

ESCORRENTÍA Y GRANULOMETRIA DE SEDIMENTOS EN SUELOS TRATADOS CON DIVERSOS TIPOS DE LODOS DE DEPURADORA

G. OJEDA CASTRO, J.M. ALCAÑIZ BALDELLOU, O. ORTIZ PERPIÑÁ, D. TARRASÓN CERDÁ

Centre de Recerca Ecológica i Aplicacions Forestals (CREAF), Laboratori de Sòls, Unitat d'Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona. Edificio Facultad de Ciencias, Campus UAB, 08193 Bellaterra (Cerdanyola Vallés), España.

Abstract. Three types of sewage sludge were applied to a calcareous loam soil and a neutral pH, sandy surface texture soil. All sludge came from the same batch, secondary treatment by anaerobic digestion (fresh sludge, 20% dry matter) and were subjected to composting with pinewood splinters (composted sludge, 66,5% dry matter) or were thermally dried (thermal sludge, 84,7% dry matter). Field plots of 20 x 5m were equipped with Gerlach channels to collect runoff and sediments. Anyone of the three types of sludge applied reduces soil losses, but only thermally-dried sludge reduces runoff. In loam soil, the percent of silt and clay in the sediments increases when runoff also increases, but not in sandy soil. In loam soil, any type of sludge applied reduces fine sediment losses, but in sandy soil only fresh and composted sludge.

Key words: sewage sludge, erosion, run-off, compost, land rehabilitation

Resumen. Se han aplicado tres tipos de lodos de una depuradora sobre un suelo calizo franco, y otro de pH neutro y textura superficial arenosa. Los lodos que proceden de un mismo lote, se han obtenido tras un tratamiento secundario por digestión anaerobia (lodo fresco, 20% m.s.) y se han sometido a compostaje con astillas de pino (lodo compostado, 66,5% m.s.) o a secado térmico (lodo térmico, 84,7% m.s.). En parcelas de 20 x 5m se han instalado canales Gerlach para la recolección de aguas de escorrentía y sedimentos. Los tres tipos de lodos reducen las pérdidas de suelo, pero solo el térmico reduce la escorrentía. Se observa un incremento en la proporción de limos y arcillas al aumentar el volumen de escorrentía en el suelo franco pero no en el arenoso. En el suelo franco cualquier tipo de lodo disminuye la pérdida de fracción fina, pero en el suelo arenoso únicamente la reduce los lodos frescos y compostados.

Palabras clave: lodos depuradora, erosión, escorrentía, compost, lodo térmico, rehabilitación de suelos

INTRODUCCIÓN

Los lodos de depuradora son unos residuos orgánicos ampliamente usados como fertilizantes en suelos agrícolas. Es bien conocido que estos residuos pueden contener elementos potencialmente tóxicos, microorganismos patógenos y otras sustancias contaminantes que limitan sus posibilidades de aprovechamiento (Woodbury, 1992; IC Consultants, 2001). La normativa actual (RD 1310/90 trasposición de la Directiva Europea 86/278/CEE) restringe las aplicaciones de acuerdo con el contenido de metales pesados en los lodos y suelos receptores si bien en los últimos años han ido apareciendo varios documentos de trabajo que se perfilan como borradores de una nueva directiva europea en este tema (EU, 2000). Con objeto de incrementar la seguridad ambiental de las futuras aplicaciones de lodos a suelos, en estos documentos se propone mejorar los tratamientos de digestión de estos residuos en las plantas depuradoras para reducir los niveles de patógenos, esterilizarlos por secado térmico o tratarlos en procesos de compostaje. Además se propone reducir las concentraciones máximas permitidas de metales pesados en los lodos y suelos receptores, y se introducen unos niveles máximos de grupos de contaminantes orgánicos catalogados como problemáticos (Schnaak *et al.*, 1997). Por todo ello, el escenario que se perfila para las futuras aplicaciones de lodos es de incremento del uso de lodo compostado o de secado térmico (85% de materia seca) en detrimento de la utilización del lodo obtenido en el tratamiento secundario de la depuradora (aproximadamente con un 20% de materia seca, llamado también deshidratado). El Plan Nacional de Lodos de Depuradora 2001-06 propone como objetivos ecológicos el reciclado para uso agrícola y conservación de suelos del 65% de los lodos generados, de los cuales un 25% lo sean en forma de compost.

El uso de lodos de depuradora en la rehabilitación de suelos degradados está en auge, especialmente en la zona mediterránea, por las posibilidades que ofrecen de mejora de los niveles de nutrientes y de las propiedades físicas del suelo a un costo razonable (Albaladejo *et al.*, 1994; Albaladejo *et al.* 2000; Cuevas *et al.*, 2000). El uso de lodos para la rehabilitación de suelos de minería es un caso algo especial ya que se trata de aportaciones únicas, a dosis relativamente elevadas, que pretenden sobre todo la mejora de las condiciones físicas del suelo restaurado (Sopper, 1993; Alcañiz *et al.*, 1998; Zier *et al.*, 1999).

Los lodos de depuradora favorecen la formación de agregados por lo que son aptos para mejorar algunas propiedades físicas del suelo (Metzger y Yaron, 1987; Clapp, 1994; de León-González, 2000). Cohesionan partículas debido a la abundante materia orgánica que contienen y a la presencia de calcio o hierro aportados durante el proceso de tratamiento en las depuradoras. También los polielectrolitos utilizados como floculantes o espesantes de los lodos pueden contribuir a la formación de agregados en el suelo (Sort, 1997). Sin embargo, una parte de estos efectos directos son temporales y tienden a desaparecer en menos de un año debido a que la materia orgánica de los lodos se descompone, lo que afecta al tamaño de los agregados y a su estabilidad (Sort y Alcañiz, 1999a). La porosidad también aumenta por efecto de los lodos, sobre todo la microporosidad interna de los agregados (Sort y Alcañiz, 1999b). Por técnicas de microanálisis de rayos-X se ha podido determinar que, en un año, la materia orgánica de los lodos se integra bien a la matriz mineral del suelo, y que progresivamente los componentes orgánicos de los lodos son sustituidos por los aportados por la nueva vegetación instalada en la zona restaurada (Sort y Alcañiz, 2001). Otros trabajos indican que los lodos reducen la escorrentía y las tasas de erosión en los suelos tratados,

tanto por efectos directos, como por la mayor cobertura vegetal en las zonas restauradas (Martínez *et al.*, 2003; Ojeda *et al.*, 2003). Cuando se pretende la recuperación de suelos forestales afectados por incendios, las aplicaciones de biosólidos se realizan en superficie para acelerar la revegetación por lo que los efectos sobre la escorrentía pueden ser importantes (Guerrero *et al.*, 2001)

El objetivo de este trabajo es determinar si la aplicación en superficie de tres formas de un mismo lodo de depuradora (fresco, compostado o de secado térmico) influye sobre la escorrentía y la granulometría de los sedimentos erosionados obtenidos en dos tipos de suelos tratados.

ÁREA DE ESTUDIO Y DISEÑO EXPERIMENTAL

Los experimentos fueron llevados a cabo en dos sitios próximos llamados La Vallmitjana y El Puig, localizados en el municipio de Taradell (Barcelona), una zona de clima submediterráneo con tendencia continental. El suelo de El Puig, desarrollado sobre margas, se caracteriza por tener un epipedión ócrico, textura franca y ser rico en carbonatos (*Calciustept údico*). Nos referiremos a éste como suelo franco. El suelo de La Vallmitjana, desarrollado sobre areniscas y conglomerados, presenta un endopedión argílico, tiene una textura arenosa franca en el horizonte A, un pH neutro, y es pobre en materia orgánica (*Haplustalf típico*). Nos referiremos a él como suelo arenoso, por tener esta textura en superficie. Se contó con una estación meteorológica situada entre los dos sitios, la cual suministró los datos de precipitación, temperatura y humedad del aire, y del suelo a 10 y 50 cm.

Se prepararon treinta y dos parcelas de 20 m de largo por 5 de ancho para medir escorrentía y erosión. De ellas, 20 estuvieron localizadas en el suelo arenoso de La Vallmitjana (cinco por cada tratamiento), y

12 en el suelo franco de El Puig (tres por cada tratamiento). Las parcelas están localizadas en una pendiente media de 16 %. Sobre estas parcelas se hizo una aplicación en superficie de una cantidad equivalente a 10 Mg ha⁻¹ de tres variantes de un mismo lote de lodo de depuradora de aguas residuales urbanas obtenido por digestión anaerobia y deshidratación parcial por centrifugación. Este lodo, que contiene un 20,3% de materia seca, lo denominamos lodo fresco (F). También se ha usado el mismo lodo fresco transformado en compost (C) con un contenido del 66,5% de materia seca; y el mismo desecado casi totalmente en un proceso térmico (T) que tiene un 84,7% de materia seca. Además se incluyó igual número de parcelas control sin lodo (O) en los dos suelos.

Información más detallada sobre el área de estudio, datos de precipitación, características de los suelos, lodos empleados, procesos de obtención de los lodos, forma de aplicación, y dispositivos experimentales puede consultarse en Ojeda *et al.* (2003).

MATERIAL Y MÉTODOS

En la parte inferior de cada parcela se colocó un canal Gerlach conectado a un bidón de 10 L. El volumen de escorrentía se determinó en campo después de cada episodio de lluvia y se recogieron y almacenaron los sedimentos. A pesar de que hubo alguna intensa tormenta, en muy pocos casos el volumen de escorrentía rebasó los bidones, teniendo esta pérdida poca influencia en los resultados. Las aguas de escorrentía y los sedimentos fueron recolectados durante el periodo comprendido entre el 3 de mayo de 2001 y el 8 de mayo de 2002. Una muestra acumulada de estos sedimentos se preparó a partir de las obtenidas a lo largo del año de muestreo en cada tratamiento. Se tomaron también tres muestras de suelo de cada parcela (parte alta, media y baja de cada parcela), a una profundidad de 0 – 5 cm, en mayo de

2003 para la posterior comparación entre sedimentos y suelo.

La composición granulométrica en clases de tamaño de las partículas >500 μm , dispersadas y no dispersadas, se determinó por tamizado. Las distribuciones de tamaño de partículas de la fracción <500 μm , dispersada y no dispersada, se determinó por medio de un MasterSizer (Malvern instruments SB.0D%, laser fraction granulometer). Todas las muestras de suelo y sedimento provenientes de cada una de las parcelas fueron dispersadas con hexametáfosfato de sodio, agitando durante 12 horas. El sedimento en suspensión contenido en el agua capturada en el bidón de cada canal Gerlach fue fraccionado por el método de sedimentación de la pipeta de Robinson en las fracciones arena gruesa (2 – 0.2 mm), arena fina (0.2 – 0.05 mm) y limos + arcillas (< 0.05 mm).

Los datos se trataron mediante test t-Student y por ANOVA de dos factores (suelo, tipo de lodos). Cuando se encontraron dife-

rencias significativas se aplicó el test PLSD de Fisher por parejas con objeto de comparar tratamientos. Se empleó el paquete estadístico StatWiew®, ver 5.0.1, SAS Institute Inc,1992-98.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el periodo de muestreo, que comprendió cerca de un año, cayeron 561 mm de precipitación que ocasionaron pérdidas por erosión distintas en cada tratamiento, diferenciándose sobre todo por el tipo de suelo. La adición superficial de lodo de depuradora resultó en una reducción significativa de la producción de sedimentos sin importar el tipo de lodo que se usó. En cambio, únicamente se produjo una disminución significativa del volumen de escorrentía para el caso del tratamiento con lodo de secado térmico (Ojeda *et al.*, 2003). La tabla 1 presenta la producción acumulada media de sedimento y escorrentía en los diferentes tratamientos.

TABLA 1. Pérdida de suelo acumulada durante el periodo de muestreo (1 año), en los diferentes tratamientos con lodos (O = control, C = lodo compostado, F = lodo fresco, T = lodo secado térmico).

		Suelo Franco				Suelo Arenoso			
		C	F	T	O	C	F	T	O
Escorrentía (L)	Media	66.6	51.2	36.3	53.1	31.1	27.4	22.3	30.2
	Desv. Estd.	14.4	3.2	17.5	6.5	8.0	9.6	6.5	5.9
Pérdida de Suelo (g)	Media	601.5	461.6	399.1	1190.8	102.1	90.859	146.9	187.7
	Desv. Estd.	553.9	163.8	485.1	326.7	89.9	27.8	52.0	61.9

Las partículas desprendidas de la superficie del suelo y los microagregados son transportados por el flujo de la escorrentía y sedimentan cuando su velocidad decrece por efecto de la pendiente, irregularidades del terreno, o la cobertura del suelo. Las partículas o agregados más gruesos se desplazan mayoritariamente por arrastre, mientras que las finas pueden hacerlo en suspensión. Por ello, se ha considerado sedimento de arrastre el capturado en el canal del Gerlach, por ser

este de menor movilidad, y sedimento en suspensión el capturado en el bidón del Gerlach, por ser el que presumiblemente es transportado a mayores distancias.

Los resultados obtenidos, realizando un análisis de test-t de parejas entre la cantidad de sedimento en suspensión y de arrastre, indican que en el suelo arenoso la mayoría de los sedimentos son de arrastre, es decir, son capturados en el canal Gerlach, quedando poco en suspensión (18 – 27 %). En cambio,

en el suelo franco, las cantidades de sedimento en suspensión (28 – 45 %) son relativamente importantes, lo que sugiere una mayor susceptibilidad a la erosión de este suelo al ser su sedimento más fácilmente transportado por la escorrentía.

Parte de las partículas que transporta la escorrentía son las generadas por la salpicadura y procedentes de la rotura de agregados. La otra parte, incluye también las que ya están disponibles en el suelo para ser erosionadas, las cuales son partículas de tamaño fino y microagregados susceptibles de ser transportados (Slattery y Burt, 1997). La figura 1 indica que, en el suelo franco, la carga de sedimento es de tamaño más fino cuando el volumen de escorrentía aumenta, lo

que sugiere que el sedimento estaría menos agregado (o en agregados de menor tamaño), probablemente porqué al aumentar la turbulencia en flujos grandes también aumenta la rotura de agregados (Slattery y Burt, 1997). Para el caso del suelo arenoso, a pesar de la amplia dispersión de los datos, los resultados estarían más de acuerdo con la suposición tradicional de que el aumento de flujo facilita el transporte de partículas mayores (Horowitz, 1985). No obstante, Reid y Frostick (1994) sugieren que hay una variada relación entre el tamaño de las partículas del sedimento y el flujo.

Al realizar estos mismos análisis en los tratamientos con lodo, se encontró que, en el suelo franco, los comportamientos fueron

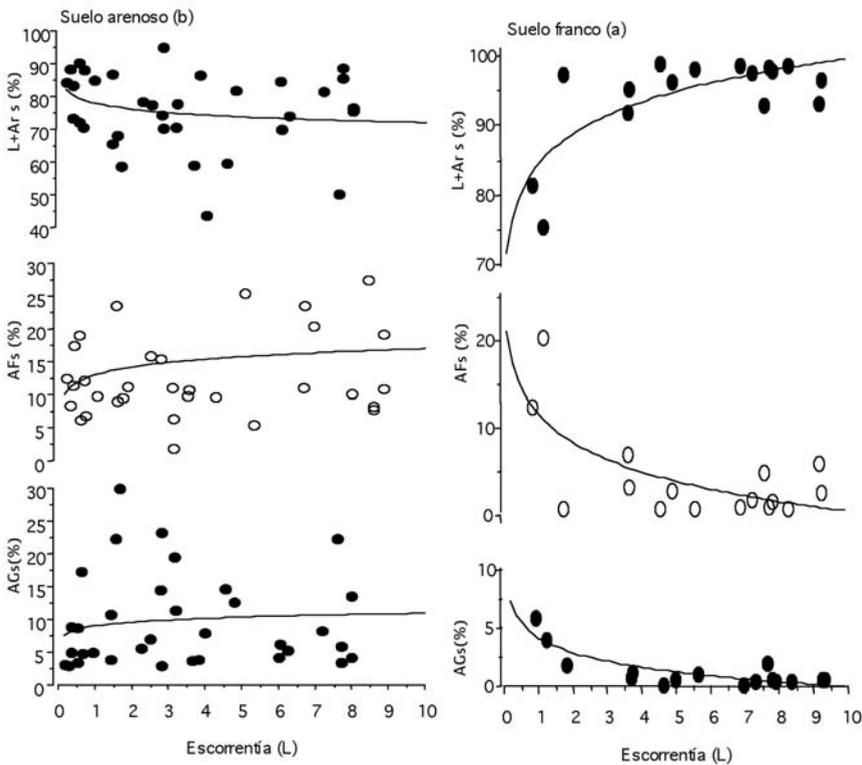


FIGURA 1. Relaciones entre la proporción de arena gruesa (AG), arena fina (AF) y fracción fina (limo + arcilla) en suspensión y el volumen de escorrentía, en el suelo arenoso de La Vallmitjana y el suelo franco de El Puig, en las parcelas sin tratamiento con lodos (controles).

similares al respectivo control, pero que los coeficientes de determinación fueron más bajos. Esto podría ser otro indicio de procesos de agregación, más evidentes en este tipo de suelo. En el suelo arenoso, la dispersión es la misma y no se distinguen cambios importantes, sugiriendo que la naturaleza estructural de los agregados en este tipo de suelo está menos afectada por la adición de lodo.

Las distribuciones de tamaño de las partículas del suelo y de los sedimentos erosionados en cada uno de los tratamientos, se presentan en la tabla 2. La distribución de tamaños del sedimento de arrastre se mostró, en

todos los casos, más gruesa que la distribución de tamaños del sedimento en suspensión. Al comparar la distribución del sedimento de arrastre entre dispersado y no dispersado se observó que, en la mayoría de casos, la fracción fina (limo + arcilla) incrementa de forma significativa al dispersar las partículas, lo cual sugiere que el sedimento de arrastre viaja en la escorrentía, al menos en parte, como agregado. Es posible que el sedimento en suspensión viaje también agregado, pero a una escala de tamaño mucho menor (microagregados) que no ha sido considerada en este trabajo.

TABLA 2. Distribuciones de clases de tamaño de partículas (%) del suelo original dispersado, sedimento de arrastre dispersado y no dispersado, y de sedimento en suspensión, para el suelo franco y el suelo arenoso tratado con lodos (O = control, C = lodo compostado, F = lodo fresco, T = lodo secado térmico).

Arenoso Ø(mm)	Suelo disp	Sedimento de arrastre no dispersado				Sedimento de arrastre dispersado				Sedimento en suspensión no dispersado			
		O	C	F	T	O	C	F	T	O	C	F	T
		AG (2 – 0.2)	68.3	85.2	87.5	87	86.2	81.7	85	85	83.9	9.6	8.9
AF (0.2 – 0.05)	18.0	11.3	10.1	10.3	11.0	10.5	9.5	9.4	9.3	14.4	17.2	14.8	12.9
FF (< 0.05)	13.7	3.5	2.4	2.7	2.8	7.8	5.5	5.45	6.8	76	73.9	73.9	78.6
Franco Ø (mm)	Suelo disp	Sedimento de arrastre no dispersado				Sedimento de arrastre dispersado				Sedimento en suspensión no dispersado			
		O	C	F	T	O	C	F	T	O	C	F	T
		AG (2 – 0.2)	4.9	50.7	53.5	64.6	38	31.4	37.6	35.3	16.8	1.2	3.5
AF (0.2 – 0.05)	29.5	26.6	23.7	22.1	31.3	33.1	28.8	33.6	33.4	5.5	8.5	9.7	5.5
FF (< 0.05)	65.6	22.7	22.8	13.3	30.7	35.5	33.6	31.1	49.8	93.3	88	85.6	91.8

Una relación de enriquecimiento de clases de partículas entre sedimento y suelo, similar a la usada por Slattery y Burt (1997) o Martínez-Mena *et al.* (1999), se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$RE = \frac{\% \text{ clase de tamaño N en el sedimento en suspensión}}{\% \text{ clase de tamaño N en la matriz del suelo}} \quad (1)$$

Valores de RE mayores a 1.0 significan enriquecimiento en comparación a la matriz

del suelo (figura 2). Hay que tener en cuenta, sin embargo, que esta relación no responde a un hecho real ya que las partículas en los suelos no se encuentran normalmente dispersadas. No obstante, el hecho de que se haya encontrado más fracción fina en el sedimento en suspensión en comparación con la matriz de ambos tipos de suelo, junto con los resultados mostrados en la figura 1, sugiere que cada evento de escorrentía fue capaz de transportar preferentemente la fracción fina y

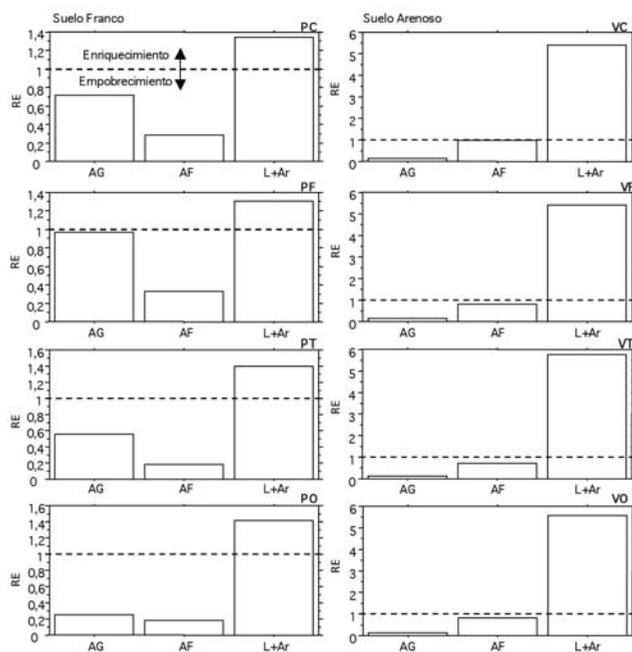


FIGURA 2. Comparación de las relaciones RE entre sedimento y suelo, para las fracciones AG (arena gruesa), AF (arena fina) y L + Ar (limo + arcilla), usando la ecuación (1), en los diferentes tratamientos (PO: Franco Control; PF: Franco Fresco; PC: Franco Compostado; PT: Franco Térmico; VO: Arenoso Control; VF: Arenoso Fresco; VC: Arenoso Compostado; VT: Arenoso Térmico).

que esto también depende de las cantidades disponibles de esta fracción, es decir, que la textura misma del suelo también condicionará cualquier tasa de enriquecimiento / empobrecimiento. En este sentido, los niveles de producción / liberación de fracción fina están en equilibrio en el suelo franco ($ER \approx 1$), mientras que el suelo arenoso libera proporcionalmente mucha más fracción fina posiblemente por tener agregados menos estables. Dado el papel fundamental de la fracción fina en el mantenimiento de la estructura y el estatus de nutrientes del suelo, la merma de esta fracción podría tener serias implicaciones para la fertilidad del suelo. Desde el punto de vista de la contaminación, las partículas en suspensión, coloides y bacterias están dentro del diámetro de rango <0.05 mm (McCarthy y Zachara, 1989), por lo que esta fracción es

de gran importancia para la descripción del transporte de contaminantes. Otros autores han encontrado también un empobrecimiento de limos y arcillas por erosión en suelos de texturas variadas (Andreu *et al.*, 1994; Fullen *et al.*, 1996).

La figura 3 muestra la composición en porcentaje de las fracciones arena gruesa, arena fina y limo + arcilla del sedimento presente en la escorrentía en función del tipo de lodo y suelo. Al analizar el efecto del fango en cada una de las fracciones, se observa que la adición superficial de lodo compostado, fresco y térmico se traduce en una pérdida algo menor de arena gruesa. En la fracción arena fina existe un comportamiento diferencial entre los dos tipos de suelo. En el caso del suelo franco, el uso de lodo fresco y de secado térmico redujo la pérdida de esta frac-

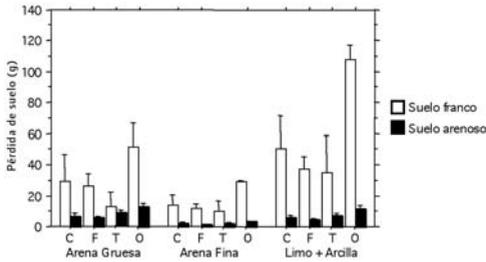


FIGURA 3. Granulometría media global del sedimento presente en la escorrentía de los diferentes tratamientos con lodos. (PO: Franco Control; PF: Franco Fresco; PC: Franco Compostado; PT: Franco Térmico; VO: Arenoso Control; VF: Arenoso Fresco; VC: Arenoso Compostado; VT: Arenoso Térmico).

ción. En el suelo arenoso, solamente el uso de lodo fresco fue capaz de reducir la erosión de esta fracción del sedimento. La fracción fina también presentó un comportamiento distinto según el tipo de suelo. En el suelo franco, cualquier tipo de lodo redujo la pérdida de la fracción fina. En el suelo arenoso, únicamente los lodos compostado y fresco favorecieron una disminución significativa de la erosión de esta fracción. Dado que en el suelo

franco la fracción fina es la predominante en sus sedimentos, estos tratamientos podrían ser adecuados para reducir la erosión. Los resultados obtenidos sugieren que el tipo de lodo puede tener un cierto efecto en la reducción de la pérdida de una u otra fracción.

Únicamente el tratamiento con lodo térmico produjo una disminución significativa en los niveles de escorrentía (Ojeda *et al.*, 2003). La figura 4a presenta el percentil 75 para los valores de escorrentía correspondientes al suelo franco. En este caso, el 75% de los valores de escorrentía observados en el tratamiento con lodo de secado térmico fueron menores a 5.7 L. Para este tipo de suelo, solo en un 3% de los casos se alcanzó o superó la capacidad de almacenamiento de los bidones (10 L). La figura 4b presenta el percentil de la escorrentía correspondiente al suelo arenoso en la que se observa que el 75% de los valores registrados en el tratamiento con lodo de secado térmico fueron menores a 2.4 L. En este suelo, solo en un 0.5 % de los casos se igualó o superó la capacidad de los bidones. La tabla 3 presenta los percentiles 90, 75, 50, 25 y 10% para cada uno de los tratamientos con lodo en los dos tipos de suelo.

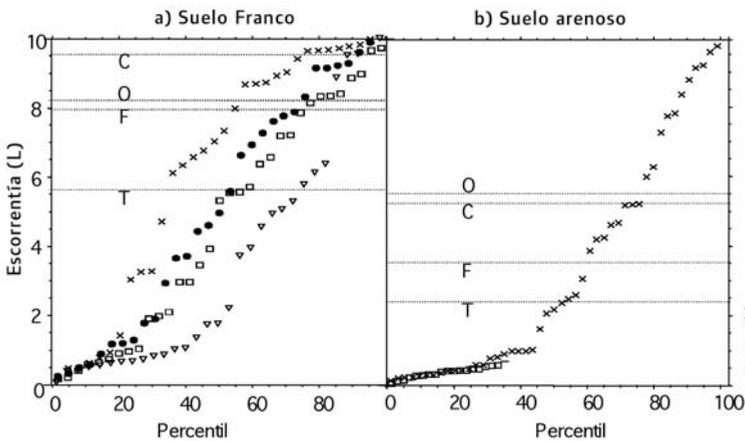


FIGURA 4. Diagrama del percentil 75 para cada uno de los tratamientos en el suelo franco (a) y el arenoso (b) (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico).

TABLA 3. Percentiles 10, 25, 50, 75 y 90 de los diferentes tratamientos con lodo, para los suelos franco y arenoso (O = control, C = lodo composto, F = lodo fresco, T = lodo secado térmico).

Percentil (%)	Franco				Franco arenoso			
	O	C	F	T	O	C	F	T
10	0.57	0.60	0.57	0.45	0.39	0.29	0.32	0.23
25	1.43	3.16	1.05	0.67	0.83	0.53	0.49	0.41
50	4.98	7.20	5.34	1.74	2.77	2.19	1.09	0.91
75	8.23	9.55	7.95	5.65	5.51	5.22	3.54	2.41
90	9.43	9.81	8.90	9.52	7.70	8.70	7.96	6.93

Se puede apreciar, por lo tanto, que la concentración de sedimento puede verse afectada por la capacidad de transporte de la escorrentía y por el régimen de liberación del sedimento, que a su vez dependen del drenaje y la infiltración (Huang *et al.*, 1999), del contenido de humedad antecedente del suelo (Truman y Bradford, 1990) o de la cobertura vegetal (Cerdan *et al.*, 2002).

CONCLUSIONES

La aplicación de cualquiera de los tres tipos de lodos ensayados redujo las pérdidas por erosión de las fracciones arena gruesa, arena fina y limo + arcilla en los dos suelos estudiados. Dado que se considera que el sedimento en suspensión, formado mayoritariamente por limo + arcilla, es el más susceptible a ser transportado a distancias grandes, la reducción en la carga de fracción fina (limo + arcilla) inducida por la adición superficial de lodo de depuradora se puede considerar un efecto favorable desde el punto de vista ambiental.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha contado con la financiación parcial de la Generalitat de Catalunya dentro del proyecto ECOFANGS de la CIRIT-Medi Ambient. El autor G. Ojeda ha

sido beneficiario de una beca de la Agencia Española de Cooperación Internacional.

REFERENCIAS

Albaladejo, J., Stocking, M., Díaz, E. y Castillo, V. (1994): Land rehabilitation by urban refuse amendments in semiarid environments: effect on soil chemical properties. *Soil Technology* 7:249-260.

Albaladejo, J. Castillo, V. y Díaz, E. (2000): Soil loss and runoff on semiarid lands as amended with urban solid refuse. *Land Degradation & Develop.*,11: 636-373.

Alcañiz, J.M., O. Ortiz, L. Comellas, M. Pujolá y E. Serra (1998): Utilización de lodos de depuración en la rehabilitación de suelos de canteras. *Ingeopres* 59: 28-34.

Andreu V., Forteza J., Rubio J.L. y Cerni R. (1994): Nutrient losses in relation to vegetation cover on automated field plots. En: R. J. Rickson (Ed.), *Conserving Soil Resources: European Perspectives*, CAB International, Wallingford, pp 116 – 126.

Cerdan, O. Le Bissonnais, Y. Souchère, V. Martín, P. y Lecomte V. (2002): Sediment concentration in interrill flow: interactions between soil surface conditions, vegetation and rainfall. *Earth Surf. Process. Landforms*, 27: 193-205.

- Clapp C.E., W.E. Larson y R.H. Dowdy (editors) (1994): *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. American Society of Agronomy, Madison, USA, 258 p.
- Cuevas G, Blázquez R, Martínez F. y Walter I. (2000): Composted MSW effects on soil properties and native vegetation in a degraded semiarid shrubland. *Compost Sci Utiliz.* 8(4): 303-309.
- de León-González, F. Hernández-Serrano, MM. Etchevers, JD. Payán-Zelaya, F. y Ordaz-Chaparro, V. (2000): Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rainfall in the valley of México. *Soil & Tillage Res.*, 56: 213-217.
- Directiva 86/278/CEE sobre el uso de lodos en agricultura.
- EC (1998): EC, Implementation of Council Directive 91/271/EEC concerning urban waste water treatment, as amended by Commission Directive 98/15/EC. Edwards, WE. Owens, LB. (1991). Large storm effects on total erosion. *J. Soil Water Conserv.*, 96: 75-78.
- EU (2000): Working document on sludge. 3^o draft. ENV.E.3/LM. Brussels, 27 April, 2000. <http://europa.eu.int/comm/environment/sludge/report10.htm>; consultado el 26/11/2002.
- Fullen M.A., Zheng Yi y Brandsma R.T. (1996): Comparison of soil and sediment properties of a loamy sand soil soil. *Soil Technol.* 10: 35 - 45.
- Guerrero C, Gómez I, Moral R, Mataix-Solera J, Mataix-Beneyto J. y Hernández T. (2001): Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved cover recovery. *Bioresource Technology* 76:221-227.
- Horowitz AJ. (1985): A primer on Trace Metal-Sediment Chemistry, United States Geological Survey. *Water Supply paper*, 2277.
- Huang C, Wells LK. y Norton LD. (1999): Sediment transport capacity and erosion processes: model concepts and reality. *Earth Surface Process and Landforms* 24: 503 - 516.
- IC Consultants (2001): *Pollutans in urban waste water and sewage sludge*. Final Report, ICON, IC Consultants Ltd, London, UK, Directorate-General Environment. 232 p+ appendices.
- Martínez F., Casarameiro M.A., Morales D., Cuevas G. y Walter I. (2003): Effects on run-off water quantity and quality of urban organic wastes applied in a degraded semi-arid ecosystem. *Sci. Tot. Environ.* 305:13-21.
- Martinez-Mena M, Alvarez J, Albaladejo J. y Castillo VM. (1999): Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena* 38: 175 - 190.
- McCarthy J. y Zachara J. (1989): Subsurface transport of contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 23(5): 496 - 502.
- Metzger, L. y Yaron, B. (1987): The influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Adv. Soil Sci.*, 7: 141-161.
- Ojeda G., Alcañiz JM. y Ortiz O. (2003): Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation and Development* 14: 563 - 573.
- Reid I. y Frostick LE. (1994): Fluvial sediment transport and deposition, in Pye, K. (Ed), *Sediment Transport and Depositional processes*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 89 - 155.
- Schnaak, W., Th. Kuchler, M. Kujawa, K.P. Henschel, D. Sübenbach and R. Donau (1997): Organic contaminants in sewage sludge and their significance in the agricultural utilization of sewage sludge. *Chemosphere*, 35(1/2): 5-11.

- Slattery MC. y Burt TP. (1997): Particle size characteristics of suspended sediment in hillslope runoff and stream flow. *Earth Sur. Proc. & Landforms* 22: 705 – 719.
- Sopper W.E. (1993): *Municipal Sludge Use in Land Reclamation*. Lewis Publishers, Boca Raton, 163 p.
- Sort, X. (1997) : Propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora. Tesis doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona, España.
- Sort, X. y J.M. Alcañiz (1999a): Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land degradation & Development* 10: 3-12.
- Sort, X. y J.M. Alcañiz (1999b): Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil & Tillage Research* 49:337-345
- Sort, X y J.M. Alcañiz (2001): Application of X-ray microanalysis to study the distribution of organic waste in soil. *Geoderma* 104: 1-15.
- Truman CC y Bradford JM. (1990): Effect of antecedent soil moisture on splash detachment under simulated rainfall. *Soil Science* 150 (5): 787 – 798.
- Woodbury P.B. (1992): Trace elements in municipal solid waste composts: a review of potential detrimental effects on plants, soil biota, and water quality. *Biomass and Bioenergy* 3(3-4) 239-259.
- Zier, N. Schiene, R. Koch, H. y Fischer K. (1999): Agricultural reclamation of disturbed soils in a lignite mining area using municipal and coal wastes: the humus situation at the beginning of reclamation. *Plant Soil*, 213: 241 – 250.

