

MATERIA ORGÁNICA Y MOVILIDAD DE NITRÓGENO Y POTASIO EN UN ANTROSOL DEL SURESTE ESPAÑOL (ALICANTE) ENMENDADO CON LODO DE DEPURADORA.

M.B. ALMENDRO-CANDEL, J. NAVARRO-PEDREÑO, I. MELÉNDEZ-PASTOR, P. CÓRDOBA-SOLA, I. GÓMEZ-LUCAS

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández. Edificio Alcudia. Avda. de la Universidad s/n. 03202 Elche (Alicante). e-mail: jona-var@umh.es.

Abstract. The National Plan of sewage sludge of Spain indicates that, the main destination of these wastes is the use of them as fertilizers to improve nutrients and organic matter in soils. In order to evaluate the input of organic matter and the major nutrients (N and K) due to sludge application to soil, an experiment was carried out in soil columns and three rates of sewage sludge were applied: 30, 90 and 180 t·ha⁻¹. Every 15 cm of soil depth, samples were taken and analyzed. The organic matter was increased by sewage sludge at it was expected and also the Kjeldahl nitrogen, from 0.37 g·kg⁻¹ d.m. until a maximum value of 1.52 g·kg⁻¹ d.m., whereas the potassium did not show significant variations. A great mineralization of nitrogen was observed under these experimental conditions so important losses of inorganic nitrogen forms and pollution problems may be derived if sewage sludge is applied in similar conditions. Only surface horizons have been affected by the treatments applied.

Key Words: Organic matter, Kjeldahl nitrogen, potassium, sewage sludge, calcareous soil

Resumen. Uno de los principales destinos propuestos por el Plan Nacional de Lodos de Depuradora es la aplicación de estos residuos al suelo como fertilizantes para aprovechar los nutrientes que contienen y la materia orgánica. Con el fin de evaluar el aporte de materia orgánica y nutrientes (N y K) con el lodo, se realizó un estudio en columnas con suelo en las que se aplicaron tres dosis de residuo: 30, 90 y 180 t·ha⁻¹. Se realizaron análisis en intervalos de 15 cm de profundidad. La materia orgánica aumentó considerablemente, el nitrógeno Kjeldahl pasó de 0,37 g·kg⁻¹ m.s. a un valor máximo de 1,52 g·kg⁻¹ m.s., mientras que para el potasio no se apreciaron variaciones significativas. Se apreció una fuerte mineralización del nitrógeno en las condiciones experimentales utilizadas, lo que podría derivar en fuertes pérdidas de nitrógeno y posibles problemas de contaminación por formas nitrogenadas inorgánicas si se aplica lodo de depuradora en condiciones similares. Solamente se observaron efectos significativos en los horizontes superficiales.

Palabras clave: Materia orgánica, nitrógeno Kjeldahl, potasio, lodo de depuradora, suelo calizo.

INTRODUCCIÓN

El Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006 preveía a finales de 2005 una producción de lodos de entre 1.300.000 y 1.500.000 toneladas en materia seca, y proponía tres usos principales para estos lodos: aplicación al suelo con fines de fertilización y reciclaje de nutrientes y materia orgánica, valorización energética y depósito en vertedero (Ministerio de Medio Ambiente, 2001).

La aplicación de lodos a los suelos se puede realizar tanto desde un punto de vista agrícola como de recuperación de suelos degradados, ya que además de mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, favorecen el desarrollo de la cubierta vegetal (Seaker, 1991) y el mantenimiento de la productividad de los suelos (Parr *et al.*, 1983).

La materia orgánica que aporta el lodo es considerada como muy importante para la recuperación de suelos degradados, tanto agrícolas como de canteras, ya que ayuda a mejorar propiedades físicas del suelo: formación de agregados y estabilidad estructural (García, 1992); se une a las arcillas formando el complejo de cambio, estabilizando la estructura del suelo y su cohesión; favorece la penetración y retención del agua (Waters y Oades, 1991); disminuye la erosión (Gabriels y Michiels, 1991); favorece el intercambio gaseoso; mejora propiedades químicas: aumenta la capacidad de cambio y reserva de nutrientes (Cegarra *et al.*, 1983) y la capacidad tampón de los suelos (White, 1987); y actúa sobre propiedades biológicas: favorecimiento de los procesos de mineralización, el desarrollo de la cubierta vegetal y facilita la reactividad y adsorción de compuestos orgánicos tóxicos ayudando a su degradación (Harrod *et al.*, 1991).

Los lodos contienen prácticamente todos los nutrientes que son esenciales para las plantas, tanto los macronutrientes como los micronutrientes. Sin embargo, no todo el nitrógeno

del lodo está inmediatamente disponible para las plantas ya que buena parte está presente como nitrógeno orgánico que debe ser mineralizado por los microorganismos del suelo a formas inorgánicas para poder ser asimilado por las plantas. Por tanto, la disponibilidad de este nutriente procedente del lodo para las plantas depende de la descomposición microbiana en los suelos, al igual que para otros materiales orgánicos (Jacobs, 1981).

La concentración de K en lodos suele ser mucho menor que las concentraciones de N y P, aunque la demanda de los cultivos es mucho mayor que para P y a menudo comparable a la de N (Mininni y Santori, 1987). Sólo se puede garantizar una elevada productividad del cultivo si se dispone de una fuente suplementaria de K cuando se fertiliza el suelo con lodo (Juárez *et al.*, 1987), como KCl o una fuente de origen orgánico como cenizas de madera o residuos de cultivos ricos en K, como hojas de piña (*Ananus comosus*) (Hue y Ranjith, 1994), piel de almendra (Navarro-Pedreño *et al.*, 1996) y residuos de almazaras de aceite (Sierra *et al.*, 1994).

El presente trabajo tiene como objetivo comprobar el efecto de la aplicación de lodo de depuradora a un suelo degradado sobre el contenido en materia orgánica, N y K y estudiar el efecto de esa aplicación a lo largo del perfil del suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en el interior de un invernadero bajo condiciones controladas de temperatura y humedad relativa (20°C y 50% de humedad). El estudio se realizó utilizando columnas preparadas de tubería de PVC de 10,5 cm de diámetro interno. Se construyeron 48 columnas de 60 cm de altura (profundidad que delimita la acción radicular para la mayoría de las plantas de interés agronómico).

Cada columna dispuso de cuatro seccio-

nes de 15 cm: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-45 cm y 45-60 cm, similares a las empleadas por Palazzo y Reynolds (1991), Trudgill *et al.* (1991) y Almendro-Candel *et al.* (2001, 2003) para estudiar el movimiento de formas nitrogenadas y fósforo en el perfil del suelo, a las empleadas por Tam y Wong (1994) para estudiar la capacidad de retención de nutrientes, y a las utilizadas por Almendro-Candel *et al.* (2002) y Navarro-Pedreño *et al.* (2003) para estudiar la movilidad de micronutrientes y metales pesados. Estas secciones nos permitieron el estudio diferenciado de la movilidad de la materia orgánica, N y K a través del suelo.

Se realizaron tres tratamientos con distinta cantidad de lodo aplicada: LB: 30.000 kg·ha⁻¹, LM: 90.000 kg·ha⁻¹ y LA: 180.000 kg·ha⁻¹ y un ensayo en blanco o tratamiento testigo (L0).

El lodo utilizado para la realización de este experimento (tabla 1) procede de la planta

de tratamiento de aguas residuales situada en las proximidades de Cocentaina (Alicante). Fue aplicado superficialmente y mezclado con el suelo simulando la acción de arado, realizando una mezcla homogénea del mismo con los primeros 15 cm de suelo. Esta mezcla se colocó en la parte superior de la columna, sobre los 45 cm inferiores de suelo sin tratar, preparándose 12 columnas por cada tratamiento.

El suelo empleado en este experimento (tablas 2 y 3) corresponde a un suelo agrícola recientemente abandonado. Este suelo está alterado estructuralmente por la acción de la maquinaria encargada de la adecuación del terreno, por lo que no hay una distinción clara de horizontes y posee características físico-químicas similares a lo largo del perfil, correspondiendo con un antrosol (WRB, 2006) al ser un suelo bruto, xérico, no organizado, fuertemente modificado por la acción antrópica.

TABLA 1. Composición del lodo (en materia seca) de depuradora de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cocentaina-Alcoy.

Propiedad	Valor	IC*	Propiedad	Valor	IC
Humed. grav.	82 %	3	K	1,37 g/kg	0,14
M. org 500°C	59,8 %	3,9	Li	2,7 mg/kg	0,4
M. org oxid.	33,9 %	4,8	Mg	4,79 g/kg	0,30
C. oxid.	19,7 %	2,8	Mn	163 mg/kg	10
Al	11,33 g/kg	1,18	Mo	7 mg/kg	1
As	1,0 mg/kg	0,4	N	41,17 g/kg	1,07
B	83 mg/kg	12	Na	9,55 g/kg	1,30
Ba	529 mg/kg	28	Ni	290 mg/kg	55
Ca	55,72 g/kg	2,89	P	2375 mg/kg	256
Cd	41,1 mg/kg	0,6	Pb	101 mg/kg	6
Cr	49 mg/kg	7	Sr	463 mg/kg	36
Cu	411 mg/kg	48	Ti	23 mg/kg	7
Fe	34,35 g/kg	1,45	V	96 mg/kg	12
Hg	14 µg/kg	2	Zn	2261 mg/kg	126

*IC: Intervalo de Confianza

TABLA 2. Características físico-químicas del suelo agrícola utilizado en el experimento.

Textura: franco-arcillosa		
Arena $20 < \phi < 2000 \mu\text{m}$	26	%
Limo $2 < \phi < 20 \mu\text{m}$	34	%
Arcilla $\phi < 2 \mu\text{m}$	40	%
Color Munsell		
Muestra seca	blanco	10YR 8/1
Muestra húmeda	ligeramente gris	10YR 7/2
Propiedad	Valor	Unidades
pH	8,66	
C. E.	79,7	$\mu\text{S/cm}$
Caliza activa	19,8	%
CaCO_3 equival.	68	%
C. oxid.	2,0	g/kg
M. org oxid.	3,5	g/kg
N Kjeldahl	0,4	g/kg
P asimilable	15,67	mg/kg

TABLA 3. Elementos asimilables y análisis químico elemental del suelo utilizado.

Elemento	Valor	Unidades	Elemento	Valor	Unidades
Extraídos con acetato amónico			Extraídos con DTPA		
Ca	5,340	g/kg	Cu	0,40	mg/kg
K	0,155	g/kg	Fe	0,50	mg/kg
Mg	0,258	g/kg	Mn	1,00	mg/kg
Na	0,070	g/kg	Zn	0,18	mg/k
Elementos totales					
Al	18,556	g/kg	Li	9,7	mg/kg
B	49,1	mg/kg	Mg	4,552	g/kg
Ba	59,6	mg/kg	Mn	137,2	mg/kg
Be	500	$\mu\text{g/kg}$	Mo	2,0	mg/kg
Ca	236,3	g/kg	Na	0,395	g/kg
Cd	385	$\mu\text{g/kg}$	Ni	18,2	mg/kg
Cr	21,2	mg/kg	P	96,5	mg/kg
Cu	9,7	mg/kg	Pb	11,0	mg/kg
Fe	9,997	g/kg	Sr	404,4	mg/kg
K	3,188	g/kg	Zn	36,2	mg/kg
Hg	< 0,001	mg/kg			

Para tratar de establecer el mayor paralelismo entre condiciones reales y el experimento, el aporte de agua se realizó simulando una lluvia de corta duración (equivalente a un sistema de riego por inundación que cubre por completo la superficie) y después se infiltra en el suelo. Durante la experiencia se realizaron 17 riegos, correspondientes a un total de 1700 mm, lo que puede asociarse a la entrada total de agua de riego en período de cultivo intensivo de hortalizas.

Se realizaron cuatro tomas de muestra de suelo y aguas lixiviadas durante la experimentación con un intervalo de tiempo de un mes entre cada una de ellas. En cada uno de los muestreos se escogieron al azar tres columnas por cada tratamiento y para el ensayo en blanco, es decir, un total de 12 columnas que fueron separadas por horizontes objeto de estudio. En cada uno de ellos se analizó el contenido en carbono orgánico oxidable (materia orgánica), N Kjeldahl y K cambiante.

El carbono orgánico oxidable se determina por oxidación con dicromato potásico en medio sulfúrico, valorando el exceso de dicromato con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr). El carbono orgánico oxidable se obtiene por diferencia entre el dicromato original y el valorado con la sal de Mohr. La materia orgánica oxidable se obtiene al considerar que el 58% de la misma es carbono (Primo y Carrasco, 1980).

Para determinar el nitrógeno orgánico conjuntamente con el ion amonio presente en la fracción mineral, se usa el método Kjeldahl. Este método se basa en una digestión por vía húmeda en medio sulfúrico de la muestra para mineralizar el nitrógeno orgánico a ion amonio. Después se realiza la destilación del ion en medio alcalino, valorándose a continuación con ácido clorhídrico de normalidad conocida (Bremner y Breitenbeck, 1983).

Para la estimación del potasio cambiante se emplea una extracción con acetato amónico 1N a pH 7 (Knudsen *et al.*, 1982), ya que los iones amonio bloquean la lenta liberación de

cationes interlaminares de las arcillas. Esta metodología es la más adecuada para evaluar la disponibilidad de nutrientes (K, Ca y Mg) para las plantas y está ampliamente aceptada como tal (Knudsen *et al.*, 1982). Una vez obtenido el extracto se determina el potasio por espectroscopía de emisión atómica (Whiteside y Milner, 1984).

Se utilizó el test ANOVA para evaluar la significación estadística de los resultados, analizando tanto el efecto de los tratamientos como el de la profundidad sobre los parámetros analizados (*, **, *** indican significación a nivel de $p=0,05$, $0,01$ y $0,001$ respectivamente; ns: no significativo). También se indica el intervalo de confianza a $p=0,05$ para justificar la diferencia entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Existe un notable aumento del contenido de materia orgánica en el suelo proporcional a la aplicación del lodo (Tabla 4), variación que afecta principalmente a los primeros quince centímetros de suelo y, en menor medida, al segundo horizonte (15-30 cm).

Esto es importante debido a que puede favorecer una estimulación de la actividad biológica del suelo. Es precisamente en el horizonte superficial donde mayor actividad pueden desarrollar los organismos del suelo dado que existen nutrientes (lodo de depuradora), existe mejor aireación (intercambio gaseoso) y humedad suficiente. En las columnas tratadas con lodo se aprecia una disminución con la profundidad, aunque ocasionalmente presentan valores de materia orgánica superiores al tratamiento testigo.

Se aprecia aumento del contenido de nitrógeno con la aplicación de lodo, proporcional a esta adición, principalmente en el horizonte superficial (Tabla 5). En los tratamientos superiores (LM y LA) se aprecian mayores diferencias entre la superficie y los horizontes más profundos.

TABLA 4. Contenido de M.O. (g/kg m.s.) en cada horizonte y tratamiento.

Tratamiento										
Muestreo	LO		LB		LM		LA			
Prof.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	ANOVA	
1	15	3,1	0,9	8,1	2,8	10,8	2,4	20,7	3,1	168,53 ***
	30	4,5	1,0	4,2	1,0	5,4	1,6	5,1	1,9	2,48 ns
	45	4,0	0,0	3,8	0,9	3,4	0,0	4,2	1,0	5,28 *
	60	4,0	0,0	4,2	1,0	3,1	1,9	4,0	0,0	3,88 ns
F-ANOVA	12,12 **		29,33 ***		79,46 ***		341,948 ***			
2	15	3,7	2,2	9,2	0,9	10,2	0,8	17,2	6,4	47,93 ***
	30	4,4	0,9	5,4	0,1	3,8	1,0	4,0	1,6	8,02 **
	45	3,6	0,9	4,5	1,0	3,1	1,9	3,6	0,9	3,70 ns
	60	4,0	1,6	4,0	1,6	3,1	0,9	3,1	0,9	2,86 ns
F-ANOVA	1,21 ns		93,76 ***		141,14 ***		75,48 ***			
3	15	5,6	0,9	8,9	1,1	10,9	2,0	12,0	1,8	65,03 ***
	30	4,4	0,9	6,9	1,1	6,4	1,1	6,1	0,6	23,12 ***
	45	4,9	2,0	6,1	1,8	6,0	1,7	4,9	2,7	1,83 ns
	60	5,8	0,8	6,2	1,0	5,6	0,9	4,2	1,0	15,40 **
F-ANOVA	4,26 *		18,23 ***		49,68 ***		81,36 ***			
4	15	5,6	0,9	7,4	1,7	7,8	3,5	9,8	5,0	5,24 *
	30	4,7	0,0	5,4	0,1	6,0	1,6	6,3	1,9	6,05 *
	45	4,0	1,7	4,7	1,7	5,1	2,5	4,2	1,0	1,33 ns
	60	5,4	3,3	4,4	1,9	5,4	2,9	4,5	2,0	0,77 ns
F-ANOVA	2,56 ns		13,97 **		3,83 ns		14,24 **			

TABLA 5. Contenido de N Kjeldahl (g/kg m.s.) en cada horizonte y tratamiento.

Tratamiento										
Muestreo	LO		LB		LM		LA			
Prof.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	ANOVA	
1	15	0,37	0,06	0,78	0,26	0,74	0,19	1,52	0,20	119,55 ***
	30	0,47	0,26	0,43	0,23	0,50	0,26	0,48	0,15	0,37 ns
	45	0,39	0,25	0,33	0,05	0,48	0,12	0,45	0,09	3,82 ns
	60	0,43	0,10	0,42	0,09	0,50	0,28	0,44	0,11	0,94 ns
F-ANOVA	0,93 ns		23,03 ***		5,82 *		255,61 ***			
2	15	0,27	0,10	0,55	0,12	0,67	0,11	1,12	0,43	41,74 ***
	30	0,48	0,22	0,53	0,06	0,44	0,09	0,56	0,17	2,22 ns
	45	0,49	0,02	0,48	0,05	0,44	0,04	0,51	0,35	0,50
	60	0,49	0,13	0,44	0,04	0,42	0,07	0,40	0,02	4,39 *
F-ANOVA	10,74 **		9,25 **		42,40 ***		22,95 ***			
3	15	0,49	0,11	0,60	0,06	0,56	0,13	0,92	0,07	73,46 ***
	30	0,42	0,04	0,43	0,27	0,45	0,11	0,39	0,17	0,38 ns
	45	0,46	0,12	0,48	0,11	0,32	0,05	0,35	0,03	14,74 **
	60	0,37	0,06	0,49	0,10	0,32	0,02	0,33	0,12	15,50 **
F-ANOVA	5,83 *		3,91 ns		30,06 ***		123,82 ***			
4	15	0,34	0,05	0,42	0,13	0,51	0,13	0,61	0,19	13,41 **
	30	0,30	0,05	0,38	0,16	0,37	0,13	0,43	0,02	4,74 *
	45	0,35	0,26	0,40	0,20	0,36	0,14	0,37	0,07	0,24 ns
	60	0,32	0,10	0,34	0,09	0,36	0,01	0,35	0,05	0,90 ns
F-ANOVA	0,48 ns		0,91 ns		7,09 *		23,03 ***			

Hay una tendencia a la disminución del contenido de nitrógeno Kjeldahl con el paso del tiempo, que se observa sobre todo en el horizonte 0-15 cm (Tabla 5). Este importante descenso manifiesta una fuerte actividad biológica en el suelo y sin duda es reflejo de procesos de nitrificación, extraordinariamente notables en el tratamiento LA. El período de tiempo transcurrido indica que la mineralización del nitrógeno del lodo es muy rápida (en apenas cuatro meses disminuye su contenido en en LA a más de la mitad). Esta disminución es paralela a la observada con la materia orgánica. Estos resultados corroboran la idea de no aconsejar la utilización de lodo en otoño para preparar el suelo de cara a la primavera (siembra) en zonas donde el clima atemperado y la pluviosidad otoñal pueden favorecer la mineralización y

posterior pérdida por lavado de nitrógeno.

A partir del segundo muestreo y en los siguientes se observa un aumento de potasio en el nivel superficial en los tratamientos LM y LA (Tabla 6). Esta variación también se aprecia en el segundo horizonte (15-30) en los dos últimos muestreos. En los horizontes inferiores no hay variación significativa de la concentración de potasio con la aplicación de lodo. Este hecho nos muestra como existe un ligero aumento del contenido de K cambiante en el suelo debido al lodo, si bien el aporte que se realiza con el residuo no es muy relevante. Posiblemente, los procesos de mineralización del nitrógeno y el efecto del ion amonio procedente del lodo, parece favorecer esta mayor disponibilidad del nutriente por procesos de intercambio.

TABLA 5. Contenido de N Kjeldahl (g/kg m.s.) en cada horizonte y tratamiento.

		Tratamiento								
Muestreo		LO		LB		LM		LA		
	Prof.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	Media	I.C.	F-ANOVA
1	15	0,12	0,10	0,11	0,07	0,11	0,01	0,11	0,01	0,26 ns
	30	0,10	0,05	0,10	0,05	0,10	0,02	0,10	0,02	0,12 ns
	45	0,10	0,04	0,08	0,02	0,08	0,02	0,10	0,04	1,35
	60	0,09	0,02	0,09	0,03	0,08	0,02	0,11	0,04	2,19 ns
	F-ANOVA	0,95 ns		0,66 ns		12,84 **		0,31 ns		
2	15	0,09	0,04	0,10	0,01	0,13	0,01	0,14	0,01	13,98 **
	30	0,09	0,03	0,12	0,04	0,12	0,02	0,11	0,03	3,11 ns
	45	0,11	0,04	0,12	0,01	0,13	0,02	0,10	0,03	3,49 ns
	60	0,12	0,06	0,11	0,03	0,12	0,02	0,10	0,01	1,18 ns
	F-ANOVA	1,62 ns		2,00 ns		1,20 ns		12,11 **		
3	15	0,08	0,03	0,08	0,01	0,12	0,03	0,13	0,01	18,83 ***
	30	0,08	0,02	0,07	0,02	0,09	0,01	0,11	0,04	5,32 *
	45	0,08	0,04	0,07	0,03	0,08	0,02	0,08	0,04	0,24 ns
	60	0,08	0,03	0,08	0,04	0,08	0,02	0,08	0,02	0,29 ns
	F-ANOVA	0,16 ns		0,43 ns		13,97 **		9,49 **		
4	15	0,08	0,02	0,10	0,01	0,13	0,01	0,13	0,01	83,27 ***
	30	0,08	0,03	0,09	0,01	0,10	0,02	0,11	0,02	14,31 **
	45	0,08	0,05	0,09	0,03	0,09	0,01	0,10	0,02	1,24 ns
	60	0,08	0,04	0,09	0,03	0,10	0,02	0,10	0,02	1,93 ns
	F-ANOVA	0,13 ns		1,02 ns		19,41 *		17,68 ***		

CONCLUSIONES

El incremento en el contenido de materia orgánica en la superficie debido a la fertiliza-

ción con lodo de depuradora ha sido muy importante. Los datos estudiados parecen indicar que se producen fuertes procesos de mineralización, con especial incidencia entre los mues-

treos segundo y tercero (semanas de la 7ª a la 12ª aproximadamente desde el comienzo del riego).

El lodo de depuradora ha aportado nitrógeno al suelo. Este nitrógeno ha sido añadido mayoritariamente en formas nitrogenadas y los procesos de mineralización del lodo han debido favorecer la presencia de formas inorgánicas como nitrato que son asimilables por la planta a la vez que fácilmente solubles y con riesgo de contaminación. La movilidad de potasio ha sido baja a lo largo de este perfil (al igual que la de la materia orgánica y el N-Kjeldahl), por lo que se evitan pérdidas de este nutriente y se mantiene su disponibilidad para las plantas en los horizontes superficiales. Estos son realmente los únicos que se han visto afectados por la adición de lodo de depuradora en cuanto a estos parámetros analizados.

REFERENCIAS

- Almendo Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Jordán Vidal, M.M., García Sánchez, E., Mataix Solera, J. (2001): Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. En: Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados, A. Ballester Rodríguez, J. Grima Olmedo, J.A. López Geta y L. Rodríguez Hernández (eds.). Ed. Instituto Geológico y Minero de España, 23-34. ISBN 84-607-3216-9, Alicante.
- Almendo Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Gómez Lucas, I., Jordán Vidal, M.M., García Sánchez, E., Mataix Solera, J. (2002): Movement of Fe, Mn, Cu and Zn in a sewage sludge-treated soil. En: Waste Management and the Environment, D. Almorza, C.A. Brebbia, D. Sales y V. Popov, ed. WIT Press, 311-320. ISBN 1-85312-919-4, Southampton, Boston (UK).
- Almendo-Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Jordán-Vidal, M.M., Gómez-Lucas, I. (2003): Movilidad y biodisponibilidad del fósforo en un Antrosol del sureste español (Alicante) enmendado con lodo de depuradora. *Edafología* 10(1), 7-14.
- Bremner, J.M. y Breitenbeck, G.A. (1983): A simple method for determination of ammonium in semimicro-kjeldahl analysis of soils and plant materials using a block digester. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.* 14(10), 905-913.
- Cegarra, J., Hernández, M.T., Lax, A., Costa, F. (1983): Adición de residuos vegetales a suelos calizos. II. Influencia sobre la capacidad de retención hídrica y las propiedades de intercambio iónico. *An. Edafol. Agrobiol.* 42(1-2), 235-244.
- Gabriels, D. y Michiels, P. (1991): Soil organic matter and water erosion processes. En: *Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment*, Ed. The Royal Society of Chemistry, Cambridge (Reino Unido), 141-152.
- García, F. (1992): Estudio sobre estabilidad de agregados en suelos, aspectos químicos y microbiológicos. Tesis de Licenciatura, Universidad de Murcia.
- Harrod, T.R., Carter, A.D., Hollis, J.M. (1991): The role of soil organic matter in pesticide movement via run-off, soil erosion and leaching. En: *Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment*, Ed. The Royal Society of Chemistry, Cambridge (Reino Unido), 127-138.
- Hue, N.V., Ranjith, S.A. (1994): Sewage sludges in Hawaii: chemical composition and reactions with soils and plants. *Water, Air Soil Pollut.* 72, 265-283.
- Jacobs, L.W. (1981): Agricultural application of sewage sludge. En: *Sludge and its*

- ultimate disposal, Ed. Ann Arbor Science, Nueva York (EEUU), 109-126.
- Juárez, M., Sánchez-Andreu, J., Mataix, J. (1987): Interés agrícola de lodos de depuradoras de aguas residuales. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 46(1-2), 211-228.
- Knudsen, D., Peterson, G.A., Pratt, P.F. (1982): Lithium, Sodium and Potassium. En: *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, Ed. ASA y SSSA, Madison (EEUU), 225-246.
- Mininni, G. y Santori, M. (1987): Problems and perspectives of sludge utilization in agriculture. *Agric. Ecosys. Environ.* 18, 291-311.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2001): Resolución de 14 de junio de 2001, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se dispone la publicación del Acuerdo de consejo de Ministros, de 1 de junio de 2001, por el que se aprueba el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006. BOE nº 166, 25297-25304.
- Navarro Pedreño, J., Gómez, I., Moral, R., Mataix, J. (1996): Improving the agriculture value of a semi-arid soil by addition of sewage sludge and almonds residue. *Agri. Ecosys. Environ.* 58, 115-119.
- Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M.B., Jordán-Vidal, M.M., Mataix-Solera, J., García-Sánchez, E. (2003): Mobility of cadmium, chromium and nickel through the profile of a calcisol treated with sewage-sludge in the southeast of Spain. *Env. Geology* 44, 545-553.
- Palazzo, A.J. y Reynolds, S.M. (1991): Long-term changes in soil and plant metal concentrations in an acidic dredge disposal site receiving sewage sludge. *Water Air Soil Pollut.* 57-58, 839-848.
- Parr, J.F., Willson, G.B., Sikora, L.J., Taylor, J.M. (1983): Utilization of organic wastes as resources for improving soil productivity. En: *El reciclaje de materias orgánicas en la agricultura de América latina*. Ed. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma (Italia), 69-78.
- Primo, E. y Carrasco, J.M. (1980): *Química Agrícola I. Suelos y fertilizantes*. Ed. Alhambra, Madrid.
- Seaker, E. M. (1991): Zinc, copper, cadmium and lead in minespoil, water and plants from reclaimed mine land amended with sewage sludge. *Water Air Soil Pollut.* 57-58, 849-859.
- Sierra, B., Navarro Pedreño, J., Gómez, I., Mataix, J. (1994): Soil properties affected by wastes from olive oil processing industries. *Fresenius Environ. Bull.* 3, 381-386.
- Tam, N.F.Y. y Wong, Y.S. (1994): Nutrient and heavy metal retention in mangrove sediment receiving wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 29, 193-200.
- Trudgill, S.T., Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Arkell, B.P. (1991): Soil nitrate sources and nitrate leaching losses, Slapton, South Devon. *Soil Use Manag.* 7, 200-206.
- Waters, A.G. y Oades, J.M. (1991): Organic matter in water-stable aggregates. En: *Advances in organic matter research: the impact on agriculture and the environment*, Ed. The Royal Society of Chemistry, Cambridge (Reino Unido), 299-314.
- White, R.E. (1987): *Introduction to the principles and practice of soil science*. Ed. Blackwell Scientific Publications Oxford (Reino Unido).
- Whiteside, P.J. y Milner, B.A. (1984): *Pye Uni-*

cam atomic absorption data book. Ed. Pye Unicam Ltd, Cambridge (Reino Unido).

WRB (2006): World Reference base for oil Resource. World Soil Resources Reports 103. Ed. IUSS-ISRIC-FAO (Italia).