debido a su importancia en el ciclo global del C y a la creciente preocupación por el aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera (Harper et al., 1993; Ambus y Robertson, 1998; Pérez-Batallon et al., 1998). La aplicación de fertilizantes orgánicos al suelo es uno de los principales factores que influyen en la emisión de CO₂ y existe una gran demanda de métodos que permitan estimar el impacto de estas aplicaciones en las emisiones gaseosas (Ajwa y Tabatabai, 1994). Por otra parte, algunos autores consideran que la respiración del suelo puede utilizarse como un índice de la estabilidad del C orgánico aplicado en la enmienda y por lo tanto de la cantidad de lodo que es posible aplicar a un suelo sin que este sufra alteraciones importantes en sus funciones (Ortiz y Alcañiz, 1994).

La aplicación de lodos al suelo tiene un efecto doble sobre la respiración, por una parte la aumenta debido a que incrementa la disponibilidad de C orgánico y nutrientes, pero por otra parte puede disminuirla si contiene altos contenidos de metales pesados debido a su efecto tóxico sobre los microorganismos del suelo (Fliebbach et al., 1994). Mientras que existen muchos estudios que muestran el aumento de la respiración del suelo durante los primeros meses después de haber sido tratados con lodos (Terry et al., 1979; Ajwa y Tabatai, 1994), el efecto a largo plazo de lodos con bajo contenido en metales pesados sobre la respiración del suelo no está claro. Boyle y Paul (1989) observaron que la emisión de CO₂ en suelos tratados con lodos era superior a la de suelos no tratados, incluso tres años después de la última aplicación de lodos. Sin embargo, otros estudios (Brendecke et al., 1993; Ortiz y Alcañiz, 1994) concluyeron que no se podían observar

diferencias entre la respiración de suelos tratados con lodos y suelos no tratados un año después de la última aplicación. Parte de este aparente desacuerdo puede ser explicado por la diferencia en la cinética de mineralización de los distintos materiales orgánicos contenidos en el lodo y por las distintas condiciones edafológicas y ambientales durante el proceso de descomposición (Brendecke et al., 1993).

Todos los estudios mencionados midieron la respiración mediante el seguimiento de los flujos de CO₂ en muestras de suelo contenidas en respirómetros e incubadas bajo condiciones controladas. Este método es preciso y permite comparar entre distintos tratamientos pero no reproduce las condiciones de campo (Parkinson, 1981). Hoy en día, un método apropiado para estimar la respiración del suelo en condiciones de campo es la medida de los cambios de concentración de CO₂ en una cámara cerrada colocada sobre la superficie del suelo (Zibilske, 1994). Sin embargo, en muchas ocasiones la gran variabilidad que presentan las medidas de respiración del suelo tomadas en condiciones de campo produce distribuciones asimétricas de los datos lo cual afecta negativamente a la capacidad de los análisis estadísticos para detectar diferencias entre tratamientos (Parkin y Robinson, 1992). La única forma de ganar representatividad en presencia de alta variabilidad es aumentar la intensidad del muestreo, para lo cual en el caso de la respiración del suelo es necesario utilizar un método que permita obtener una cantidad relativamente elevada de medidas en un corto periodo de tiempo (Parkinson, 1981).

Sólo hemos podido encontrar un estudio en el que se midió la respiración en condiciones de campo de suelos tratados con lodos (Naganawa et al., 1989). En este trabajo los autores utilizaron una cámara portátil conectada a un medidor infrarrojo y mostraron que la respiración del suelo tratado con lodo aumentaba durante los dos meses siguientes

al tratamiento. Por lo tanto, existe una falta de datos recojidos en condiciones de campo que representen el efecto de la aplicación de lodos en la respiración del suelo a medio o largo plazo.

Los métodos más recomendados para estimar la mineralización de N se basan en el seguimiento del N mineralizado en incubaciones aerobias de muestras de suelo (Bundy y Meissinger, 1994), siendo el procedimiento más común para caracterizar un suelo el desarrollado por Stanford y Smith (1972). Este método consiste en la determinación de N_0 y de k, mediante el ajuste de una ecuación exponencial de primer orden a los datos de acumulación de N mineralizado recojidos durante una incubación aerobia de muestras de suelo. La incubación de muestras inalteradas es probablemente la mejor manera de obtener datos representativos de un suelo, pero la gran cantidad de muestras necesarias para representar la variabilidad del suelo y el trabajo que supone la posterior incubación de estas muestras hacen que este método sea difícilmente practicable bajo condiciones de campo (Bundy y Meissinger, 1994). Sin embargo, en un estudio comparativo Cabrera y Kissel (1988) concluyeron que el N mineralizado en la incubación de muestras alteradas de suelo podía ser igualmente utilizado para estimar los índices de mineralización. Las manipulaciones sufridas por el suelo pueden estimular la mineralización y causar sobreestimación de los índices de caracterización, pero al mismo tiempo hay que considerar que las alteraciones del suelo son una parte intrínseca de muchos sistemas naturales y especialmente de los agrosistemas. La utilización de muestras alteradas permite homogeneizar el suelo, con lo que disminuye considerablemente la variabilidad y el número de muestras requeridas (Bundy y Meisinger, 1994).

La mineralización de N en suelos previamente tratados con lodos de depuradora ha sido estudiada en varios ensayos de media y

larga duración (Stark y Clapp, 1980; Boyle y Paul, 1989). Estos experimentos mostraron que tres o cuatro años después de la aplicación de lodo, la mineralización del N de los suelos tratados fue diferente de la de los testigos. Más recientemente White et al. (1997) sugirieron que el valor N_0 puede ser un indicador de la capacidad del suelo para retener N y utilizaron este índice para recomendar la dosis óptima de aplicación de lodo a un suelo.

Este trabajo se engloba dentro de un proyecto en el que se ha estudiado la utilización de los suelos agrícolas de la Cuenca de Pamplona como sumidero de los residuos orgánicos generados en la estación depuradora de aguas residuales (E.D.A.R.) de la comarca de Pamplona, sita en Arazuri (Navarra). Los resultados obtenidos sobre distintos aspectos del impacto ambiental y agronómico, así como detalles de los ensayos realizados pueden encontrarse en publicaciones anteriores (Lasa et al., 1997; Quemada et al., 1998). El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto que el lodo puede generar sobre la respiración y la mineralización de N del suelo un año después de su incorporación al mismo. Hemos utilizado dos métodos experimentales diferentes con la intención de aplicar una metodología que permita obtener resultados fiables en condiciones de campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo de campo

El estudio se llevó a cabo en una finca situada sobre una terraza baja del río Arga en el término municipal de Arazuri (Navarra). El suelo ha sido clasificado como Calcixerollic Xerochrept (Soil Taxonomy, 1997), y presenta un epipedión ócrico de 20-25 cm de espesor, moderado contenido en materia orgánica, textura franco arcillo limosa, y reacción básica. El clima de la zona de estudio se caracteriza por una precipitación relativamente elevada (906 mm/año) y una temperatura media anual de 12,2 °C. El régimen de temperaturas

es de tipo méxico y el régimen de humedad es xérico (Soil Taxonomy, 1997). En la Figura 1 se presenta la distribución de los valores diarios de temperatura media y precipitación durante el período de este estudio.

En el ensayo de campo se establecieron nueve parcelas (3 m x 9 m) que se asignaron a tres tratamientos con tres repeticiones. Los tratamientos fueron: a) 80 Mg ha⁻¹ de lodos

de depuradora, b) 40 Mg ha⁻¹ de lodos de depuradora, c) testigo. El lodo fue distribuido sobre la superficie del suelo en septiembre de 1995 mediante un esparcidor de estiércol y seguidamente fue incorporado en los primeros 20 cm con un arado de vertedera. Todas las parcelas fueron sembradas con guisante (*Pisum sativum* L.) en octubre de 1995 y cosechadas en mayo de 1996. Después de la

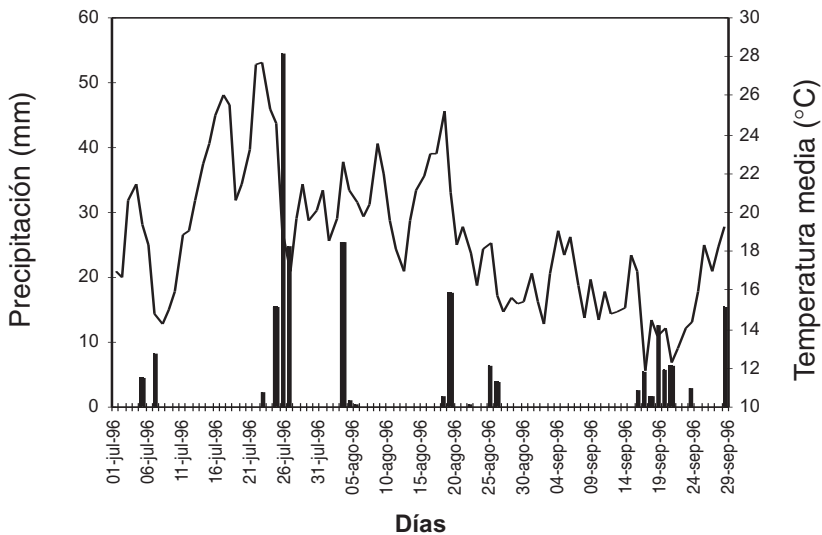


FIGURA 1. Valores diarios de temperatura media y precipitación en Arazuri durante el período de medidas de respiración del suelo.

cosecha las parcelas se mantuvieron libres de cubierta vegetal mediante limpieza manual.

Los lodos aplicados en las parcelas provenían de la E.D.A.R. de Arazuri. Se trata de lodos frescos tratados anaeróbicamente que contienen altos niveles de materia orgánica y bajos niveles de metales pesados, siendo su contenido en materia seca de 0,35 kg m.s. kg⁻¹.

En Julio de 1996, muestras de suelo (6 kg por tratamiento) tomadas de los 20 primeros cm de cada tratamiento, fueron secadas al aire y cribadas (< 2 mm). Submuestras de estos suelos así como de lodo fueron utilizadas para la determinación de C orgánico oxi-

dable (Walkey y Black, 1934), N orgánico (Bremner, 1965) y contenido total en metales pesados (Tessier et al., 1979) (Tabla 1).

Medidas de la respiración del suelo

Los datos de respiración del suelo se midieron mediante un analizador infrarrojo que mide la concentración de CO₂ en un cámara portátil (78.5 cm², 1490 cm³), que se coloca directamente sobre la superficie del suelo (Environmental Gas Monitor, PP Sytems, U.K.). El analizador toma muestras de la cámara en intervalos de 8 s durante un período de 2,5 min, siendo la primera mues-

TABLA 1. Características del suelo de los tres tratamientos estudiados y del lodo de depuradora. Valores expresados en base a peso seco.

	Materia orgánica	N total	pH	Cd	Cu	Ni (contenido total)	Pb	Zn
	—g kg ⁻¹ —			———mg kg ⁻¹ ———				
Suelo								
testigo	1.8	1.35	8.2	2.1	22	39	39	58
40 Mg.ha ⁻¹	2.1	1.57	8.2	2.2	29	39	39	62
80 Mg.ha ⁻¹	2.2	1.58	8.2	2.2	37	40	38	68
Lodo	426	20.8	8.5	1.0	223	46	140	1043

tra tomada 20 s después de que la cámara haya sido colocada sobre el suelo. La estimación de la respiración se obtiene mediante una curva cuadrática ajustada a la relación entre el incremento de la concentración de CO₂ en la cámara y el tiempo transcurrido desde que se toma la primera muestra (Parkinson, 1981).

Se realizaron medidas en seis días diferentes, siendo las primeras tomadas el 12 de Julio de 1996 y las últimas el 6 de Septiembre de 1996. Cada día de muestreo se realizaron 18 medidas por tratamiento (6 en cada parcela) colocando la cámara de forma aleatoria sobre las parcelas. Cada período de muestreo comenzaba a las 8:00 h de la mañana y duraba en torno a 2,5 h. Para diagnosticar la normalidad de las distribuciones de las medidas de cada tratamiento se utilizó el test W de Shapiro y Wilk (1965). La media y la varianza de las distribuciones se calcularon como estimadores uniformes de mínima varianza (UMVUE), y los intervalos de confianza en torno a la media se calcularon mediante el método exacto de Land (Parkin y Robinson, 1992).

La temperatura del suelo (5 cm de profundidad) se midió durante cada período de muestreo mediante tres termistores conecta-

dos a un registrador de datos. La humedad del suelo (0-5 cm) se determinó por gravimetría cada día de muestreo en dos series de muestras, unas tomadas justo antes de iniciar el muestreo y otras al finalizarlo. Cada serie estaba constituida por nueve muestras de suelo tomadas al azar de cada uno de los tres tratamientos.

Mineralización del nitrógeno

De las muestras de suelo tomadas al inicio del experimento, se tomaron cuatro submuestras (= 250 g equivalente suelo seco) de cada tratamiento y se humedecieron hasta el 16 % de humedad (-0.03 Mpa). Cada submuestra fue colocada en un recipiente de 1 L e incubada a 35 °C durante 16 semanas (Stanford y Smith, 1972). Periódicamente se muestreaban 5 g de suelo de cada recipiente y se realizaba una extracción con 1 M KCl para determinar el nitrato y el amonio por espectrofotometría en los extractos. Para el nitrato se aplicó el método de la reducción cuantitativa de nitrato a nitrito con una columna de Cd, determinándose el nitrito procedente de la reducción según Nicholas y Nason (1957). Para el amonio se aplicó el procedimiento de Solorzano (1969), basado en el método del azul de indofenol. Los recipientes se abrían y

aireaban cada 48 h. El contenido de humedad del suelo se controlaba gravimétricamente, añadiendo agua con un pulverizador para mantenerlo constante cuando era necesario.

Siguiendo el procedimiento de Stanford y Smith (1972) se ajustó la siguiente ecuación para estimar los parámetros N_0 y k :

$$N_m = N_0 [1 - \exp(-k \cdot t)]$$

donde N_m es la cantidad de N mineral acumulado (mg kg^{-1}) para un determinado tiempo transcurrido desde el inicio de la incubación (t). Los datos se analizaron utilizando los procesos GLM y NLIN de SAS (SAS Institute Inc, 1985).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respiración del suelo

La tasa de respiración está muy influenciada por la humedad y la temperatura del suelo (Mathes y Schriefer, 1985), por lo tanto en nuestro estudio era importante asegurarse de que no existían cambios relevantes de ninguno de estos factores durante cada uno de los períodos de muestreo. Los valores medios de la temperatura y la humedad del suelo para cada uno de los muestreos se presentan en la Tabla 2. Por una parte, entre el mínimo y

máximo valor de temperatura del suelo hubo siempre una diferencia inferior a $0,8^\circ\text{C}$, por lo que se considera que las variaciones fueron poco importantes y los valores presentados en la Tabla 2 son la media de la temperatura de los tres termistores para cada período de muestreo. Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas entre el contenido de humedad de las muestras tomadas antes y después de cada período de muestreo, por lo que se asumió que no hubo variaciones relevantes en el contenido de humedad del suelo durante el tiempo que duró la toma de muestras. Tampoco se observaron diferencias significativas entre los contenidos de humedad de las muestras correspondientes a los distintos tratamientos, por lo que en la Tabla 2 se presenta el valor de humedad correspondiente a la media de todas las muestras tomadas para cada uno de los días de muestreo. Por lo tanto, no cabe esperar que cambios relevantes en humedad o temperatura del suelo afectasen a las medidas de respiración tomadas en una misma fecha.

Las medidas de respiración del suelo presentaron una gran variabilidad y una distribución asimétrica positiva. Como ejemplo se muestran los histogramas de cada uno de los

TABLA 2. Temperatura del suelo, contenido en humedad y respiración del suelo para los tres tratamientos en las seis ocasiones de muestreo. La respiración del suelo fue calculada como estimador UMVU de la media. En cada línea, medias seguidas de la misma letra no son significativamente diferentes.

Fecha	T ^a	Humedad	Respiración suelo		
			Testigo	40 Mg ha ⁻¹	80 Mg ha ⁻¹
	-°C-	-kg kg ⁻¹ -	——— g CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹ ———		
07-12	16.3	0.118	0.24 a	0.29 ab	0.45 b
08-13	18.1	0.126	0.36 a	0.41 ab	0.56 b
08-19	20.3	0.122	0.43 a	0.63 b	0.82 c
08-22	22.9	0.130	0.54 a	0.77 b	0.96 c
09-03	16.6	0.077	0.22 a	0.27 ab	0.35 b
09-06	17.7	0.117	0.32 a	0.41 ab	0.52 b

tratamientos para uno de los días de muestreo (Figura 2). De entre los distintos modelos propuestos para el estudio de estas distribuciones el neperiano-logarítmico es el más aplicado y aumenta considerablemente la

capacidad de los análisis estadísticos para detectar diferencias entre poblaciones que no presentan distribuciones normales (Parkin y Robinson, 1992). Una variable se considera normal-logarítmicamente si el logaritmo de

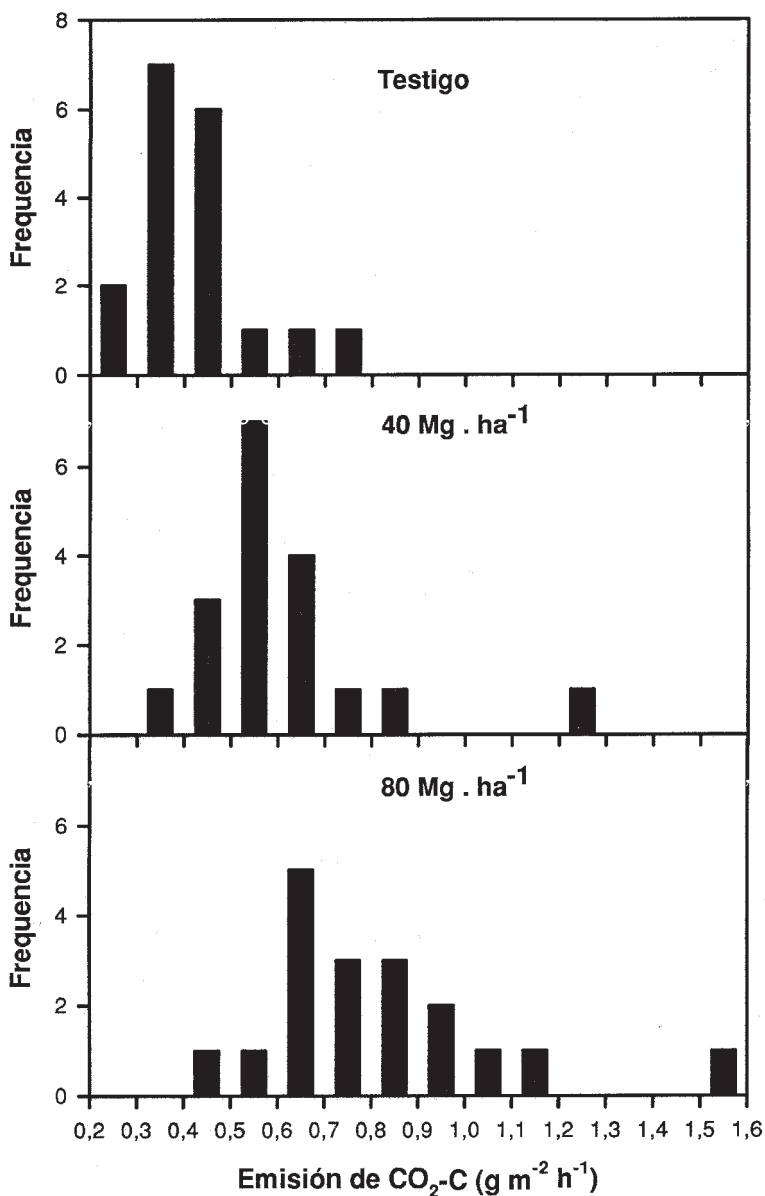


FIGURA 2. Distribución de frecuencias de las medidas de respiración del suelo tomadas en los tres tratamientos en el día 19-08-1996.

dicha variable está normalmente distribuido, siendo el test W de Shapiro y Wilk (1965) el más recomendado para diagnosticar la normalidad de las distribuciones. En nuestro estudio se aplicó el test de normalidad a las 18 series de datos de respiración, y mientras que ninguna de las series de datos no transformados estaba distribuida normalmente, todas las series de los datos transformados logarítmicamente mostraban distribuciones normales. Los parámetros de escala de las distribuciones logarítmicas calculados como UMVUE (Parkin y Robinson, 1992) se muestran en las Tablas 2 y 3.

Para comparar el efecto de las condiciones medioambientales y de los tratamientos en la respiración del suelo es de suma importancia la elección del parámetro de escala que representa a la distribución. Dado que la respiración del suelo es una medida de la masa total de CO₂ emitida por el suelo, debemos utilizar como parámetro de comparación la media, ya que la media es el centro de masas de una distribución (Parkin y Robinson, 1992). En nuestro estudio, los valores medios de la respiración del suelo testigo se encuentran dentro del rango de los presentados en la literatura (Parker et al.,

1983). No podemos comparar los valores de respiración de los tratamientos que recibieron lodo con datos previos publicados, dado que no hemos encontrado en la literatura estudios de respiración de suelo tomados en condiciones de campo de suelos tratados con lodo al menos 10 meses después de la aplicación del mismo. La comparación con medidas tomadas en respirometros no es factible dado que no están expresados en base a unidades de superficie.

La respiración del suelo estuvo muy influenciada por temperatura y contenido de humedad (Tabla 2). Los valores más elevados se obtuvieron después de una tormenta de verano en el muestreo correspondiente al día 22 de agosto, cuando las altas temperaturas y un elevado contenido de humedad produjeron un aumento de la respiración en todos los tratamientos. Los valores más bajos se recojieron cuando la humedad del suelo fue menor, incluso si la temperatura no era la más baja. Las combinaciones de humedad y temperatura de nuestros datos no presentan suficiente variedad como para obtener conclusiones más determinantes, pero si se observa que existe un importante efecto de interacción entre ambos factores como ha sido ya resalta-

TABLA 3. Parámetros de escala de la distribución de las medidas de respiración del suelo provenientes de los tres trataminetos para cada uno de los días de muestreo. Los parámetros fueron calculados como estimadores UMVU.

Fecha	Control		40 Mg ha ⁻¹		80 Mg ha ⁻¹	
	Media	Varianza	Media	Varianza	Media	Varianza
————— g CO ₂ -C m ⁻² h ⁻¹ —————						
07-12	0.19	0.023	0.22	0.045	0.34	0.138
08-13	0.33	0.014	0.37	0.039	0.52	0.059
08-19	0.41	0.014	0.60	0.029	0.78	0.055
08-22	0.52	0.025	0.76	0.024	0.93	0.044
09-03	0.19	0.013	0.24	0.021	0.29	0.037
09-06	0.29	0.015	0.38	0.029	0.46	0.063

do en otros estudios de respiración del suelo (Quemada y Cabrera, 1997).

Para comparar el efecto de los diferentes tratamientos en la respiración se construyeron intervalos de confianza del 95% en torno a la media para cada una de las series de datos según el método exacto de Land, aplicable a distribuciones no distribuidas normalmente (Parkin y Robinson, 1992). Para cada día de muestreo, la hipótesis de que dos medias eran iguales se desechó cuando los intervalos de confianza se superponían (Tabla 3). En nuestro estudio, la respiración del suelo tratado con 80 Mg ha⁻¹ fue significativamente superior a la del testigo en todos los días de muestreo. Sin embargo, la respiración del suelo tratado con 40 Mg ha⁻¹ fue significativamente superior a la del testigo solamente en dos de los días de muestreo. De forma similar las diferencias en la respiración del suelo entre los dos tratamientos que recibieron lodo fue-

ron sólo significativas en aquellas ocasiones en las que las condiciones de humedad y temperatura favorecían la respiración. Estos resultados demuestran que, en nuestro caso, un año después de la aplicación de lodo al suelo la respiración del suelo sigue dependiendo de la dosis de aplicación.

La metodología presentada permite comparar el efecto de la aplicación de lodos en la respiración del suelo medida en condiciones de campo, pero es importante resaltar que las medidas deben de ser tomadas cuando las condiciones de humedad y temperatura favorecen una elevada respiración, probablemente porque son condiciones favorables para una elevada actividad microbiana.

Mineralización del nitrógeno

El N mineralizado durante las 16 semanas de incubación se muestra en la Figura 3. En consonancia con otros estudios (Stark y

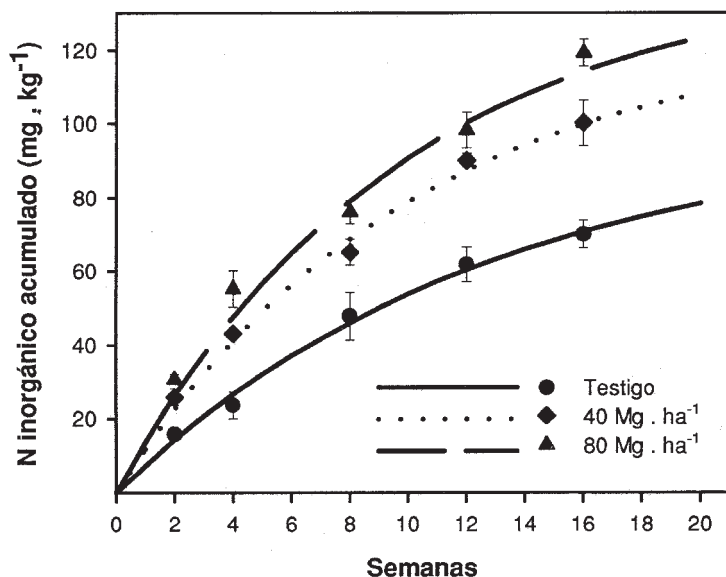


FIGURA 3. N mineral acumulado en durante la incubación aerobia de los suelos provenientes de los tres tratamientos. Los símbolos representan los valores observados y las líneas representan los datos simulados por los modelos presentados en la Tabla 4.

Clapp, 1980; Boyle y Paul, 1989; Banerjee et al., 1997), el N total mineralizado aumenta cuando lo hace la dosis de N orgánico aplicado con el lodo.

Los valores de N_0 y k fueron calculados para cada uno de los tratamientos (Tabla 4). El valor N_0 fue mayor para los suelos tratados con lodo que para el testigo, y aumentó con la dosis de aplicación de lodo. Nuestros resultados coinciden con los de Stark y Clapp (1980) y con los de Boyle y Paul (1989), e indican que un año después de la incorporación del lodo en el suelo todavía existe una cantidad considerable de N orgánico fácilmente mineralizable.

No se observaron diferencias significativas entre los valores k de los suelos tratados con lodo, mientras que estos valores fueron significativamente superiores al valor k del testigo (Tabla 4). El valor k del testigo está un poco por encima del rango de valores medios de k obtenidos por Stanford y Smith (1972) para un amplio número de suelos ($0,054 \pm 0,009$ semana⁻¹), pero es similar a los valores de k presentados por los mismos autores para suelos con un elevado poder de mineralización. El aumento de los valores k observados en los tratamientos con lodo confirma la hipótesis de que en estos suelos todavía existe una cantidad considerable de N orgánico fácilmente mineralizable, la cual irá probablemente disminuyendo a medida que pase el tiempo desde la última aplicación de lodo

(Stark y Clapp, 1980; Boyle y Paul, 1989).

Stark y Clapp (1980) observaron que suelos que habían sido tratados con lodo alcanzaban un nuevo equilibrio de mineralización de N por encima del equilibrio del suelo original. Este equilibrio estaba caracterizado por valores de N_0 y k por encima de los del testigo e independientes de la dosis de aplicación de lodo. White y al. (1997) resaltaron que en ambientes áridos este nuevo equilibrio todavía se mantenía nueve años después de la última aplicación de lodo. En nuestro caso, la situación de equilibrio no fue alcanzada un año después de la aplicación del lodo, y por lo tanto sugiere que todavía existe en el suelo una cantidad considerable de N orgánico fácilmente mineralizable proveniente del lodo.

El aumento de la mineralización de C y N observado en este trabajo muestra que la actividad microbiana del suelo un año después de la aplicación del lodo se ve incrementada. La evaluación del impacto ambiental y agronómico asociada al aumento de la actividad microbiana es compleja, ya que depende de los criterios de evaluación que se consideren. Por una parte, es de esperar que se produzca un aumento de la estabilidad estructural, y una mejora de las propiedades físicas del suelo asociadas a la misma (Metzger y Yaron, 1987); también es esperable un aumento en el suministro de nutrientes del suelo (Brendecke et al., 1993) y a largo

TABLE 4. Potencial de mineralización de Nitrogeno (N_0), y tasa de mineralización (k) para los tres trataminetos, estimados a partir del modelo: $N_{\text{mineralizado}} = N_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$. En cada columna, medias seguidas de la misma letra no son significativamente diferentes.

Tratamiento	N_0 g N kg ⁻¹ soil	k semana ⁻¹	R^2
Testigo	99.4 a	0.078 a	0.88
40 Mg ha ⁻¹	125.4 b	0.100 b	0.92
80 Mg ha ⁻¹	142.1 c	0.102 b	0.91

plazo del contenido en humus del mismo. Por otra parte, la alta actividad microbiana asociada con la presencia de C fácilmente disponible puede alterar algunas de las funciones del suelo. Así, Lasa et al. (1997) ya pusieron de manifiesto que la aplicación de lodos frescos en otoño puede producir una disminución en la eficiencia del fertilizante nitrogenado mineral aplicado en primavera, debido al aumento de la desnitrificación y de la inmovilización de N asociadas con el incremento de la actividad microbiana. En este último estudio mencionado la disminución de la eficiencia del fertilizante mineral se tradujo en un descenso de la producción de cebada, por lo que la aplicación de lodo fresco tuvo un impacto negativo agronómico. Algunos autores (Boyle y Paul, 1989) han resaltado el posible impacto medioambiental negativo del aumento del poder de mineralización de N del suelo en zonas donde existan aguas sensibles a la contaminación por nitratos, ya que suelos que reciban gran cantidad de lodos funcionarán como fuente potencial de contaminación cuando el N suministrado por el suelo no sea absorbido por la cubierta vegetal.

La directiva europea se basa en la cantidad de metales pesados para determinar las cantidades máximas de lodo a aplicar a un suelo, ya que la acumulación de estos metales en el suelo es sin duda el principal aspecto medioambiental a considerar. Sin embargo, en el caso de lodos frescos de bajo contenido en metales pesados la problemática de su aplicación sería análoga a la de otros subproductos orgánicos de actividades ganaderas o industriales. Probablemente la forma de disminuir el impacto de la aplicación de estos subproductos al suelo sería realizar un compostaje previo que permitiese una estabilización del material orgánico, sin embargo, el costo que conlleva el proceso de compostaje

hace que en muchos casos estos productos sean aplicados como materiales frescos. Para estas enmiendas es importante retomar la idea mencionada por Ortiz y Alcañiz (1994) según la cual la respiración del suelo podría utilizarse como un índice de la estabilidad del C orgánico aplicado en la enmienda y por lo tanto de la cantidad de lodo que se puede aplicar a un suelo sin que se alteren sus funciones. La metodología propuesta en este estudio permite obtener de forma viable valores de la respiración del suelo en campo, y por lo tanto podría utilizarse para determinar la estabilidad del C aplicado con las enmiendas orgánicas. Por supuesto, todavía quedaría mucha investigación por hacer para poder relacionar los aumentos de respiración producidos bajo determinadas condiciones edafológicas y ambientales con el grado de alteración de las funciones del suelo permisible.

CONCLUSIONES

La respiración del suelo fue superior en los tratamientos que recibieron 80 Mg ha^{-1} de lodo un año antes de iniciar el estudio que en el tratamiento testigo. Suelos que habían recibido 40 Mg ha^{-1} de lodo presentaron tasas más altas de respiración que el testigo solamente en dos muestreos, probablemente cuando las condiciones de humedad y temperatura favorecían una elevada actividad microbiana.

Los valores N_0 y k fueron mayores para los suelos tratados con lodo que para el suelo testigo. Mientras que N_0 aumentó con la dosis de aplicación de lodo, los valores de k fueron iguales para las dos dosis de aplicación. Estos resultados muestran que un año después de la incorporación de lodo a los campos de cultivo, la respiración y la mineralización de N del suelo estaban todavía influenciadas por la dosis de aplicación de lodo.

REFERENCIAS

- Ajwa, H.A., Tabatai, M.A. (1994): Decomposition of different organic materials in soils. *Biol. Fertil. Soils*. 18, 175-182.
- Ambus, P., Robertson, G.P. (1998): Automated near-continuous measurement of carbon dioxide and nitrous oxide fluxes from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 394-400.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L., Depoe, S. (1997): Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agr. Ecosyst. Environ.* 66, 241-249.
- Bremner J.M.(1965): Nitrogen availability indexes. In Black et al. (Eds.) *Methods of soil analysis*. Part 2. American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU, 1162-1164.
- Brendecke, J., Axelson, R.D., Pepper, I.L. (1993): Soil microbial activity as an indicator of soil fertility: long-term effects of municipal sewage sludge on an arid soil. *Soil Biol. Biochem.* 25, 751-758.
- Boyle, M., Paul, E.A. (1989): Carbon and Nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 99-103.
- Bundy, L.G., Meissinger, J.J. (1994): Nitrogen availability indices. In: Weaver, R.W., et al. (Eds.), *Methods of soil analysis, part 2. Microbiological and biochemical properties*. American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU, 951-984.
- Cabrera, M.L., Kissel D.E. (1988): Potentially mineralizable nitrogen in disturbed and undisturbed soil samples. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1027-1031.
- Council of the European Communities (1986): Directive concerning sludge amendments. *Off. J.* June, 12, L181/6.
- Fliedbach, A., Martens, R., Reber, H.H. (1994): Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1201-1205.
- Harper, L.A., Mosier, A.R., Duxbury, J.M., Rolston, D.E. (1993): Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change. ASA, CSSA y SSSA. Madison, WI, EEUU.
- Lasa, B., Quemada, M., Muro, J., Frechilla, S., Lamdfus, C., Aparicio-Tejo, P.M. (1997): Effect of digested sewage sludge on the efficiency of N-fertilizer applied to barley. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 48: 241-246.
- Mathes K., Schriefer, Th. (1985): Soil respiration during secondary succession. Influence of temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.* 17, 205 - 211.
- Metzger, L., Yaron, B. (1987). Influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Adv. Soil Sci.* 7, 143-163
- Naganawa, T., Kyuma, K., Yamamoto, H., Yamamoto, Y., Yokoi, H. Tatsuyama, K. (1989): Measurement of soil respiration in the field: influence of temperature, moisture level, and application of sewage sludge compost and agro-chemicals. *Soil Sci. Plant Nutr.* 35, 509-516.
- Nicholas, J.C., Nason, A. (1957): Determination of nitrate and nitrite. *Method. Enzymol.* 3, 981-984
- Ortiz, O., Alcañiz, J.M. (1994): Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrob. J.* 11, 333-340.
- Parker, L.W., Miller, J., Steinberger Y., Whitford, W.G. (1983): Soil respiration in a Chihuahuan desert rangeland. *Soil Biol. Biochem.* 15, 303-309.
- Parkin, T.B., Robinson, J.A. (1992): Analysis of lognormal data. *Adv. Soil Sci.* 20, 193-235.
- Parkinson, K.J. (1981): An improved method for measuring soil respiration in the field. *J. Appl. Ecol.* 18, 221-228.
- Pérez-Batallon, P., Ouro, P., Marino A., Macías, F. (1998): Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y

- emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Edafología*. 5, 83-93.
- Quemada, M., Cabrera, M.L. (1997): Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant Soil*. 189, 127-137.
- Quemada, M., Lasa, B., Lamdfus, C., Aparicio-Tejo, P.M. (1998): Ammonia volatilization from surface or incorporated biosolids by the addition of dicyandiamide. *J. Environ. Qual.* 27: 980-983.
- SAS Institute (1985): SAS user's guide: Statistics. Version 5 ed. SAS Inst, Cary, NC, EEUU.
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B. (1965): An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*. 52, 591-611.
- Soil Taxonomy. (1997). Keys to soil. 7th Ediditon. Soil Survey Staff. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture. Pocahontas Press, Inc. Blacksburg, VI, EEUU.
- Solorzano, L. (1969): Determination of ammonia in natural waters by phenolhypochlorite medium. *Linmmol. Oceanogr.* 14, 799-801.
- Stanford, G., Smith, S.J. (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 465-472.
- Stark, S.A., Clapp, C.E. (1980): Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. *J. Environ. Qual.* 9, 505-512.
- Terry, R.E., Nelson, D.W., Sommers, L.E (1979): Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 494-499.
- Tessier A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. (1979): Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51, 844-851.
- Walkley, A., Black, I.A. (1934): An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29-38.
- White, C.S., Loftin, S.R., Aguilar, R. (1997): Application of biosolids to degraded semiarid rangeland: nine-year responses. *J. Environ. Qual.* 26, 1663-1671.
- Zibilske, L.M. (1994): Carbon mineralization. In: Weaver, R.W., et al. (Eds.), *Methods of soil analysis, part 2. Microbiological and biochemical properties*. American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU, 835 - 863.