



Universitat Autònoma de Barcelona

CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals)
Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i d'Ecologia
Universitat Autònoma de Barcelona

**Aplicaciones en superficie de lodos de depuradora y
sus repercusiones sobre la erosión y las propiedades
físicas del suelo**

Tesis Doctoral

Franklin Gerardo Ojeda Castro

Bellaterra, mayo de 2005



Universitat Autònoma de Barcelona

CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals)
Unitat d'Ecologia, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i d'Ecologia
Universitat Autònoma de Barcelona

Aplicaciones en superficie de lodos de depuradora y sus repercusiones sobre la erosión y las propiedades físicas del suelo

Memoria presentada por:

Franklin Gerardo Ojeda Castro

Para optar al grado de Doctor en Ciencias del Suelo

Programa de Doctorado Interuniversitario en Ciencias del Suelo

Con el V^o. B^o. :

Dr. Josep Maria Alcañiz i Baldellou

Director de Tesis

Gerardo Ojeda

Doctorando

Bellaterra, mayo de 2005

Presentación

Esta tesis pretende contribuir al conocimiento sobre cómo aplicaciones en superficie de lodos de depuradora de aguas residuales urbanas, utilizados como abonos, pueden afectar a propiedades físicas de los suelos tales como la susceptibilidad a la erosión (pérdida de suelo y escorrentía), la retención de humedad o a la estabilidad de los agregados.

En la introducción se hace una breve descripción de los lodos de depuradora: que son, como se generan y que normativa existe acerca de su utilización. A continuación se hace un repaso de los antecedentes de la utilización de lodos de depuradora, especialmente en aplicaciones no agrícolas, y de los trabajos previos del grupo de investigación del CREAM responsable del proyecto global en el que se enmarca este trabajo. Se describen también los objetivos y la organización del trabajo.

Se describe después el lugar de experimentación, las características y propiedades generales de los suelos y lodos empleados, así como el diseño experimental usado.

La parte principal de la memoria de la tesis está, compuesta por cinco capítulos, en formato de artículos científicos independientes, que versan sobre aspectos concretos de los efectos de los lodos de depuradora sobre algunas propiedades físicas de los suelos:

1. Escorrentía y pérdidas por erosión en suelos enmendados con lodos de depuradora (en inglés).
2. Escorrentía y granulometría de sedimentos en dos suelos tratados con tres tipos de lodos de depuradora (en castellano).
3. Pérdidas de nitrógeno en la escorrentía de un suelo de margas tratado con lodos de depuradora (en castellano).
4. Análisis fractal de la histéresis en las curvas de retención de humedad del suelo influidas por aplicaciones superficiales de lodo (en inglés).
5. Estabilidad de agregados en un suelo franco influida por aplicaciones de lodo (en castellano).

Por último, se hace una síntesis de los resultados obtenidos tratando de hacer una interpretación conjunta que permita extraer las conclusiones globales acerca de los diferentes efectos del lodo de depuradora sobre las propiedades físicas de los suelos.

Los trabajos de esta tesis se iniciaron en abril de 2001, finalizando la parte experimental en Enero de 2004.

A Jehová, el Creador.
A mi familia, sanguínea y no sanguínea

Creo en el dialogo, creo en la dignidad
de la persona, en la libertad. Siento nostalgia,
casi ansiedad de un Infinito, pero humano,
a nuestra medida.

Ernesto Sabato

AGRADECIMIENTOS

Es difícil expresar aquí todo lo que siento en este momento. Hay muchas personas a lo largo de este largo recorrido académico me han ido “salvando la vida”. He llegado hasta aquí por todas ellas, espero no olvidar a nadie. Agradezco a mi Mamá. Ella hizo muchos sacrificios por mi, sea esta la hora de reconocer todos los sinsabores y alegrías que tuvo que pasar por mi. A mis hermanos: Pilar, Estefanía, Erika y Ronald. Su existencia es un estímulo grande para mi vida.

Agradezco toda la formación recibida por los profesores que tuve a lo largo de mi vida. Muchos de ellos se esforzaron por que lograra aprender algo útil para mi vida. Al volver a mi antiguo colegio en octubre pasado volví a ver algunos. Los vi luchando aún.

En este cambio de vida que ha significado el estar aquí en Barcelona, hay una persona fundamental. Josep Maria Alcañiz. Gracias por haber confiado en mi. Gracias por haberme apoyado en todo, lo académico, lo humano. Sin tu ayuda jamás habría venido aquí. Tu huella en mi vida es ya imborrable.

Gracias a mis “legendarios amigos” de Colombia, digo legendarios porque ya han pasado más de dos décadas, desde que empezamos a caminar juntos en esta vida: Sady, Camilo, Juan Carlos, Santiago, José.....la alianza. No olvido a mis amigos de Universidad, su mano extendida me salvo innumerables veces: Juan Carlos, Juan Pablo, Miguel, BamBam, Cajigas, Liliana, Susy. Gracias!!

Y ahora, debo decir que con mucha satisfacción, he encontrado personas valiosísimas aquí, en Barcelona. Sin ellos hubiera sido imposible sobrevivir a un cambio tan radical en mi vida. David, Gracias, mil gracias por todo lo que me has dado, me abriste las puertas de tu casa y de tu vida, Mercy!. Oriol y Maud, gracias por todos los momentos vividos!! Xavisan, hombre!! Que habría sido de mi, sin el hombre de Manresa, gracias!. Xavi mechudo, un gran descubrimiento es este personaje. Gracias a Oriol Ortiz, a Miquel y Maria, sus consejos y su compañía siempre han sido valiosos para mi. Gracias a Teresita y Helenita,

unas chicas supersensacionales, de esas que ya no se encuentran. Gracias a las parejitas Colombianas, Hernando – Juliana, Wilson – Claudia, y últimamente Talia – Alex. Vuestra compañía siempre ha sido importante para mi. Srta Stefania Mattana, muchas gracias por tu amistad y compañía, hermanita!. Un saludo a Leonor, nuestra portuguesa. Gracias a todos lo compañeros de vila, de piso, de laboratorio, de despacho, que me ha alegrado la vida a través de estos últimos tiempos: Laura, Gerardo, Katy, Tinka, Silvia, Archie, Jill, Imma, Lluís, Patricia, Roser, Alaitz, Karina, Guillerme y Vanesa, Anne, Anna, Ines.... Gracias a Alessia, mi amiga napolitana, una chica excelente. Gracias a Andreia, a minha amiga inolvidable. Y gracias a Loles, una amiga y una mujer excepcional, como pocas he conocido en mi vida. Sin duda, sin la influencia de todas estas personas, y aún las que hubiera podido olvidar, no habría llegado hasta aquí, hasta este momento. Cada uno de ellos me ha enriquecido la vida.

Las experiencias que se presentan en esta tesis han sido totalmente o parcialmente financiadas por la CIRIT y el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (Proyecto ECOFANGS). El autor se ha beneficiado de una Beca de la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) desde Octubre de 2000 a Septiembre de 2003, una ayuda especial de la Universidad Autónoma de Barcelona de Octubre de 2003 a Marzo de 2004, una beca del Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) de Junio de 2004 a Septiembre de 2004 y una ayuda especial de la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI) de Octubre de 2004 a Julio de 2005. El autor y el director de la tesis agradecen el apoyo logístico y académico dado por Edmund Perfect (Department of Earth and Planetary Sciences, University of Tennessee, USA) y por Yves Le Bissonnais (Institut National de la Recherche Agronomique - INRA, France), en los trabajos correspondientes a la retención de humedad y estabilidad de agregados del suelo, desarrollados en estancias de investigación y formación en los respectivos países.

INDICE

Presentación.....	V
Agradecimientos.....	VIII
Índice.....	X
Lista de tablas.....	XIII
Lista de figuras.....	XIV
0. Introducción General.....	17
0.1 El Lodo de depuradora.....	19
0.1.1 <i>Procesos básicos de depuración.....</i>	19
0.1.2 <i>Utilización de lodos: legislación y tendencias.....</i>	21
0.2 El suelo y el reciclaje de residuos en Cataluña.....	22
0.2.1 <i>Degradación de suelos en Cataluña.....</i>	23
0.2.2 <i>Antecedentes sobre el uso de lodos de depuradora para paliar la degradación de suelos.....</i>	24
0.3 Objetivos y organización del trabajo.....	27
0.4 Experimentación en campo: área de estudio.....	29
0.4.1 <i>Localización.....</i>	29
0.4.2 <i>Clima.....</i>	29
0.4.3 <i>Litología.....</i>	30
0.4.4 <i>Relieve.....</i>	31
0.4.5 <i>Vegetación.....</i>	32
0.4.6 <i>Suelos.....</i>	32
0.5 Diseño experimental y métodos.....	33
0.5.1 <i>Aplicación de los lodos.....</i>	36
0.5.2 <i>Determinaciones (métodos).....</i>	39
0.5.3 <i>Recolección agua de escorrentía y sedimentos.....</i>	39
0.5.4 <i>Granulometría de suelos y sedimentos.....</i>	40
0.5.5 <i>Cobertura vegetal.....</i>	40
0.5.6 <i>Curvas características de humedad.....</i>	41
0.5.7 <i>Estabilidad de agregados (Método Le Bissonnais).....</i>	41
0.6 Bibliografía.....	42
CAPITULO 1. RUNOFF AND LOSSES BY EROSION IN SOILS AMENDED WITH SEWAGE SLUDGE.....	49
1.1 Abstract.....	50
1.2 Introduction.....	51
1.3 Study site.....	52
1.4 Materials and methods.....	53
1.5 Results and discussion.....	56
1.5.1 <i>Surface Runoff.....</i>	56
1.5.2 <i>Soil Loss.....</i>	62
1.5.3 <i>Vegetation Cover.....</i>	63
1.6 Conclusions.....	64
1.7 References.....	65
CAPITULO 2. ESCORRENTÍA Y GRANULOMETRIA DE SEDIMENTOS EN SUELOS TRATADOS CON DIVERSOS TIPOS DE LODOS DE DEPURADORA.....	69
2.1 Resumen.....	70

2.2	Introducción.....	71
2.3	Área de estudio y diseño experimental.....	73
2.4	Materiales y métodos.....	74
2.5	Resultados y discusión.....	75
2.6	Conclusiones.....	82
2.7	Referencias.....	82
CAPITULO 3. PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN LA ESCORRENTÍA DE UN SUELO DE MARGAS TRATADO CON LODOS DE DEPURADORA		87
3.1	Resumen.....	88
3.2	Introducción.....	89
3.3	Sitio de estudio.....	91
3.4	Materiales y métodos.....	91
3.5	Resultados.....	92
3.5.1	<i>Nitrógeno mineral en la escorrentía.....</i>	93
3.5.2	<i>Nitrógeno mineral en el suelo.....</i>	97
3.5.3	<i>Relaciones entre concentración de N y cantidad exportada.....</i>	97
3.5.4	<i>Conductividad eléctrica y pH.....</i>	99
3.6	Discusión.....	99
3.7	Conclusiones.....	103
3.8	Referencias.....	103
CAPITULO 4. FRACTAL ANALYSIS OF HYSTERESIS IN SOIL WATER RETENTION CURVES AS INFLUENCED BY SURFACE SLUDGE APPLICATIONS.		109
4.1	Abstract.....	110
4.2	Introduction.....	111
4.3	Model Development.....	114
4.3.1	<i>Low Suction Regime.....</i>	114
4.3.2	<i>High Suction Regime.....</i>	115
4.3.3	<i>Combined model.....</i>	116
4.4	Materials and Methods.....	118
4.4.1	<i>Experimental Sites.....</i>	118
4.4.2	<i>Sewage Sludge Applications.....</i>	119
4.4.3	<i>Soil Sampling.....</i>	119
4.4.4	<i>Organic Carbon and Nitrogen Contents.....</i>	119
4.4.5	<i>Water Retention Measurements.....</i>	120
4.5	Results.....	121
4.5.1	<i>Organic Carbon and Nitrogen Contents.....</i>	121
4.5.2	<i>Water Retention Curves.....</i>	122
4.5.3	<i>Fractal Parameter Estimates.....</i>	123
4.5.4	<i>Critical Suction and Water Content at Wilting Point.....</i>	129
4.6	Discussion and Conclusions.....	131
4.7	References.....	133
CAPITULO 5. ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN UN SUELO CALIZO INFLUIDA POR APLICACIONES DE LODOS DE DEPURADORA.		141
5.1	Resumen.....	142
5.2	Introducción.....	143

5.3 Materiales y métodos.....	144
5.3.1 <i>Sitio experimental.....</i>	144
5.3.2 <i>Aplicación de los lodos de depuradora.....</i>	145
5.3.3 <i>Muestreo del suelo.....</i>	145
5.3.4 <i>Métodos de estabilidad estructural.....</i>	145
5.4 Resultados.....	146
5.4.1 <i>Influencia del lodo de depuradora en la estabilidad de los agregados.....</i>	146
5.4.2 <i>Efecto del lodo de depuradora en la desagregación por humedecimiento rápido.....</i>	148
5.4.3 <i>Efecto del lodo de depuradora sobre la desagregación mecánica en la prueba de agitación húmeda.....</i>	148
5.4.4 <i>Efecto del lodo de depuradora en la desagregación por microfisuramiento.....</i>	149
5.4.5 <i>Contenidos de carbono orgánico y de nitrógeno en el suelo según el tipo de lodo empleado.....</i>	149
5.4.6 <i>Relaciones entre DMP y los contenidos de C y N del suelo.....</i>	151
5.5 Discusión.....	153
5.6 Conclusiones.....	158
5.7 Referencias.....	158
CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN GENERAL.....	163
6.1 Escorrentía – pérdida de suelo: su medición.....	165
6.2 Interacciones suelo – lodo.....	168
6.3 Cobertura vegetal.....	170
6.4 El nitrógeno mineral en la escorrentía.....	173
6.5 Los fractales, como medio de descripción del suelo.....	174
6.6 El método Le Bissonnais de estabilidad estructural.....	176
6.7 Perspectivas futuras.....	177
6.8 Referencias.....	178
CAPITULO 7. CONCLUSIONES FINALES.....	183
7.1 Ventajas de la utilización de lodos de depuradora.....	184
7.2 Desventajas de la utilización de lodos de depuradora.....	185
7.3 Comparación de los tres lodos empleados.....	186
ANEXOS 8.....	189
8.1 European Directive 86/278/CEE.....	190
8.2 EC. Working document on sludge. 3º draft. ENV.E.3/LM. Brussels 27 April, 2000.....	200

LISTA DE TABLAS

Tabla 0.1. Parámetros climáticos de varias estaciones meteorológicas de la comarca de Osona.....	30
Tabla 0.2. Descripción del perfil del suelo más desarrollado del área denominada La Vallmitjana.	34
Tabla 0.3. Descripción del perfil del suelo más desarrollado del área denominada El Puig.	35
Tabla 0.4. Características analíticas principales de los tres tipos de lodo aplicados en las parcelas de campo. Valores medios y desviación estándar de tres determinaciones.	38
Table 1.1. Physical and chemical properties of <2mm fraction of the two soils used. Mean values for 0–20 cm depth samples from experimental plots.....	53
Table 1.2. Analytical characteristics of the three types of sewage sludge added to the surface of experimental plots.	55
Table 1.3. Total rainfall, rainfall intensity I_{30} and I_{15} , kinetic energy (KE) and rainfall erosivity (R), calculated using data from Taradell meteorological station.....	58
Table 1.4. Summary of the most significant results of soil erosion parameters for each treatment (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally-dried sludge) grouping all the 14 erosive events that occurred in a year.....	59
Tabla 2.1. 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).....	75
Tabla 2.2. 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 térmico).....	78
Tabla 2.3. Percentiles 10, 25, 50, 75 y 90 de los diferentes tratamientos con lodo, para los suelos franco y arenoso (O = control, C = lodo compostado, F = lodo fresco, T = lodo secado térmico).....	81
Tabla 3.1. Valores medios de exportación de $N-NH_4$ y $N-NO_3$ en cada evento de escorrentía con sus respectivos errores estándar (entre paréntesis) y el acumulado total, por cada tratamiento (C = compostado; F = fresco; T = de secado térmico; O = Control). Los datos están expresados en mg de $N-NH_4$ o $N-NO_3$ exportados por la escorrentía en una sección de ladera equivalente a 0,5m (longitud del canal Gerlach).....	96
Table 4.1. Particle size distribution and mean soil organic carbon and nitrogen contents at the two field sites.....	122
Table 4.2. Summary of analyses of variance for the A_1 , D_m , A_2 and D_s parameters.....	124

LISTA DE FIGURAS

Figura 0.1. Mapa geológico de la zona de Taradell (IGME, 1983). Reducción extraída de la hoja 332, IGME, serie Magna, escala original 1:25.000. X min: 437068, X max: 443738, Y min: 4633663, Y max: 4639643. Las formaciones geológicas son: a) Areniscas del Cusiense-Luteciense, b) Conglomerados Luteciense inferior, c) Microconglomerados del Luteciense, d) Arcillas del Pleistoceno, e) Margas del Bartonense, f) Aluvial gravas y arcillas del Holoceno. Los círculos resaltan la posición de las parcelas experimentales.	31
Figura 0.2. Plano de las parcelas situadas en el suelo franco-arenoso de la Vallmitjana (Taradell). VO: control, VC: tratamiento con lodo compostado, VD: tratamiento con lodo deshidratado también llamado fresco, VT: tratamiento con lodo de secado térmico. Espaciado de la cuadrícula 50 m. X min: 442157, X max: 442360, Y min: 4634785, Y max: 4634890.	37
Figura 0.3. Plano de las parcelas situadas en el suelo franco de El Puig (Taradell). MO: control, MC: tratamiento con lodo compostado, MD: tratamiento con lodo deshidratado también llamado fresco, MT: tratamiento con lodo de secado térmico. Espaciado de la cuadrícula 50 m. X min: 439450, X max: 439625, Y min: 46336880, Y max: 44637000....	37
Figure 1.1. Temporal evolution of: (a) rainfall events and (b) rainfall erosivity index (R) of the 14 erosive rains obtained by an automated meteorological station in Taradell.....	57
Figure 1.2. Mean values of runoff (L) of different treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally-dried sludge), with standard error bars. Treatments with different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).....	58
Figure 1.3. Temporal evolution of runoff (L) compared to vegetation cover in 14 erosive rainfall events in sandy (a) and loam (b) soil. Erosivity index of each event is also shown. (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally-dried sludge).....	61
Figure 1.4. Mean values of soil losses (g) of different treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermal dried sludge), for two types of soils. Bars indicate standard errors. Treatments with different letters indicates significant differences ($p < 0.05$).	62
Figura 2.1. 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).	77
Figura 2.2. 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; VD: Arenoso Fresco; VC: Arenoso Compostado; VT: Arenoso Térmico).....	79
Figura 2.3. 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; VD: Arenoso Fresco; VC: Arenoso Compostado; VT: Arenoso Térmico).....	80
Figura 2.4. 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).	81
Figura 3.1. (a) Eventos de lluvia (mm) y temperatura media del aire (°C) durante el periodo experimental (17/04/2001 a 02/05/2002)y (b) Volumen de escorrentía recolectada en cada evento (C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico; O = control). El índice de erosividad (R) de la lluvia en cada evento que produjo escorrentía es también presentado. Letras distintas indican diferencias significativas.....	93
Figura 3.2. Evolución temporal de concentración de (a) N-NH ₄ en la escorrentía y (b) N-NH ₄ en el suelo durante 12 eventos de lluvia erosiva (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico) No se tienen los datos de los eventos 8 y 13 muy próximos a sus anteriores. Letras distintas indican diferencias significativas. (*) pico de concentración en el suelo.....	94
Figura 3.3. Evolución temporal de concentración de (a) N-NO ₃ en la escorrentía y (b) N-NO ₃ en el suelo durante los 12 eventos de lluvia erosiva (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico). No se tienen los datos de los eventos 8 y 13 muy próximos a sus anteriores. Letras distintas indican diferencias significativas.(*) pico de concentración en el suelo.....	95

Figura 3.4. Regresiones entre la concentración de N-NH ₄ (mg l ⁻¹) y la cantidad neta de N-NH ₄ (mg), exportada en la escorrentía, para los distintos tratamientos. Regresión significativa a p < 0.05.	98
Figura 3.5. Regresiones entre la concentración de N-NO ₃ (mg l ⁻¹) y la cantidad neta de N-NH ₄ (mg), exportada en la escorrentía, para los distintos tratamientos. Regresión significativa a p < 0.05.	98
Figura 3.6. Relación entre la concentración de nitrógeno inorgánico en la escorrentía y la cobertura vegetal en cada uno de los diferentes tratamientos con lodo. Regresión significativa a p < 0.05.	99
Figura 3.7. Evolución temporal de (a) conductividad eléctrica y (b) pH en la escorrentía (no se tienen los datos de los eventos 8 y 13) (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos.....	100
Figure 4.1. Example of the segmented fractal model used to fit the main drying and wetting branches of the water retention curve (subscript d: drying state; w: wetting state; ψ_c : critical matric potential).....	123
Figure 4.2. Predicted gravimetric water contents from best fits of Eq. (8) versus observed values for both the loam and sandy soils (n = 667).	124
Figure 4.3. Mean values of A ₁ , A ₂ , D _m , D _s , ψ_c and w _{wp} for the different sludge treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally dried sludge), in both states (w: wetting; d: drying) on the loam soil. Bars with the same letter are not significantly different at p < 0.05.	125
Figure 4.4. Mean values of A ₁ , A ₂ , D _m , D _s , ψ_c and w _{wp} for the different sludge treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally dried sludge), in both states (w: wetting; d: drying) on the sandy soil. Bars with the same letter are not significantly different at p < 0.05.	126
Figure 4.5. Relationship between mean gravimetric water content at wilting point (y = 1.5 MPa) and mean organic carbon content for the different sludge treatments on the two soils. Drying and wetting refer to the main drying and wetting branches for the water retention curve, respectively.	130
Figura 5.1. Diámetro medio ponderado (DMP) de los diferentes tratamientos (O: control; C : lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico) para las tres pruebas de estabilidad de agregados (HR: humedecimiento rápido; AH: agitación húmeda; HL: humedecimiento lento), con sus respectivos errores estándar. Letras distintas indican diferencias significativas (p < 0.05) entre los valores del DMP final (· valor medio de las tres pruebas de estabilidad de agregados) de cada uno de los tratamientos).....	147
Figura 5.2. Diámetro medio ponderado (DMP) en mm de los tratamientos con lodos y distribución de los agregados resultantes, en las tres pruebas de estabilidad de agregados diferenciados según clases granulométricas. Los tratamientos con diferentes letras indican diferencias significativas (p < 0.05). La suma de todos los porcentajes correspondientes a cada fracción equivale a un 100% en peso.....	150
Figura 5.3. Valores medios de carbono orgánico y de nitrógeno total en el suelo (0-20 cm) tratado con diferentes tipos de lodos (O: control; C: lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico), con sus correspondientes barras de error estándar, transcurridos dos años de la aplicación en superficie de los lodos. Los tratamientos con diferentes letras indican diferencias significativas a p > 0.05.....	151
Figura 5.4. Relación entre el contenido de carbono orgánico y el tamaño de los agregados (DMP) en un suelo de textura franca tratado con tres tipos de lodos (O: control; C: lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico). a) Humedecimiento rápido: HR; b) Agitación húmeda: AH; c) Humedecimiento lento: HL; d) Media de las tres pruebas.	152
Figura 5.5. Relación entre el contenido de nitrógeno total y el tamaño medio de los agregados (DMP) de un suelo franco tratado con tres tipos de lodos (O: control; C: lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico). a) Humedecimiento rápido: HR; b) Agitación húmeda: AH; c) Humedecimiento lento: HL; d) Media de las tres pruebas.....	152

0. Introducción General

0.1 Los Lodos de depuradora

Algunas evidencias arqueológicas han puesto de manifiesto que el tratamiento de las aguas residuales y su aprovechamiento vienen de la antigüedad. La práctica de la recolección sistemática y tratamiento de las aguas residuales de la mayor parte de la población en los países desarrollados, no se comenzó a extender hasta finales del siglo 19. Dado que las aguas residuales municipales se descargaban directamente a los ríos o mar, antes de la implantación de las depuradoras, el lodo de depuradora no existía. Cuando la tecnología de tratamiento de aguas residuales avanzó, se comenzó a eliminar los contaminantes de las aguas transfiriéndolos a los residuos de la depuradora que denominamos lodos. Así, las aguas tratadas llegaron a ser menos dañinas para el medio ambiente y la salud humana (Page y Chang, 1994).

El lodo, además de minerales y de materia orgánica biogénica, contiene y concentra los contaminantes originalmente presentes en las aguas residuales, por lo que su composición refleja los hábitos y actividades de nuestra sociedad. El lodo requiere de un destino último y, ya desde los comienzos de la existencia de plantas depuradoras, la aplicación al suelo ha sido una opción bastante bien aceptada socialmente para aprovechar su potencial fertilizante. Los primeros promotores de esta práctica apoyaron el uso del suelo como un medio para el tratamiento de estos residuos que son una fuente de nutrientes para las plantas (Page y Chang, 1994), especialmente de nitrógeno y de fósforo.

0.1.1 Procesos básicos de depuración

Las plantas instalaciones para el tratamiento de aguas residuales municipales deberían estar diseñadas para producir efluentes que no afectaran las aguas superficiales donde son descargados. Una planta de tratamiento de aguas residuales típica está dividida en cinco grandes secciones (Vesilind, 2003):

- a) **Tratamiento preliminar:** eliminación de sólidos grandes y granos de arena para prevenir el daño en las restantes unidades operacionales.
- b) **Tratamiento primario:** separación y eliminación de sólidos en suspensión por procesos de floculación y decantación. Los sistemas de tratamiento primario son usualmente procesos físicos.
- c) **Tratamiento secundario:** reducción y eliminación de la demanda de oxígeno, es decir degradación de la materia orgánica de las aguas. Estos procesos son comúnmente biológicos.
- d) **Tratamiento avanzado:** denominación aplicada a cualquier refinamiento o limpiado de las aguas anteriores, uno de los cuales es la eliminación de nutrientes tales como el fósforo. Estos procesos pueden ser físicos (filtros), biológicos (estanques de oxidación), o químicos (precipitación de fósforo).
- e) **Tratamiento de lodos (postratamientos) y destino final:** la recolección, estabilización, y subsiguiente destino final de los sólidos (fangos) separados en los procesos anteriores.

Los lodos, o residuos resultantes del tratamiento de aguas residuales, están compuestos por sólidos y líquidos. Los sólidos están suspendidos en las aguas a varias concentraciones. En la mayoría de los casos, la concentración de los sólidos en el lodo cuando son extraídos de la cadena de tratamiento de aguas no es suficiente y debe ser aumentada, por medio de un proceso que es llamado comúnmente *espesamiento (thickening)*. El resultado de este proceso es la eliminación de cierta proporción de agua, aunque finalmente el lodo aún se comporta como líquido. Por medio de otro proceso, el llamado *deshidratación (dewatering)*, se retira más agua del lodo resultante por lo que se comporta de forma parecida a un sólido pastoso. La mayoría de los lodos alcanzan características de sólidos aproximadamente a un 20% de materia seca. Algunos aparatos de desecamiento pueden lograr concentraciones de sólidos cercanas al 40%. Existe un proceso posterior, el *secado*, el cual elimina agua del lodo por medio de la evaporación usando energía térmica. Este *secado* puede ser natural, en camas de arena, o *secado artificial en tambores de secado (thermal drying)*, los cuales pueden producir concentraciones de sólidos cercanas al 100% (Vesilind, 2003).

En esta tesis se han empleado 3 tipos de lodo procedentes de la misma depuradora: el lodo deshidratado, que en este trabajo denominamos fresco, el mismo secado térmicamente y el equivalente compostado.

0.1.2 Utilización de lodos: legislación y tendencias

La depuración de las aguas residuales urbanas genera una gran cantidad de lodos de depuradora, cuya eliminación resulta costosa y a veces problemática debido a sus características físicas y químicas. La directiva europea 91/271/CEE obliga a los países miembros a depurar las aguas residuales (tratamiento secundario) de las poblaciones con más de 15.000 habitantes equivalentes antes de diciembre de 2005, por lo que en España el número de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) está creciendo rápidamente. La producción de lodos de depuradora en España se estimó en 800.000 t de materia seca en el año 1998, con la previsión de que se superen los 1.500.000 t el año 2005. El Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (PNLD 2001-2006) orienta las previsiones de actuación españolas en este ámbito y propone, entre otros objetivos el control analítico de los lodos generados antes de 2003 y la valoración en uso agrícola de al menos el 65% de los lodos generados antes de 2007. Una parte importante de los lodos de depuradora producidos en España (cerca del 50%), se utiliza como abonos para suelos agrícolas, y las previsiones de incorporación al suelo son crecientes. Por ejemplo, en Cataluña durante el año 2000 se aplicaron más de 300.000 t de lodos frescos a suelos de cultivo.

Actualmente, todas estas aplicaciones a suelos agrícolas se rigen por el RD 1310/90 trasposición de la Directiva Europea 86/278/CEE que limita las dosis de lodo de depuradora a aplicar en función del contenido de metales pesados en el lodo y el suelo receptor, y además establece unos aportes máximos anuales. De forma indirecta, estas prácticas también se pueden ver afectadas por el RD 261/96, transposición de la Directiva 91/676/CEE, que limita la aplicación de fertilizantes a un máximo de 210 Kg. N ha⁻¹ año⁻¹, cuando la parcela se encuentre situada en una zona declarada de acuíferos vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias. En

el ámbito de actuación de la Agencia Europea del Medio Ambiente, desde el año 1999 han ido apareciendo versiones de un documento de trabajo sobre aplicación de lodos al suelo que se perfila como borrador de una futura directiva europea en este ámbito¹. Este documento, se presenta en el anexo 8.2. La directiva europea 86/278/CEE, vigente durante el periodo experimental de esta tesis, se presenta en el anexo 8.1.

Las tendencias futuras en cuanto al tipo de tratamiento final (postratamiento) que se aplica a los lodos en las depuradoras son: el compostaje y el secado térmico, frente a la deshidratación parcial que es la forma actual más común de salida de estos residuos (lodos deshidratados o frescos). El compostaje de lodos con residuos vegetales (corteza de pino, astillas de madera) tiene la ventaja de mejorar las cualidades físicas y sanitarias del producto, aunque requiere bastante espacio y tiempo para su producción. Esta es una de las alternativas que se promueven en el PNLD 2001-2006 con el objetivo de que un 25% de los lodos de depuradora producidos sean aplicados al suelo en forma de compost. El secado térmico (deshidratación a unos 130 °C) requiere unas instalaciones costosas y consume mucha energía, aunque ahorra costes de transporte posteriores y mejora el producto desde el punto de vista de los patógenos.

0.2 El suelo y el reciclaje de residuos en Cataluña

En Cataluña, el reciclado de la materia orgánica se realiza desde hace muchos años con la utilización de estiércoles y de residuos orgánicos como abonos de suelos destinados a la producción agrícola (Alcañiz *et al.*, 2005). La capacidad del suelo para reciclar materia orgánica ha sido muy aprovechada los últimos años también para la gestión de residuos orgánicos de origen industrial. Entre el periodo de 1996 a 2000, se aplicaron al suelo en Cataluña casi 1 millón de toneladas de residuos orgánicos de origen industrial (Junta de Residuos, 2001).

¹ EC. Working document on sludge. 3^o draft. ENV.E.3/LM. Brussels 27 April, 2000

Los criterios de aplicación de residuos orgánicos al suelo más utilizados se basan en el cálculo de las necesidades de nitrógeno o bien, en segundo lugar, de fósforo (Domingo, 1998; Danés y Boixadera, 2001), aunque no se excluye la posibilidad de que los residuos sean aportados con tal de cumplir un objetivo formulado en términos de mejora del nivel de materia orgánica (Junta de Residuos, 2000; Ortiz, 2001). En este último caso es necesario tener en cuenta que, a pesar de que muchos residuos orgánicos aplicables al suelo presentan contenidos elevados de materia orgánica, al ser esta muy fácilmente mineralizable, su contribución final a la materia orgánica estable del suelo puede ser escasa y no pueden ser estrictamente considerados como un fertilizante con valor orgánico, sino más bien como un fertilizante mineral (Mugeriego y Sala, 1994; Flotats y Boixadera, 1999; Boixadera y Teira, 2001). Es por esta razón que, de la misma manera que un residuo debe contener un mínimo de nutrientes para ser valorado como un fertilizante, también tiene que presentar una concentración mínima de materia orgánica estable para ser valorado como enmienda orgánica (Junta de residuos, 2000).

El marco legal actual no limita, en general, las cantidades de nutrientes que pueden ser incorporados al suelo. Sin embargo es necesario tener presente que el uso de lodo de depuradora como enmienda de suelo posibilita la sobrefertilización y acentúa el riesgo de eutrofización de los acuíferos ya muy afectados por el abuso de residuos ganaderos y fertilizantes minerales. En Cataluña se han hecho esfuerzos a fin de mejorar esta situación, tanto a nivel técnico como legal, aunque no hay directrices obligatorias, excepto en las zonas designadas vulnerables a la contaminación por nitratos en el Decreto 283/1998 (Alcañiz *et al.*, 2005).

0.2.1 Degradación de suelos en Cataluña

El diagnóstico del grado de degradación en el territorio catalán es difícil por la falta de datos completos del inventario de suelos y aguas. Sin embargo, los escenarios más vulnerables son, entre otros: (i) las zonas afectadas por incendios forestales intensos y recurrentes, (ii) los cultivos en suelos poco profundos y en pendientes pronunciadas, (iii) los badlands que se forman,

sobre todo, en suelos desarrollados sobre rocas de marga, (iv) el sobrepastoreo en zonas especialmente vulnerables, (v) la sobrefertilización nitrogenada por aplicación excesiva de purines con la consecuente contaminación de acuíferos, (vi) el consumo de suelo por urbanización difusa y por redes viarias y (vii) las tierras abandonadas en zonas áridas, sobre todo de zonas marginales entre los cultivos y el bosque (Tarrasón, 2004).

Dentro de los procesos de degradación física del suelo, la erosión hídrica, entendida como la pérdida de suelo debida a la desagregación y al transporte de partículas de suelo por la acción del agua lluvia y la escorrentía superficial, es uno de los procesos de degradación de suelos más generalizado en las áreas mediterráneas. Aproximadamente el 60% del territorio de Cataluña tiene tasas de erosión consideradas como bajas o normales ($< 12 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); un 30% del territorio presenta tasas entre débiles y moderadas ($12 - 25 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y alrededor de un 10% presenta tasas de erosión severa ($> 25 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Alcañiz *et al.*, 2005).

Una de las causas de la aparición de áreas afectadas por la erosión hídrica es la de los incendios forestales. Su ocurrencia periódica agrava los efectos sobre el suelo y altera la estructura de las comunidades vegetales, lo que puede acrecentar, a largo plazo los efectos de la erosión (Andreu *et al.*, 1996; Pardini *et al.*, 2004).

0.2.2 Antecedentes sobre el uso de lodos de depuradora para paliar la degradación de suelos

Según Felipó (1984) y Díaz-Burgos (1990), España es uno de los principales países usuarios de biosólidos, término utilizado por algunos autores para referirse a residuos orgánicos tratados que son aptos para su uso como abonos. Navas *et al.* (1999) afirmó que la utilización de lodo de depuradora para la rehabilitación de suelos puede ser considerada como una solución técnica apta para corregir procesos de degradación, entendiendo por degradación cualquier disminución de la calidad del suelo (y por lo tanto de su productividad corriente y potencial), debido a causas naturales o inducidas por

el hombre (Lal *et al.*, 1989; Johnson *et al.*, 1997). El procedimiento más simple consiste en la aplicación superficial de algún tipo de fertilizante de liberación rápida que asegure la disponibilidad de nutrientes en los primeros meses posteriores a la actuación. La necesidad económica de conseguir abonos a bajo precio ha despertado interés para el aprovechamiento de residuos orgánicos de origen diverso entre los cuales se encuentran los fangos de depuradora de aguas residuales. Los beneficios de la aplicación de lodo de depuradora (Blechsmidt *et al.*, 1999; Aggelides y Londra, 2000; Bresson *et al.*, 2001; Caravaca *et al.*, 2001; Düring y Gäth, 2002, entre otros) y sus riesgos derivados (Klöpffer, 1996; Lazzari *et al.*, 1999; Delschen, 1999; Cornu *et al.*, 2001, entre otros), se han estudiado de manera intensa en las últimas décadas. Actualmente en Cataluña, el estudio del comportamiento de estos biosólidos es una necesidad debido a los antecedentes de su uso y reciclaje en el suelo, descritos anteriormente.

Esta tesis se enmarca dentro del proyecto de investigación denominado ECOFANGS (*aprofitament de fangs de depuradora y productes derivats: fang compostat i fang assecat tèrmicament, en la restauració de terrenys degradats, CIRIT- Medi Ambient*), en el que ha participado el equipo de edafólogos del Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). En este proyecto se ha comparado el comportamiento de lodos procedentes de la digestión anaerobia parcialmente deshidratados con los mismos lodos secados térmicamente o compostados, en condiciones controladas de laboratorio y en aplicaciones de campo.

El equipo de edafólogos del CREAf hace unos trece años que trabaja en las posibilidades de empleo de los lodos de depuradora para la rehabilitación de suelos degradados, especialmente en el caso de la restauración de canteras (Alcañiz *et al.*, 1998). En otros trabajos se hacen mezclas de lodos con tierras y estériles de las canteras para conseguir sustratos que se asemejen o cumplan las funciones del suelo. En Cataluña esta práctica ha permitido revegetar zonas muy degradadas a un costo asequible (Alcañiz *et al.*, 1996) dando resultados mejores que el empleo de otro tipo de técnicas de restauración.

Desde el punto de vista físico, los lodos incorporados al suelo mejoran la agregación de partículas y aumentan la estabilidad de los agregados (Sort y Alcañiz, 1999a). La porosidad también aumenta, sobre todo la microporosidad interna de los agregados (Sort y Alcañiz, 1999b). Como resultado de los cambios en agregación y porosidad, otros autores también han registrado cambios en la hidrología del suelo (Aggelides y Londra, 2000; Agassi *et al.*, 1998). Por técnicas de microanálisis de rayos-X se ha podido determinar que, en un año, la materia orgánica de los lodos se integra muy 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). También se ha demostrado en varios trabajos que los lodos reducen las tasas de erosión, tanto por efecto directo (mejora de la estabilidad de los agregados) como por la mayor cobertura vegetal en las zonas restauradas (Sort y Alcañiz, 1996; Ortiz y Alcañiz, 2001).

En cuanto a los efectos sobre los organismos del suelo, en proyectos anteriores se constató un incremento de las tasas de respiración proporcional a la dosis de lodos aportadas, aunque se detectó una disminución del cociente metabólico microbiano (Ortiz y Alcañiz, 1994; Ortiz, 1998) y de la diversidad de microorganismos (Anaya, 1998). Sobre la fauna edáfica, se observó un incremento de densidad de lombrices en estadios juveniles, pero una mayor mortalidad de adultos que en los suelos control (Barrera *et al.*, 2001). Igualmente, las comunidades de artrópodos crecieron en densidad pero quedaron desorganizadas observándose el predominio de especies poco exigentes (Andres, 1999). En estudios de campo con aplicación de fangos deshidratados al 15%, se verificó la pérdida significativa de diversidad específica para los ácaros oribátidos, así como efectos negativos sobre los diplópodos y sobre el principal grupo de ácaros predadores (Parasitidae: Mesostigmata).

A pesar de estos últimos efectos negativos, sí los lodos no contienen concentraciones significativas de contaminantes los beneficios superan a los inconvenientes en las aplicaciones para la restauración de suelos de canteras.

0.3 Objetivos y organización del trabajo

La presente tesis trata de profundizar en algunas de las propiedades físicas que la aplicación del lodo puede modificar en el suelo. Representa, en cierta manera, la continuación de los trabajos desarrollados en la tesis doctoral de Xavier Sort (1997), pero estudiando el caso de aplicaciones de lodos en superficie y con una finalidad diferente. El orden escogido en la organización de los capítulos de esta tesis quiere reproducir el discurso presentado en la presentación. La tesis comprende experimentos en parcelas de campo y ensayos de laboratorio a pequeña escala.

El objetivo general se puede resumir en la comparación de los efectos derivados de la aplicación en superficie de lodo fresco, compostado y de secado térmico, empleados como enmiendas orgánicas, utilizando indicadores relacionados con las propiedades físicas de los suelos, la escorrentía y las pérdidas por erosión.

Los objetivos específicos de cada uno de los cinco capítulos, desarrollados en formato de artículo científico, se describen a continuación:

- a) En el primer capítulo se pretende analizar a corto plazo (un año) el efecto sobre la escorrentía y la pérdida de suelo originada por la adición de los tres tipos de lodo de depuradora a dos tipos de suelos de textura contrastada. Se pretende determinar cual es el más efectivo para controlar la erosión.
- b) En el segundo capítulo se profundiza en la influencia de la aplicación en superficie de las tres formas de lodo de depuradora ya mencionadas, sobre la granulometría de los sedimentos transportados por la erosión.
- c) El objetivo del tercer capítulo consiste en examinar a corto plazo (un año), el efecto de la aplicación superficial de lodos de depuradora a un suelo calizo de margas, sobre la calidad de sus aguas de escorrentía,

- en especial sobre el nitrógeno soluble como indicador del riesgo de contaminación.
- d) En el capítulo cuarto, se pretenden estimar los efectos a medio plazo (dos años después de la aplicación) sobre la retención de agua del suelo y sobre los contenidos de carbono y de nitrógeno total en dos suelos de textura contrastada.
- e) Por último, en el capítulo quinto se indaga en los efectos que tuvo la aplicación de lodos sobre el grado de agregación y la estabilidad de los agregados del suelo de margas, transcurridos dos años de la fertilización.

0.4 Experimentación: área de estudio

0.4.1 Localización

Las parcelas experimentales se situaron en el centro de Cataluña (noreste de España), en la comarca de Osona y en el término municipal de Taradell, en dos sitios denominados La Vallmitjana (de coordenadas centrales: X = 442.300, Y = 4.634.550, Z = 705 m) y El Puig (coordenadas X = 439.550 Y = 4.636.940, Z = 585 m). Dada la proximidad de los dos sitios (separados menos de 4 Km) se considera que las características climáticas y meteorológicas son las mismas, aunque la diferencia de cotas favorece una ligera mayor temperatura media en El Puig.

La comarca mantiene una intensa actividad ganadera, sobre todo de porcino, de manera que los suelos agrícolas reciben importantes dosis de purines que han afectado a los acuíferos que se encuentran bastante contaminados por nitratos. Actualmente la comarca está declarada como zona de acuíferos vulnerables a los nitratos de origen agrario. Las parcelas de estudio, por tratarse de terrenos marginales, no han sido afectadas por este problema. La información siguiente se ha extraído de la guía de campo de los suelos visitados en la Transcatalonia 2002 de la que se publicó un resumen (Ortiz y Alcañiz, 2003). Información adicional se expondrá en el primer capítulo.

0.4.2 Clima

El clima es seco sub-húmedo, según la clasificación climática de Thornthwaite (1948), y se puede catalogar de mediterráneo templado, con tendencia continental, según Papadakis. La precipitación media anual es de unos 750 mm y la evapotranspiración potencial alcanza los 700 mm por año. La distribución de la lluvia a través del año es irregular con dos máximos (en noviembre y abril). La temperatura media anual es de 12.5 °C. Son frecuentes las inversiones térmicas en La Plana de Vic que afectan más a las parcelas de El Puig que a las situadas en La Vallmitjana. En la tabla 0.1 se dan datos climáticos básicos obtenidos de varias estaciones meteorológicas de la comarca.

Tabla 0.1. Parámetros climáticos de varias estaciones meteorológicas de la comarca de Osona.

Estación	Altitud (m)	T °C (años)	Pmm (años)	ETP mm	Tipo agroclimático Papadakis
Balenyà	587	12.3 (41)	749 (50)	704	Mediterráneo templado
St. Julià Vilatorca	585	11.7 (19)	759 (20)	688	Mediterráneo templado
St. Pere Torelló	621	12.8 (14)	834 (24)	727	Templado cálido
Taradell	623	12.3 (15)	792 (15)	703	Templado cálido
Vic	484	12.4 (30)	741 (37)	716	Mediterráneo templado

Fuente: León-Llamazares (1989)

0.4.3 Litología

La comarca de Osona se encuentra situada en el extremo este de la Depresión del Ebro, constituyendo una subcuenca que suele denominarse Cuenca de Vic. Dominan las rocas sedimentarias del Eoceno que limitan por el E con el zócalo Paleozoico de los Catalánides (véase mapa geológico, figura 0.1). La sucesión de sedimentos eocénicos está constituida por tres grandes paquetes de materiales: a) materiales detríticos rojos de origen continental, b) serie marina muy potente con predominio de margas, c) otros materiales de origen continental que afloran en las partes más elevadas a occidente de la comarca.

Así, los suelos de margas del área del El Puig se formaron a partir de depósitos marinos del tipo margas azules con intercalaciones de areniscas de la Formación Coll de Malla, atribuidas al Bartonense. Son rocas de granulometría limo-arcillosa con contenidos de carbonatos entre el 30 y el 60%. Cuando quedan expuestas a la intemperie son muy vulnerables a la erosión, lo que configura un paisaje característico de lomas dispersas en la llanura de la Plana de Vic, con sus laderas en forma de badlands.

Los suelos arenosos del área de La Vallmitjana se formaron a partir del conjunto detrítico continental inferior (Paleoceno - Luteciense inferior), que es del tipo conglomerados de cantos gruesos de la Formación Romagats, en la cual los cantos pueden ser muy gruesos, llegando a los 2 m de diámetro lo que refleja la energía del sistema fluvial que los transportó, y cuya composición es de materiales hercinianos con la arena de cuarzo y mal clasificada. En la zona

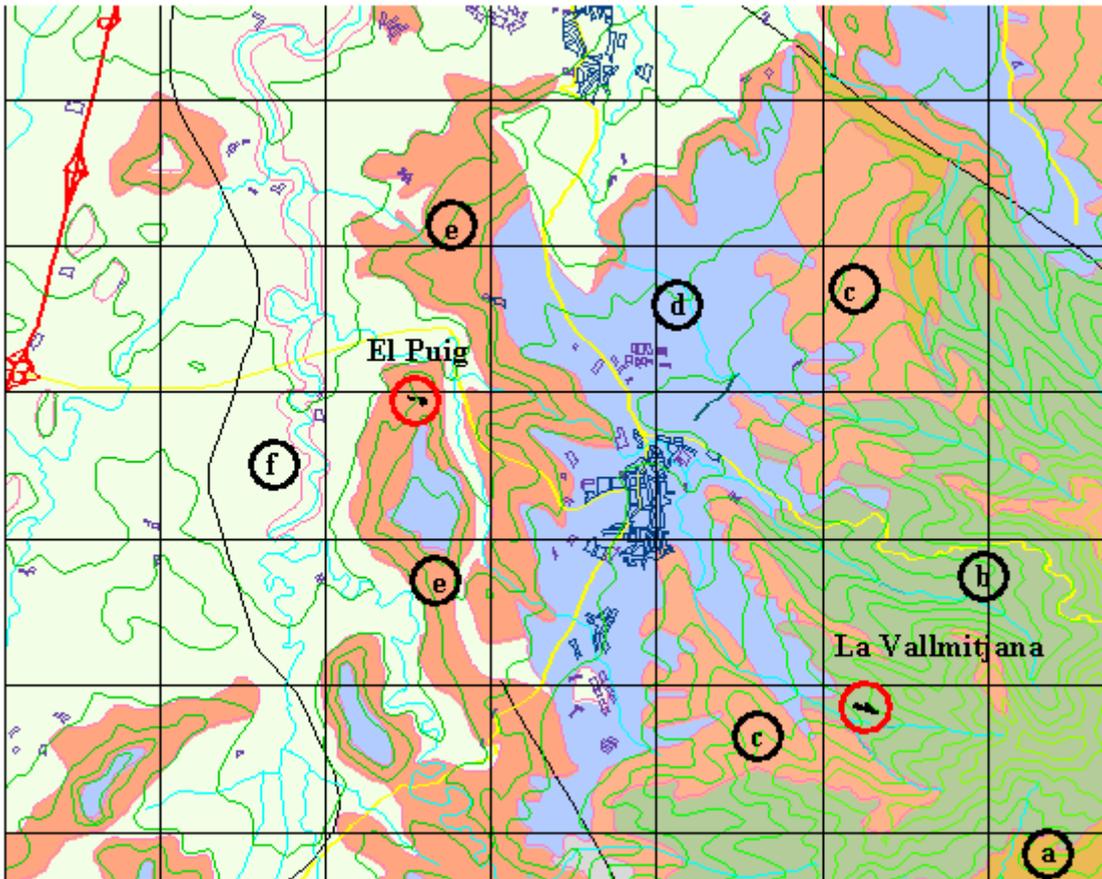


Figura 0.1. Mapa geológico de la zona de Taradell (IGME, 1983). Reducción extraída de la hoja 332, IGME, serie Magna, escala original 1:25.000. X min: 437068, X max: 443738, Y min: 4633663, Y max: 4639643. Las formaciones geológicas son: a) Areniscas del Cusiense-Luteciense, b) Conglomerados Luteciense inferior, c) Microconglomerados del Luteciense, d) Arcillas del Pleistoceno, e) Margas del Bartonense, f) Aluvial gravas y arcillas del Holoceno. Los círculos resaltan la posición de las parcelas experimentales.

de estudio predominan las arenas gruesas con inclusiones de una matriz arcillosa.

0.4.4 Relieve

El relieve de la zona está muy condicionado por la estratigrafía y por los procesos erosivos. En conjunto, y especialmente en la zona de La Vallmitjana, se trata de un relieve en cuesta siguiendo la inclinación de los estratos que buzan al W. En los extremos de las formaciones litológicas suelen aparecer escarpes asociados a las rocas más competentes. Sobre margas, los procesos erosivos han modelado *badlands* muy característicos en La Plana de Vic y han fragmentado laderas dejando cerros testimonio dentro de llanos de relleno.

0.4.5 Vegetación.

En los fondos (500 m, aproximadamente), la vegetación potencial corresponde al dominio de los robledales secos con boj (*Buxo-Quercetum pubescentis*) favorecidos por las frecuentes inversiones térmicas. En las zonas más elevadas y soleadas, hasta unos 800 m, predomina el encinar montano (*Quercetum mediterraneo montanum*), que ha sido degradado a maquias y matorrales con *Erica scoparia*, *Lavandula stoechas*, *Cistus salviifolius*, *Calluna vulgaris*, etc. La vegetación actual está muy modificada por acción del hombre.

El pino carrasco, el pino negral y el piñonero son frecuentes en las comunidades antes mencionadas donde representan el estrato arbóreo mayoritario. Los incendios forestales, aunque no tan frecuentes como en la zona costera mediterránea, han afectado importantes áreas boscosas de la comarca, especialmente el que se produjo el verano de 1983 que quemó completamente la vegetación de la zona experimental.

Hay que destacar, también, una notable relación entre dos propiedades fundamentales de los suelos de la zona, la textura y el contenido de carbonatos, con el tipo de comunidad vegetal presente en La Vallmitjana y El Puig.

0.4.6 Suelos

La clasificación taxonómica de los suelos estudiados en el presente trabajo (*Typic Haplustalf* para el suelo de la Vallmitjana y *Udic Calcustept* para el suelo de El Puig, según Soil Taxonomy System (1998), nos da una idea general sobre sus procesos de formación. De todos modos se describen aquí los suelos más degradados que se encuentran asociados a entisoles.

En La Vallmitjana, el perfil del suelo posee un horizonte argílico producto de la acumulación de arcillas en un horizonte subsuperficial. Su horizonte de iluviación es una marca claramente visible de procesos formadores que, muy probablemente, fueron dominantes del pasado, correspondientes a un suelo de formación lenta en la relación clima-material originario-tiempo. Dado que no se encontraron rasgos adicionales clasificables, el suelo fue clasificado como

Typic Haplustalf. El perfil característico de este tipo de suelo se describe en la tabla 0.2.

En el sitio de estudio denominado El Puig, el perfil de suelo posee un horizonte cálcico, junto con un ócrico y cámbico, producto de la acumulación de carbonatos en un horizonte subsuperficial, por lo que es clasificado como un *Calciustept* debido a que su horizonte cálcico es la mayor evidencia de los procesos formadores dominantes. Dada la naturaleza caliza de los horizontes que están arriba del horizonte cálcico, el suelo fue clasificado como *Udic Calciustept*. El perfil característico de este tipo de suelo se describe en la tabla 0.3. Información adicional sobre las características físicas y químicas de ambos tipos de suelo se expondrán en el capítulo 1.

0.5 Diseño experimental y métodos

En abril de 2001 se delimitaron 32 parcelas experimentales de 5 x 20 m, 20 localizadas en el área de La Vallmitjana (figura 0.2) y 12 en el área de El Puig (figura 0.3), las cuales poseen suelos de textura franco-arenosa gruesa y franca respectivamente. La pendiente media es de 19.8 % y 12.8 % y las parcelas están orientadas según la línea de máxima pendiente. Son del tipo abierto, es decir, sin barreras físicas que demarquen los bordes, pero con una pequeña zanja que desvía el agua proveniente del terreno situado por encima de la parcela. En la Vallmitjana se instalaron cinco parcelas por tratamiento y en el Puig, por cuestiones de espacio disponible, solo tres.

Las parcelas se situaron en espacios originalmente forestales que se querían transformar en un modelo de explotación silvo – pastoril. El incendio de 1983 que afectó el área de estudio provocó un cambio en la vegetación de bosque mixto de pino y robles hacia matorral. Los escasos resultados obtenidos en la recuperación espontánea del área afectada, según se podía observar por el estado en que se encontraba después de más de 18 años del incendio, y según un informe técnico que hicieron ingenieros forestales, llevaron a plantear la posibilidad de probar alternativas como el uso de abonos minerales o estiércol para acelerar la revegetación del suelo y su

Tabla 0.2. Descripción del perfil del suelo más desarrollado del área denominada La Vallmitjana.

INFORMACIÓN DEL ENTORNO DEL PERFIL

Localización:

Parcela: La Vallmitjana, solana cerca de la Bassa de les Forques.
 Municipio: Taradell Comarca: Osona Prov. Barcelona
 Coordenadas UTM: X= 442160 Y= 4634860 Z= 705 m
 Ref. mapa: Ortofoto 1:5000 ICC hoja nº 332-4-7

Clima: submediterráneo continental

Temp. media anual: 12.3°C Observatorio: Taradell
 Régimen de temperatura: méxico Precipitación: 790 mm
 Régimen de humedad: ústico

Material originario:

Litología : Conglomerados gruesos rojos de la Formación Romagats. Los cantos son mayoritariamente de cuarcita y rocas metamórficas. Matriz arcillosa.

Minerales principales: (cuarzo, arcillas,)

Edad estratigráfica: Eoceno Luteciense medio

Geomorfología:

Forma del relleno: ladera ligeramente convexa

Pendiente (%) 6% Orientación: S W

Situación del perfil: Tercio inferior de la ladera sobre restos de una terraza colgada.

Erosión: Muy activa allá donde la superficie del suelo queda desprotegida como en los caminos.

Afloramientos rocosos (%): no en la zona del perfil, abundantes en la parte alta de la ladera.

Pedregosidad superficial (%): 20%, cantos de los conglomerados.

Vegetación:

Monte bajo de brezo y jaras. Degradado por el incendio del año 1983. Regeneración de encinas y robles.

Especies dominantes: *Cistus salviifolius*, *Erica scoparia*, *Quercus humilis*, *Quercus ilex*,

Recubrimiento por estratos: arbóreo (%): 30% arbustivo (%): 20% herbáceo (%): 70%

Usos del suelo:

Pastoreo intensivo. Transformación en dehesa con fuerte intervención (desbroce inicial, abonado, siembra, desbroce periódico).

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

O (2-0 cm) Horizonte orgánico discontinuo, más abundante bajo los arbustos, restos de tallos y cortezas de la trituración de la vegetación durante el desbroce. Seco; disgregado; humus poco activo; límite abrupto y horizontal.

A (0 - 12 cm) Horizonte órgano-mineral; seco: Color 7,5YR 5/3, sin manchas. Abundantes elementos gruesos de medida grava fina hasta a grava gruesa, subredondeados, son cantos de los conglomerados, principalmente de cuarcita, y también de esquistos, aplitas y aisladamente de calizas. Muchos cantos están fragmentados dando aristas vivas en un proceso secundario. Textura arenosa franca. Estructura débil, algunos grumos. Consistencia suelta. Materia orgánica aparente, contenido medio-alto, humus y restos descompuestos. Actividad biológica moderada. Raíces finas abundantes. Muy poroso. Horizonte eluvial, arena lavada. Reacción al HCl negativa. Límite limpio y plano.

E (12-28 cm) Horizonte eluvial. Seco. Color 7,5YR 6/4, sin manchas. Abundantes elementos gruesos de iguales características a los del horizonte anterior. Textura arenosa franca. Estructura débil en bloques. Consistencia débil. Materia orgánica poca, humus. Actividad biológica poco aparente. Pocas raíces. Poroso, eluviado. Reacción negativa al HCl. Límite limpio y ondulado.

Bt1 (28 - 47 cm) Horizonte mineral. Seco. Color 5YR 5/4, con algunas manchas 5YR 6/6. Frecuentes elementos gruesos de medida grava fina, de cuarcita. Textura arcillosa. Estructura fuerte en bloques angulares. Consistencia dura, no cementado. Materia orgánica estabilizada, contenido medio. Algunas raíces. Porosidad muy limitada a las grietas de los bloques de estructura. Horizonte de acumulación de arcilla. Revestimientos sobre los elementos gruesos. Reacción al HCl negativa. Límite limpio y ondulado.

Bt2 (47 - 88 cm) Horizonte mineral. Seco. Color 5YR 5/6, con manchas de oxido-reducción más abundantes en la base. Abundantes elementos gruesos de medida grava fina a bloques (composición, ver hor. A). Textura areno-arcillosa. Estructura fuerte en bloques angulares. Consistencia dura, no cementado. Materia orgánica escasa distribuida irregularmente. Horizonte compacto, poco poros. Acumulaciones de arcilla abundantes, en forma de bandas hacia a la base. Pequeños nódulos de manganeso aislados. Reacción al HCl negativa. Límite gradual y ondulado.

C (>88 cm) Microconglomerados parcialmente alterados, con manchas de oxido-reducción y algunas bandas de arcilla.

	pH _{H2O}	pH _{KCl}	C.E. _{25°C} (dS m ⁻¹) P.Sat.	C. Org (%)	M.O. (%)	CaCO ₃ g Kg ⁻¹	A.G. (%)	A.F. (%)	L (%)	Ar (%)	Na ⁺ Cmol kg ⁻¹	K ⁺ Cmol kg ⁻¹	Ca ²⁺ Cmol kg ⁻¹
A	6.3	5.6	0.247	2.35	4.05	n.d.	72.8	7.5	8.3	10.1	0.33	0.68	6.48
E	5.8	4.4	0.449	0.42	0.72	n.d.	69.2	7.7	8.9	16.1	0.25	0.13	4.63
Bt1	5.2	4.8	0.297	0.64	1.10	n.d.	38.7	6.5	1.7	53.7	0.37	2.14	6.02
Bt2	5.7	4.9	0.310	0.13	0.22	n.d.	53.3	4.3	5.5	38.7	0.55	5.26	5.85

Tabla 0.3. Descripción del perfil del suelo más desarrollado del área denominada El Puig.

INFORMACIÓN DEL ENTORNO DEL PERFIL

Localización:

Parcela: El Puig, cerca de un talud estable de antiguo bancal de cultivo.

Municipio: Taradell, Comarca: Osona, Prov.: Barcelona

Coordenadas UTM: X= 439545 Y= 463640 Z= 575 m

Ref. mapa: Ortofoto 1:5000 ICC hoja nº 332-3-7

Clima: submediterráneo continental Observatorio: Taradell

Temp. media anual: 12.4°C Precipitación: 743 mm

Régimen de temperatura: méxico Régimen de humedad: ústico

Material originario:

Litología 1: Margas masivas

Litología 2: Pequeñas intercalaciones de areniscas

Minerales principales: Calcita, arcillas, cuarzos

Edad estratigráfica: Geomorfología: Eoceno Bartonense

Forma del relleno: ladera

Pendiente (%) 50% Orientación: W

Situación del perfil: parte baja de un talud.

Erosión: No en el punto del perfil; frecuentes *bad-lands* en las cercanías

Afloramientos rocosos (%): no *in situ*; abundantes en los alrededores

Pedregosidad superficial (%): 10%, cantos de los conglomerados.

Vegetación:

Especies dominantes: *Quercus humilis*, *Quercus ilex*, *Buxus sempervirens*, *Juniperus communis*.

Recubrimiento por estratos: arbóreo (%): 80% arbustos (%): 20% herbáceo (%): 30%

Usos del suelo:

Campos abandonados usados como pastos.

DESCRIPCIÓN DE LOS HORIZONTES

O (0 - 12 cm) Horizonte orgánico, restos de hojas y ramitas de roble en diferentes estados de descomposición; seco; sin elementos gruesos; color oscuro (no determinado); estructura fibrosa; porosidad muy elevada; materia orgánica compuesta por hojarasca; presencia moderada de raíces finas, coprolitos y micelios fúngicos abundantes; límite plano y abrupto.

A₁ (12 - 37/43 cm) Horizonte mineral con materia orgánica bien incorporada; seco; color 10YR6/3; sin manchas; sin elementos gruesos; textura franco limosa; estructura granular bien desarrollada gruesa; consistencia friable; sin cementaciones; porosidad elevada entre gránulos; contenido medio de materia orgánica humificada; raíces medianas y pequeñas frecuentes; actividad biológica elevada, turrículas, galerías de lumbrídeos; reacción al HCL intensa; sin acumulaciones; límite gradual y ondulado.

A₂ (37-66/72 cm) Horizonte mineral con poca materia orgánica bien incorporada; seco; color 10YR5.5/3; elementos gruesos muy escasos; textura franco limosa; estructura granular sobrepuesta a una estructura en bloques angulares pequeños; consistencia friable; sin cementaciones; materia orgánica poca, humus; raíces frecuentes, pequeñas y medianas; actividad biológica notable, galerías de lumbrídeos; porosidad elevada; reacción al HCL intensa; sin acumulaciones; límite gradual e irregular.

Bk₁ (66-98 cm) Horizonte mineral con acumulación de carbonatos; seco; color 10YR6,5/2; elementos gruesos muy escasos; textura franco limosa; estructura en bloques angulares medianos; consistencia firme; cementaciones parciales debidas a la acumulación de nódulos y pseudomicelos de carbonatos; materia orgánica no detectable; raíces frecuentes, actividad biológica moderada; porosidad reducida asociada a las caras de los bloques; acumulaciones frecuentes de carbonatos en el espacio poroso; reacción al HCL muy intensa; límite difuso.

Bk₂ (98-122 cm) Horizonte mineral con acumulación de carbonatos; seco; de color 10YR7/2; elementos gruesos escasos; limoso; estructura en bloques angulares; consistencia dura; cementaciones incompletas debidas a la acumulación de carbonatos; raíces presentes; actividad biológica débil; porosidad reducida a la caras de los bloques; acumulaciones de carbonatos en nódulos y pseudomicelios; reacción al HCL muy intensa; límite no definido.

BC (>122 cm)

	pH _{H2O}	pH _{KCl}	C.E. _{25°C} (dS m ⁻¹) P.Sat.	C. Org (%)	M.O. (%)	CaCO ₃ g Kg ⁻¹	A.G. (%)	A.F. (%)	L (%)	Ar (%)	Na ⁺ Cmol kg ⁻¹	K ⁺ Cmol kg ⁻¹	Ca ²⁺ Cmol kg ⁻¹
A ₁	8.1	7.7	0.47	1.45	2.49	21.9	5.1	30.6	43.4	20.6	0.12	0.43	34.9
A ₂	8.4	7.9	0.32	0.73	1.25	25.4	2.4	28.2	45.7	23.6			
Bk ₁	8.3	7.8	0.66	0.64	1.11	34.0	3.4	27.3	44.3	25.3	0.10	0.64	31.2
Bk ₂	8.3	7.8	0.87	0.41	0.71	31.5	2.7	32.4	41.8	23.1			

transformación en monte adhesado. Las dehesas son un sistema silvo-pastoril muy característico de regiones mediterráneas de tendencia continental que consisten en un estrato arbóreo de robles o encinas muy poco denso que se complementa con un estrato herbáceo relativamente denso mantenido por pastoreo (Vallejo et al, 2005).

0.5.1 Aplicación de los lodos

Se aplicaron de forma superficial tres tipos de fango: fresco (F), compostado (C) y secado por un proceso térmico (T). Se tomó como criterio la aplicación de 10 t ha^{-1} de materia seca de lodo, que equivalen aproximadamente a 13.8 t ha^{-1} de fango compostado, 50 t ha^{-1} de fango deshidratado y 11.3 t ha^{-1} de fango térmico. La dosis experimental fue unas tres veces más grande que la normalmente usada en agricultura, pero solo se hizo una única aplicación de lodo al comienzo del experimento. Las entradas por metales pesados fueron menores que el valor límite máximo anual permitido bajo la directiva 86/278/EEC (European comision, 1986). La composición de cada tipo de lodo se presenta en la tabla 0.4.

Cada uno de ellos es procesado en la EDAR de la siguiente manera:

a) El fango fresco (F) se ha obtenido de la EDAR de Blanes (Girona, España), ciudad de tamaño medio que produce aguas residuales de baja componente industrial. Esta moderna planta utiliza tratamientos de tipo biológico. El fango obtenido de los decantadores primarios es sometido primero a un proceso aerobio, y luego a uno anaerobio que tiene lugar dentro de un digestor a una temperatura constante de 35°C durante un periodo mínimo de 25 días. Después el fango se deshidrata parcialmente mediante centrifugas hasta un contenido de materia seca del 20% aproximadamente.

b) El compost de lodo (C) se produce en la propia planta de Blanes, a partir del fango fresco que generan. El fango se mezcla con astillas de pino, en una relación de volúmenes 1:4,5. La mezcla se pone dentro de unos túneles con aireación forzada. Esta mezcla se mantiene durante unos 15 días dentro de



Figura 0.2. Plano de las parcelas situadas en el suelo franco-arenoso de la Vallmitjana (Taradell). VO: control, VC: tratamiento con lodo compostado, VD: tratamiento con lodo deshidratado también llamado fresco, VT: tratamiento con lodo de secado térmico. Espaciado de la cuadrícula 50 m. X min: 442157, X max: 442360, Y min: 4634785, Y max: 4634890.



Figura 0.3. Plano de las parcelas situadas en el suelo franco de El Puig (Taradell). MO: control, MC: tratamiento con lodo compostado, MD: tratamiento con lodo deshidratado también llamado fresco, MT: tratamiento con lodo de secado térmico. Espaciado de la cuadrícula 50 m. X min: 439450, X max: 439625, Y min: 46336880, Y max: 44637000.

Tabla 0.4. Características analíticas principales de los tres tipos de lodo aplicados en las parcelas de campo. Valores medios y desviación estándar de tres determinaciones.

Parámetro	Unidades	Lodo fresco (D)	Lodo térmico (T)	Lodo compostado (C)
Materia seca	%	20.27±0.01	84.69±0.09	66.48±0.15
Densidad aparente	g cm ⁻³	0.21	0.52	0.39
Pérdida por calcinación a 560 °)	g kg ⁻¹	668.9±0.8	674.6±0.1	643.0±0.1
Carbono oxidable	g kg ⁻¹	489.8±15.5	497.9±1.1	427.4±3.4
Nitrógeno Total (Kjeldahl)	g kg ⁻¹	46.6±2.6	44.5±1.5	33.6±1.0
Fósforo Total	g kg ⁻¹	19.1±0.1	17.9±0.2	15.6±0.1
pH		8.3±0.1	7.0±0.1	7.35±0.1
C.E. (pasta saturada) a 25°C	dS m ⁻¹	1.80±0.09	5.28±0.01	5.84±0.09
Cu	mg kg ⁻¹	749.2±3.17	743.6±5.02	786.3±3.60
Zn	mg kg ⁻¹	885.2±0.24	800.7±96.7	995.0±9.05
Cd	mg kg ⁻¹	3.63	3.59	4.40
Pb	mg kg ⁻¹	73.6±4.31	75.5±1.02	89.9±5.82
Ni	mg kg ⁻¹	42.6±3.49	46.0±1.01	42.2±1.61
Cr	mg kg ⁻¹	50.62±0.38	88.5±2.04	51.7±3.70
Hg	mg kg ⁻¹	2.6±0.08	2.7±0.14	2.4±0.01

los túneles donde se produce su primera transformación. En este proceso se alcanzan temperaturas máximas entre 58 y 60 ° C. Después se saca del túnel y se tamiza con unos cedazos de 20 y 10 mm, recuperando un 90% de las astillas que serán reutilizadas en otros procesos de compostaje. El producto que se obtiene después del tamizado se apila dejándolo madurar durante un tiempo aproximado tres meses. El compost procede del mismo lote de fango deshidratado de la EDAR de Blanes.

c) El fango secado térmicamente se elaboró en las instalaciones de la EDAR de Banyoles (Girona, España), pero a partir del mismo lote de fango fresco de Blanes. El secado térmico se realiza mediante el siguiente proceso: el fango fresco se deposita en una tolva desde donde se traslada a un depósito que alimenta un cilindro rotatorio de paredes calientes (a unos 130 - 150 °C) donde se seca al evaporar la mayor parte del agua que contiene. A la salida del cilindro se obtiene un producto sólido de textura granular con un contenido de humedad de aproximadamente un 14 %.

Para la aplicación del lodo fresco (deshidratado) sobre el suelo de las parcelas, se usó un remolque de estiércol con esparcidores de eje vertical en la parte posterior y discos en la base del mecanismo de dispersión. La aplicación de los fangos compostado y térmico se hizo con una abonadora HOWARD TSD – 18 que tiene una tolva de capacidad máxima de 1.6 m³ trabajando a apertura máxima (nº 10) y abanico de dispersión mínima (franja de cobertura de aproximadamente 8 m).

Una estación agrometeorológica conectada a un almacenador de datos suministró los valores diarios medios, cada hora y cada 15 minutos para cada uno de los siguientes parámetros: precipitación, humedad atmosférica relativa, temperatura del aire, temperatura del suelo y humedad a profundidades de 10 cm y 50 cm. El índice EI30 (Wischmeier y Smith, 1978) se calculó para estimar la erosividad de la lluvia.

0.5.2 Determinaciones (métodos)

Aunque los métodos concretos se describen en cada capítulo, aquí se describen de forma sintética para ofrecer una visión conjunta de los principales ensayos realizados.

0.5.3 Recolección agua de escorrentía y sedimentos

Para la medición de la pérdida de sedimento y captación de escorrentía se usó un dispositivo llamado canal Gerlach (Morgan, 1986), que se compone de un canal simple de PVC, de 0.5 m de longitud y 0.1 m de ancho, el cual fue situado en el centro de la parte mas baja de cada parcela para recolectar escorrentía y sedimentos. Una tubería sale de la base del canal hacia un depósito recolector de 10 litros. Este método está diseñado para evaluar pérdida de suelo en áreas de muestreo relativamente pequeñas como taludes y partes de laderas.

El sedimento y el agua de la escorrentía se recogen cada vez que se presentan lluvias que generan escorrentía y pérdida de suelo. Se recolecta

todo el sedimento encontrado en el canal, se mide el volumen de escorrentía, y se toma una muestra representativa (500 ml) para estimar el sedimento recogido en el bidón. Las aguas de escorrentía y los sedimentos fueron recolectados durante el periodo comprendido entre 17 de abril de 2001 y el 8 de mayo de 2002. Submuestras de escorrentía (unos 100 ml) fueron filtradas a $0.45 \mu\text{m}$. A continuación se analizó el pH de la escorrentía y la conductividad eléctrica. Adicionalmente se midieron las concentraciones de nitrógeno de amonio (N-NH_4) y de nitrógeno de nitrato (N-NO_3), las cuales se determinaron por colorimetría en Flow Injection Analysis FIAstar[®] 5012 con los procedimientos e instrumentación de Analiser Foss Tecator. Igualmente se determinó el contenido de N-NH_4 y de N-NO_3 en el suelo, mediante extracto obtenido con K_2SO_4 (0.5 M) en una relación peso/volumen de 1:4, en periodos coincidentes con la recolección de escorrentía.

0.5.4 Granulometría de suelos y sedimentos

La composición granulométrica en clases de tamaño de las partículas $> 500 \mu\text{m}$, dispersadas y no dispersadas, se determinó por tamizado. Las distribuciones de tamaño de partículas de la fracción $< 500 \mu\text{m}$, dispersada y no dispersada, se determinó por medio de un MasterSizer (Malvern instruments SB.0DTM, 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 fue fraccionado por el método de sedimentación de la pipeta de Robinsón en las fracciones arena gruesa (2 – 0.2 mm), arena fina (0.2 – 0.05 mm) y limos + arcillas ($<0.05 \text{ mm}$).

0.5.5 Cobertura vegetal

Para determinar el porcentaje de cobertura vegetal, se tomaron una serie de fotografías digitales ortogonales a lo largo del periodo de muestreo cubriendo un área de 1 m^2 , situadas en la parte superior, media e inferior de cada parcela. La cobertura vegetal fue estimada usando una rejilla de 100

nodos situada sobre la imagen a fin de determinar visualmente si la vegetación estaba o no presente en un nodo dado. Esto representa 300 observaciones por parcela a una resolución espacial que permitió distinguir entre cobertura vegetal y suelo desnudo.

0.5.6 Curvas características de humedad

Dos años después de la aplicación de los lodos, se midieron las curvas de retención humedad del suelo en función del potencial matricial de cada uno de los tratamientos, tanto en proceso de secado como de humedecimiento. Para ello, se prepararon 7 submuestras de cada una de las parcelas, de aproximadamente de 1 g de suelo, secadas previamente a 105°C. Se colocaron en una cápsula y se humedecieron con el humidificador ultrasónico de Sunbeam Products Inc., durante diferentes tiempos: 10, 15, 20, 30, 40, 50, 60 segundos, para alcanzar diferentes contenidos de humedad en un gradiente desde cerca de la saturación a valores de suelo seco correspondientes a 40 Mpa. Después de aproximadamente 12 horas en un recipiente estanco para equilibrar la humedad de la muestra, se procedió a medir el potencial hídrico con el WP4 Dew Point PotentialMeter (Decagon services, Inc. Pullman, WA). Después de la medición, cada muestra se secó a 105°C durante 24 horas, y se calcularon los valores de contenido de gravimétrico de humedad. Para determinar el potencial hídrico en las curvas de secado, se colocó aproximadamente 1 g de suelo en la cápsula y se saturó por capilaridad. A continuación, se realizaron mediciones con el WP4 durante el proceso de secado, anotando los valores de potencial hídrico y determinando el contenido de humedad por diferencia de peso.

0.5.7 Estabilidad de agregados (Método Le Bissonnais)

En muestras de suelo tomadas dos años después de la aplicación superficial de lodos de depuradora, se aplicó el método Le Bissonnais (1996) para estimar la estabilidad de los agregados, que consta de tres tipos de pruebas:

a) **Prueba 1.** Humedecimiento rápido por inmersión en agua. Este tratamiento permite probar el comportamiento de suelos secos sometidos a humedecimiento rápido, como sucedería en caso de irrigación, inundación o lluvia fuerte (tormentas de primavera o verano), aunque en este último caso, el impacto de la gota de lluvia es también importante.

b) **Prueba 2.** Desagregación mecánica por agitación después de humedecimiento con etanol. Esta prueba permite probar la intensidad de agregación de suelos húmedos. La meta del humedecimiento preliminar es probar la cohesión del material húmedo, independientemente del *slaking* (estallido de agregados). Este humedecimiento sin *slaking* se logra humectando al vacío o usando un líquido no polar mezclable con agua. En este caso, el etanol es el apropiado (Hénin et al., 1958).

c) **Prueba 3.** Humedecimiento lento por capilaridad. Este tratamiento permite probar el comportamiento de materiales secos o de bajo contenido de humedad sometidos a lluvias moderadas. Es menos destructivo que el humedecimiento rápido y permite discriminar entre suelos de muy baja estabilidad. Una descripción más profunda de cada uno de los métodos se puede consultar en Le Bissonnais (1996).

0.6 Referencias

Agassi M, Kirsten WFA, Loock AH & Fine P. 1998. Percolation and leachate composition in a disturbed soil layer mulched with sewage sludge biosolids. *Soil and Tillage Research* 45: 359 – 372.

Aggelides SM & Londra PA. 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a Loamy and a clay soil. *Bioresource Technology* 71: 253 – 259.

Alcañiz JM, Boixadera J, Felipó MT, Ortiz O Y Poch RM. 2005. Els sòls. En: *L'estat del medi ambient a Catalunya*. In press.

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

Alcañiz JM, Comellas I & Pujola M. 1996. Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora: recuperació de terrenys marginals. Ed. Junta de Sanejament, Generalitat de Catalunya Barcelona, 69 p.

Anaya CC. 1998. Diversidad y abundancia microbiana de suelos de cantera tratados con lodos de depuradora. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.

Andrés P. 1999. Ecological risks of the use of sewage sludge as fertilizer in soil restoration: effects on the soil microarthropod populations. *Land Degradation & Development*. 10: 67-77.

Andreu V, Rubio JL, Forteza J & Cerni R. 1996. Postfire effects on soil properties and nutrient losses. *Inter. J. Wildland Fire* 6: 53-58.

Barrera I, Andrés P & Alcañiz JM. 2001. Sewage sludge application on soil: effects on two earthworm species. *Water, Air, and Soil Pollution* 129:319-332.

Blehschmidt R, SAF W & Hüttl RF. 1999. Soil microcosm experiments to study the effects of waste material application on nitrogen and carbon turnover of lignite mine spoils in Lusitania (Germany). *Plant Soil* 213: 23 – 30.

Boixadera J & Teira MR. 2001. Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Universidad de Lleida. Lleida.

Bresson LM, Koch C, Le Bissonnais Y, Barriuso E & Lecomte V. 2001. Soil surface structure stabilization by municipal waste compost application. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1804 – 1811.

Caravaca F, Lax A & Albaladejo J. 2001. Soil aggregate stability and organic matter in clay and fine silt fractions in urban refuse-amended semiarid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1235 – 1238.

Cornu S, Neal C, Ambrosi J-P, Whitehead P, Neal M, Sigolo J & Vachier P. 2001. The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferrasols (Sao Paulo, Brazil). *Sci. Tot. Environ.* 271: 27 – 48.

Danés R & Boixadera J. 2001. Aspectos generales a considerar en la planificación y gestión de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: J. Boixadera i M.R. Teira (eds). *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Universidad de Lleida. Lleida.

Delschen T. 1999. Impacts of long-term application of fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of the Rhineland lignite mining area. *Plant Soil* 213: 43–44.

Díaz-Burgos M. 1990. Compostaje de suelos residuales: aplicación agronómica y criterios de madurez. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, p 217.

Domingo F. 1998. Los nutrientes de los residuos orgánicos y los cultivos. En: X. Flotats i J. Boixadera (eds). Aprofitament agronòmic de residus orgànics. Universidad de Lleida. Lleida.

Düring RA & Gäth S. 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go?. Journal of Plant Nutrition and soil Science 165: 544 – 556.

European comision. 1986. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Last consult (09/08/2004). <http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/index.htm>.

Felipó MT. 1984. Depuración y reutilización de aguas residuales. Gestion y reutilización agrícola de lodos procedentes del tratamiento de aguas residuales. Universidad Menéndez Pelayo.

Flotats X & Boixadera J. 1999. Aprofitament agronòmic de residus orgànics. IV Curs d'Enginyeria Ambiental. Lleida: Paper-Kite i UDL. 292 p.

Hénin S, Monnier G & Combeau A. 1958. Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. Annales Agronomiques 9: 73 – 92.

Johnson DL, Ambrose SH, Bassett TJ, Bowen ML, Crummey DE, Isaacson JS, Johnson DN, Lamb P, Saul M & Winter-Nelson AE. 1997. Meanings of Environmental terms. J. Environ. Qual. 26 : 581 – 589.

Junta de Residuos. 2000. Manual de gestió de residus orgànics per a la seva aplicació als sòls agrícoles (esborrany VI). Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient.

Junta de Residuos. 2001. Estadístiques. <http://www.junres.es/estaddin/index.stm> (22/11/2001).

Klöpffer W. 1996. Environmental hazard assessment of chemicals and products. Part V. Anthropogenic chemicals in sewage sludge. Chemosphere 35: 107 – 119.

Lal R, Hall GF & Miller FP. 1989. Soil degradation: I Basic processes. Land Degrad. Rehabil. 1: 51 – 69.

Lazzari L, Sperti L, Salizzato M & Pavón B. 1999. Gas chromatographic determination of organic micropollutants in samples of sewage sludge and compost: behaviour of PCB and PAH during composting. Chemosphere 38: 1925 – 1935.

Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. European Journal of Soil Science 47: 425 – 437.

León-Llamazares A. 1989. Caracterización agroclimática de la provincia de Barcelona. MAPA, Madrid, 290 p.

Morgan RPC. 1986. Soil erosion and conservation. Longman: London.

Mugeriego R & Sala L. 1994. Biosólidos y aguas depuradas como recurso. Girona: UPC i CCB. 226 p.

Navas A, Machín J & Navas B. 1999. Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). Bioresource Technology 69: 199 – 205.

Ortiz O. 1998. Activitat biològica i revegetació en sòls de pedreres de calcària restaurats amb fangs de depuradora. Tesi doctoral, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra.

Ortiz O. 2001. Uso de la material orgánica como criterio de aplicación de residuos. En: J. Boixadera i M.R. Teira (eds). Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Universidad de Lleida. Lleida.

Ortiz O & Alcañiz JM. (1994) Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. Geomicrobiology Journal 11:333-340.

Ortiz O & Alcañiz JM. 2001. Reducció de l'erosionabilitat d'un alfisol mitjançant l'ús de fangs de depuradora o adobs minerals per al desenvolupament de la coberta herbàcia. Orsis 16: 121-131.

Ortiz O & Alcañiz JM. 2003. Transcatalonia 2002. Els sòls de les Muntanyes de Prades i del sector SE d'Osona. Quaderns Agraris 28: 109 -118.

Page AL & Chang AC. 1994. Overview of the past 25 years technical perspective. In: Sewage sludge: Land utilization and the environment, C.E. Clapp, W.E. Larson and R.H. Dowdy Eds., SSSA Misc Publication, Madison, WI, USA.

Pardini G, Gispert M & Dunjó G. 2004. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. Science of the Total Environment 328: 237- 246.

Soil Survey Staff. 1998. Keys to Soil Taxonomy, 8th edn. US Department of Agriculture and Natural Research Conservation Services: Whashington, DC.

Sort X. 1997. Propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora. Tesi doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.

Sort X & Alcañiz JM. 1996. Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries. Land Degradation & Rehabilitation, 7: 69-76.

Sort X & Alcañiz JM. 1999a. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land degradation & Development* 10: 3-12.

Sort X & Alcañiz JM. 1999b. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil & Tillage Research* 49:337-345.

Sort X & Alcañiz JM. 2001. Application of X-ray microanalysis to study the distribution of organic waste in soil. *Geoderma* 104: 1-15.

Tarrasón D. 2004. Alternatives de fertilizació per a la rehabilitació de sòls degradats. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. Spain.

Thornthwaite CW. 1948. The water balance. Drexell Institute. New Jersey.

Vallejo R, Aronson J, Pausa JG and Cortina J. 2005. Mediterranean woodlands. In: *Restoration Ecology. The new frontier* (van Andel J.& Aronson J., eds.), p. sous presse. Blackwell Science, Oxford, UK.

Vesilind PA. 2003. Wastewater treatment plant design. Water Environment Federation: IWA Publishing, London.

Capítulo 1

RUNOFF AND LOSSES BY EROSION IN SOILS AMENDED WITH SEWAGE SLUDGE

Publicado en: *Land Degradation & Development* 14: 563 – 573 (2003)

1.1 Abstract

In order to promote the transformation of a burnt Mediterranean forest area into a *dehesa* system, 10 t ha⁻¹ of dry matter of the same sewage sludge in three different forms: fresh, composted and thermally-dried, were added superficially to field plots of loam and sandy soils located on a 16 per cent slope. This application is equivalent to 13.8 t ha⁻¹ of composted sludge, 50 t ha⁻¹ of fresh sludge and 11.3 t ha⁻¹ of thermally-dried sludge. The surface addition of a single application of thermally-dried sludge resulted in a decrease in runoff and erosion in both kinds of soil. Runoff in thermally-dried sludge plots was lower than in the control treatment (32 per cent for the loam soil and 26 per cent for the sandy soil). The addition of any type of sludge to both soil types also reduces sediment production. Significant differences between the control and sludge treatments indicate that the rapid development of plant cover and the direct protective effect of sludge on the soil are the main agents that influence soil erosion rates. Results suggest that the surface application of thermally-dried sludge is the most efficient way to enhance soil infiltration.

1.2 Introduction

Runoff and erosion are two processes that can cause soil degradation, reducing its productivity and capacity to regulate the environment (Lal, 1994, 1997, 2001). It is possible to improve a number of the physical properties of soil through the application of a variety of organic waste products such as sewage sludge (Clapp et al., 1986; Tester, 1990; Sort and Alcañiz, 1999). The addition of sewage sludge can protect the soil by improving its structure (Joshua et al., 1998) and encouraging the formation of macroaggregates (De León-González et al., 2000). Their controlled application can be an inexpensive initial source of organic matter and nutrients (Sort, 1997). However, this may also increase soil contamination due to the heavy metals and persistent organic contaminants they contain (Düring and Gäth, 2002). The surface application of sewage sludge may sufficiently improve soil properties to accelerate the establishment of vegetation. In addition to protecting the soil, this practice reactivates the N and C cycles and in this way prolongs the initial positive effect. Moreover, its application may reduce runoff and erosion as well as promoting a stable dense herbaceous cover.

For land rehabilitation, only one application at a high rate is normally applied. This activity is becoming increasingly popular as a technical solution for restoring degraded soils and encouraging the re-establishment of vegetation cover (Blechs Schmidt et al., 1999; Delschen, 1999; Zier et al., 1999, Düring and Gäth, 2002). In the first two years following the application of sludge on minesoils, Emmerling et al. (2000) detected a significant increase in microbial activity in proportion to the quantity of sewage sludge and compost applied. Sort and Alcañiz (1999) found that the application of sewage sludge on limestone quarry soils improves structural stability and soil aggregation, at least in the first year after the sludge has been applied.

Mediterranean shrubland ecosystems are characterized by having a high fire risk. For this reason their transformation into a Mediterranean-type savanna system (*dehesa*) is encouraged in some locations. This type of landscape is a plant community with low-density tree and a dense grass cover suitable for grazing. This transformation is normally applied to large patches of land over a

wide area between dense forests to act as a firewall. It is necessary to add fertilizers to obtain a rapid development of herbaceous cover for erosion control and good quality grazing. Some biosolids such as compost and sewage sludge can be used for this amendment. The environmental risks related to this land-use change should be studied.

The physical improvement of soil properties with sludge depends on its bulk density, dry matter content and stability of the organic matter. These factors are determined by the kinds of treatment carried out at the sewage plant. Fresh, partially dehydrated (20 per cent dry matter) sewage sludge is the most commonly used form, but health considerations, the cost of transport and difficulties in applying it to the soil make it advisable to look for other forms of application. For these reasons, sludge composted with pinewood splinters or sludge dehydrated by a thermal drying process are becoming more popular. Nevertheless, composting and thermal drying processes can change the physical behaviour of sludge applied to the soil, provoking a different response from the erosion processes.

The main aim of this study was to analyse the mid-term (one year) effect on runoff and soil loss of the addition of three types of sewage sludge to two soil types in order to establish which of the three types of sludge (fresh, composted or thermally-dried) is the most effective in controlling erosion.

1.3 Study site

The test sites were located in the centre of Catalonia (Taradell municipality, NE Spain) at two sites called La Vallmitjana (705m above sea-level) and El Puig (590 m above sea-level), which are 3 km apart. The climate is subMediterranean with a continental tendency. The mean annual temperature is 12.5°C. The mean annual rainfall is 750 mm and the potential evapotranspiration is 700 mm yr⁻¹. Rainfall is irregularly distributed throughout the year with two maximums (in November and April) and occasional very heavy rainstorms in the summer and autumn.

The soil types in the Vallmitjana area are based on conglomerates and sandstone, with a slightly acidic pH, and are poor in organic matter. The most developed contain ochric and argillic horizons and are classified as *Typic Haplustalf* (Soil Survey Staff, 1998). Soil types in the El Puig area, based on marl, are rich in carbonates and contain a well-stabilized mean content of organic matter. They are classified as *Udic Calcustept* (Soil Survey Staff, 1998). Table 1.1 shows a comparison of the main analytical properties of horizon A (0–20 cm) for these two soil types. We will refer to these two soils as sandy and loam soils respectively from now on.

Table 1.1. Physical and chemical properties of <2mm fraction of the two soils used. Mean values for 0–20 cm depth samples from experimental plots.

Parameter	Sandstone	Loam
Place	La Vallmitjana	El Puig
Coarse sand (2 - 0.2 mm) %	68.31	4.85
Fine sand (0.2 – 0.05 mm) %	18.0	29.46
Silt (0.05 mm – 0.002 mm)%	5.93	49.22
Clay (< 0.002 mm) %	7.77	16.48
Texture	Loamy sand	loam
D _b (g cm ⁻³)	1.41	1.17
θ _s (cm ³ cm ⁻³)	0.401	0.434
pH (H ₂ O 1:2,5)	7.1	8.05
CaCO ₃ (%)	0.0	27.4
C Org. (%)	0.67	1.65
EC _{25 °C} (dS/m) (1:5)	0.33	0.38

The area was affected by a serious forest fire in 1983 and is now covered with scrub through natural regeneration. Given the combustibility of the present vegetation, the owners wished to replace the scrub with pasture and low-density tree cover. Lack of success in the spontaneous recovery of the affected area over the 18 years since the fire led to experimentation with alternatives such as the use of mineral fertilizers or manure to accelerate revegetation and turn the area into a *dehesa*. Just before the experiment, the scrub was eliminated by mechanical crushing and the plant debris was left over the soil surface.

1.4 Materials and methods

Thirty-two plots 20m long by 5m wide, 20 of which were located in sandy soil (five for each treatment) and 12 in loam soil (three for each treatment), were set up on hillsides with a mean slope of 16 per cent oriented along the line of

maximum slope. They are open in the sense that there are no physical barriers that mark their boundaries. Three types of sewage sludge were applied to the surface: fresh (F), composted (C) and thermally-dried (T). The composition of each is shown in Table 1.2. All sludges used comply with European Directive 86/278/CEE, based on their heavy metal content, and are currently being applied to agricultural soils. All three types of sludge came from the same batch from the municipal wastewater treatment plant at Blanes (Girona), a middle-sized town that produces wastewaters with a low level of industrial waste. The sewage obtained from the primary decanters undergoes an anaerobic process that takes place within a digester at a temperature of 35°C over a period of 25 days. The sewage is then partially dehydrated by centrifuge until an approximate dry matter content of 20 per cent remains. This is called fresh sewage (F).

The composted sludge (C) was produced from fresh sewage, mixed with pinewood splinters in a ratio of 1:4.5. This mixture was placed in tunnels with an air supply for 15 days. Maximum temperatures reached during this process were between 45 and 65°C. After it had been removed from the tunnel, it was sieved to 10mm and left to mature for about two months.

The thermally-dried sludge (T) was produced from the same batch of fresh sewage by the following process. The dehydrated sewage was placed in a revolving cylinder with heated walls (at around 130°C), where it dried through the evaporation of most of the water it contained. When removed from the cylinder it had become a solid product with a granular structure and moisture content of around 14 per cent.

Sludges were applied using available agricultural machinery, a seed drill for composted and thermally-dried sludge and a manure spreader for fresh sludge. It was decided to apply these biosolids at a nominal rate of 10 t ha⁻¹ of sludge dry matter, which is equal to approximately 13.8 t ha⁻¹ of composted sludge, 50 t ha⁻¹ of fresh sludge and 11.3 t ha⁻¹ of thermal sludge. This experimental rate was three times greater than normally used in agricultural

soils, but was applied only once. Heavy metal inputs were lower than the maximum annual limit values laid down in the CEE Directive.

A PVC Gerlach channel (Morgan, 1986) 0.5m long by 0.1m wide was placed in the central part of the bottom of each plot to collect runoff water and sediments. This was connected to a 10 l storage tank. The channel acts as a sedimentation trap for coarse particles because the outlet pipe is positioned 3 cm above the bottom. The edge of the channel was placed at ground level and good contact between the soil and the Gerlach channel was ensured by a plastic sheet. This position ensured that all collected runoff came from the corresponding plot only.

Table 1.2. Analytical characteristics of the three types of sewage sludge added to the surface of experimental plots.

Parameter	Units	Fresh sludge (F)	Thermal sludge (T)	Composted sludge (C)
Dry matter	%	20.27	84.69	66.48
Loss on ignition at 560 °C	G kg ⁻¹	668.9	674.6	643.0
Oxidize C	G kg ⁻¹	489.8	497.9	427.4
Total N (Kjeldahl)	G kg ⁻¹	46.6	44.5	33.6
Total P	G kg ⁻¹	19.1	17.9	15.6
PH _w		8.3	7.0	7.35
E.C. (saturate paste) at 25°C	dS m ⁻¹	1.80	5.28	5.84
Total Cu	mg kg ⁻¹	749.2	743.6	786.3
Total Zn	mg kg ⁻¹	885.2	800.7	995.0
Total Cd	mg kg ⁻¹	3.63	3.59	4.40
Total Pb	mg kg ⁻¹	73.6	75.5	89.9
Total Ni	mg kg ⁻¹	42.6	46.0	42.2
Total Cr	mg kg ⁻¹	50.62	88.5	51.7
Total Hg	mg kg ⁻¹	2.6	2.7	2.4

The storage tanks' capacity was sufficient for collecting runoff, except in one case (out of 280) in the sandy soil and 8 (out of 168) in the loam. In order to determine soil losses, the particles trapped in the channels were collected and dried. Particles trapped in the tanks were measured in a 500 ml aliquot of the total amount of runoff stored. These were classified using 0.2mm sieves to separate the coarse sand and 0.05mm sieves for the fine sand. Moreover, the quantities of silt (50–2 mm) and clays (<2 mm) were calculated using the Robinson pipette sedimentation method. Runoff was calculated from the water accumulated in each storage tank and was measured during a 24–48 hour

period following each storm. The sampling period was from 17 April 2001 to 8 May 2002.

An agrometeorological station connected to a data logger provided mean values on a daily, hourly and 15 minute basis for each of the following parameters: precipitation, relative atmospheric humidity, air temperature, soil temperature and moisture at depths of 10 cm and 50 cm. The EI30 index (Wischmeier and Smith, 1978) was used to calculate rainfall erosivity.

In order to determine the percentage of grass cover, a series of orthogonal digital photographs was taken throughout the sampling period covering a surface area of 1m² at the upper, middle and lower parts of each plot. Vegetation cover was estimated using a 100-node grid placed over the image in order to determine visually whether or not vegetation was present in any given node. This represents 300 observations per plot at a spatial resolution that allows plant cover to be distinguished from bare soil with precision.

Mean annual data for each plot (runoff, soil losses and plant cover) were analysed by two-way ANOVA (soil, sludge type). When significant effects were found, the Tukey–Kramer test was used to carry out paired comparisons between different treatments. The data were also subjected to frequency analyses. The software used was SPSS version 11.0.1 (2001).

1.5 Results and discussion

Over a year there were 90 rainfall episodes (see Figure 1a) of which only 14 (see Table 1.3) generated runoff. Rainfall that produced runoff was 314 mm from a total precipitation of 561 mm. The heaviest rains are not always the most erosive (Figure 1.1b). Table 1.4 presents a statistical summary of runoff, soil loss and sediment concentration for each treatment.

1.5.1 *Surface Runoff*

No evidence of rills was observed in the plots or near their area of influence. For this reason sheet erosion is considered the dominant process.

Only the soil treated with thermally-dried sludge showed a significant reduction ($p = 0.0021$) in runoff (Figure 1.2). When vegetation cover was used as a covariable, the effect of sludge treatment was insignificant, proving that vegetation cover was the main factor controlling runoff in this experiment. In fact, when erosive rain occurred, plant cover was sufficiently developed to contribute to soil protection and water infiltration. For this reason it is not possible to distinguish between the protective effect of vegetation and the direct effect of sludge on runoff production. Mean accumulated total runoff over the sampling period (53.1 l for the control treatment of loam soil and 30.2 l for the control treatment of sandy soil) is higher in loam than in sandy soil and decreases by 32 per cent when loam soil was treated with thermal sludge and 26 per cent in the case of sandy soil. Similar results were reported by Mostaghimi et al.(1989), Sort and Alcañiz (1999) and Albaladejo et al. (2000) after the application of sewage sludge on other types of soil.

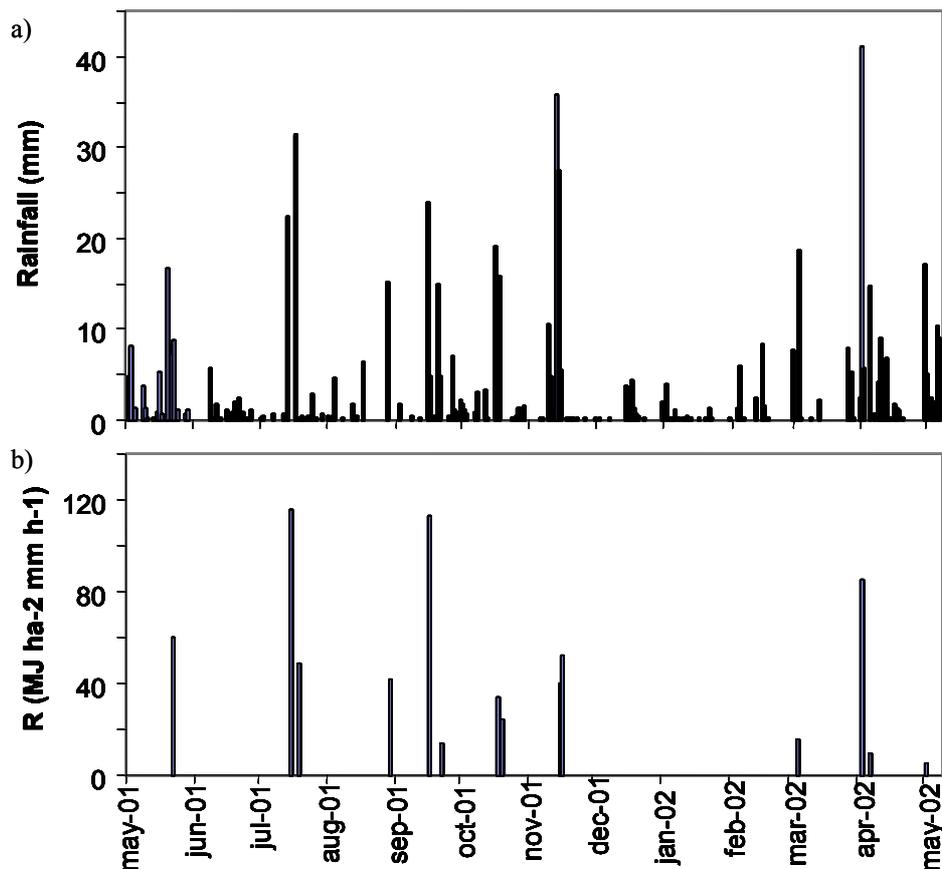
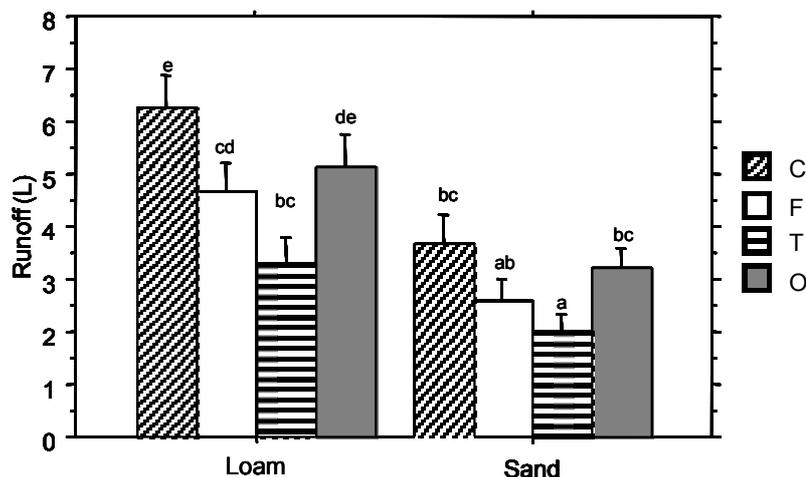


Figure 1.1. Temporal evolution of: (a) rainfall events and (b) rainfall erosivity index (R) of the 14 erosive rains obtained by an automated meteorological station in Taradell.

Table 1.3. Total rainfall, rainfall intensity I_{30} and I_{15} , kinetic energy (KE) and rainfall erosivity (R), calculated using data from Taradell meteorological station.

Event number	Date	Rainfall (mm)	I_{30} (mm/h)	I_{15} (mm/h)	KE (MJ ha^{-1})	R = $\text{KE} \cdot I_{30}$ ($\text{MJ ha}^{-1} \text{mm h}^{-1}$)
1	22/05/2001	16.6	19.2	22.4	3.11	59.7
2	15/07/2001	22.4	26.4	48.8	4.37	115.3
3	19/07/2001	31.4	8.8	11.2	5.57	49.0
4	30/08/2001	15.2	14.8	27.2	2.84	42.1
5	17/09/2001	24	23.6	25.6	4.78	112.7
6	22/09/2001	15	6	7.2	2.31	13.9
7	18/10/2001	19	9.6	10.4	3.53	33.9
8	20/10/2001	15.8	9.2	12.8	2.61	24.0
9	15/11/2001	35.8	6.8	8.8	5.93	40.3
10	16/11/2001	27.4	11.6	15.2	4.48	52.0
11	05/03/2002	18.6	6	7.2	2.60	15.6
12	03/04/2002	41	12	13.6	7.11	85.3
13	07/04/2002	14.6	4.8	5.6	2.02	9.7
14	02/05/2002	17.2	2.4	3.4	2.29	5.5
Total rainfall	03/05/2001 to 08/05/2002	561				

**Figure 1.2.** Mean values of runoff (L) of different treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally-dried sludge), with standard error bars. Treatments with different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

Most runoff and erosion occurs as a result of short, heavy rain events, although these represent a relatively small proportion of annual rainfall (Freebairn and Boughton, 1985; Flanagan et al., 1988; Edwards and Owens, 1991; Connolly, 1998). The month in which the highest erosivity due to rainfall occurred was July 2001 ($164.3 \text{ MJ ha}^{-2} \text{ mm h}^{-1}$). The reduction in runoff during the heaviest event, event 2 (see Table 1.3), on the sandy soil was as follows. Treatment with fresh sludge reduced runoff by 18 per cent and with thermal sludge by 40 per cent in comparison with the volume registered in the control treatment for this event (see Figure 1.3a).

Table 1.4. Summary of the most significant results of soil erosion parameters for each treatment (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally-dried sludge) grouping all the 14 erosive events that occurred in a year.

		Loamy soil				Sandy soil			
		C	F	T	O	C	F	T	O
Runoff (L)	Mean	6.3	4.7	3.5*	5.1	3.3	2.6	2.0*	3.2
	Est.								
	Desv.	3.6	3.3	3.3	3.5	3.2	3.0	2.4	2.7
Soil losses (g)	Mean	95.0*	72.9*	59.9*	188.0	15.5*	12.3*	18.8*	27.6
	Est.								
	Desv.	207.0	95.7	114.2	326.4	21.1	13.4	25.2	32.4
Sediment concentration (g L ⁻¹)	Mean	13.1*	12.8*	14.3*	31.3	19.5*	13.0*	17.8*	26.5
	Est.								
	Desv.	31.1	17.0	19.2	48.6	46.6	20.7	29.3	42.7

Note:*Significant differences to control, $p < 0.005$. Vegetation covariable not included in this analysis.

On the other hand, treatment with composted sludge showed 6 per cent more runoff. On loam soil (see Figure 1.3b), composted, dehydrated and thermal treatments showed a reduction in runoff of 17, 36 and 30 per cent respectively. However, four days later erosive event 3 occurred, during which the treatment with composted sludge registered 5 per cent more runoff on loam soil. It continued to display this tendency over the rest of the sampling period. This shows that the application of sludge does not always result in a significant decrease in runoff. Moreover, erosivity indexes do not correlate well with runoff (see Figure 1.3).

Some authors report positive results in the reduction of runoff through the surface application of sludge (Mostaghimi et al., 1989; Sort and Alcañiz, 1999; Albaladejo et al., 2000). Sludge spread on the surface is able to intercept the impact of raindrops and also help to control runoff and erosion by preventing the soil from crusting and thus maintains the original percolation rate (Meyer and Mannering, 1963). One single application of sewage sludge determines the initial soil aggregation and its structural stability (Sort and Alcañiz, 1999). It is this stabilization of aggregates that makes soils more resistant to erosive processes. In a field study, Martens and Frankenberger (1992) carried out research into the effect of poultry manure, sewage sludge, barley straw or the

cultivation of alfalfa (*Medicago sativa*) on the physical properties of the soil. They found that the addition of these organic wastes to the soil increased cumulative percolation. In another study, Harris-Pierce et al. (1995) applied sludge to the surface of soil and found that it significantly reduced runoff during simulated heavy rainfall (100mm h^{-1} over 30 minutes). In our experiment, the direct effects of sludge overlap with the protective effect of plant cover making it difficult to distinguish the individual contribution of each one.

However, composted sludge does not appear to contribute to a reduction in runoff even if there is high plant cover in this sludge treatment. On the contrary, on the loam soil it increases in comparison with the other kinds of sludge. The pinewood splinters, which are added to the sludge during the composting process, become covered with humified organic matter. When these splinters dry out, they may repel water and contribute to an increase in runoff. There are some indications that the use of some biosolids on soil may have an adverse effect on its physical properties in the short and long term. Kumar et al. (1985) showed that on sandy soil, after an incubation period of 308 days with biosolids the hydraulic conductivity and the cumulative percolation of a mixture of soil and biosolids decreased. They also found that sludge increased water retention and the amount of water available. This effect was less pronounced in soils with a higher clay content, where adding sludge to the soil reduced hydraulic conductivity in an experimental column due to the blockage of soil pores caused by the proliferation of bacteria (Metzger and Yaron, 1987). Hydrophobic effects, which are common to a variety of dry organic amendments including dry sludge, may reduce the infiltration rate in soil amended with sludge. This effect may persist for a long period of time after the sludge has been applied (Agassi et al., 1998).

As sewage sludges are applied superficially in this experiment and soil is not mixed with sludge, it is possible that the sludge particles spread over the surface result in little mechanical interference and fail to significantly alter the formation of the surface seal. On the other hand, no convincing proof has been obtained regarding hydrophobicity induced by composted sludge.

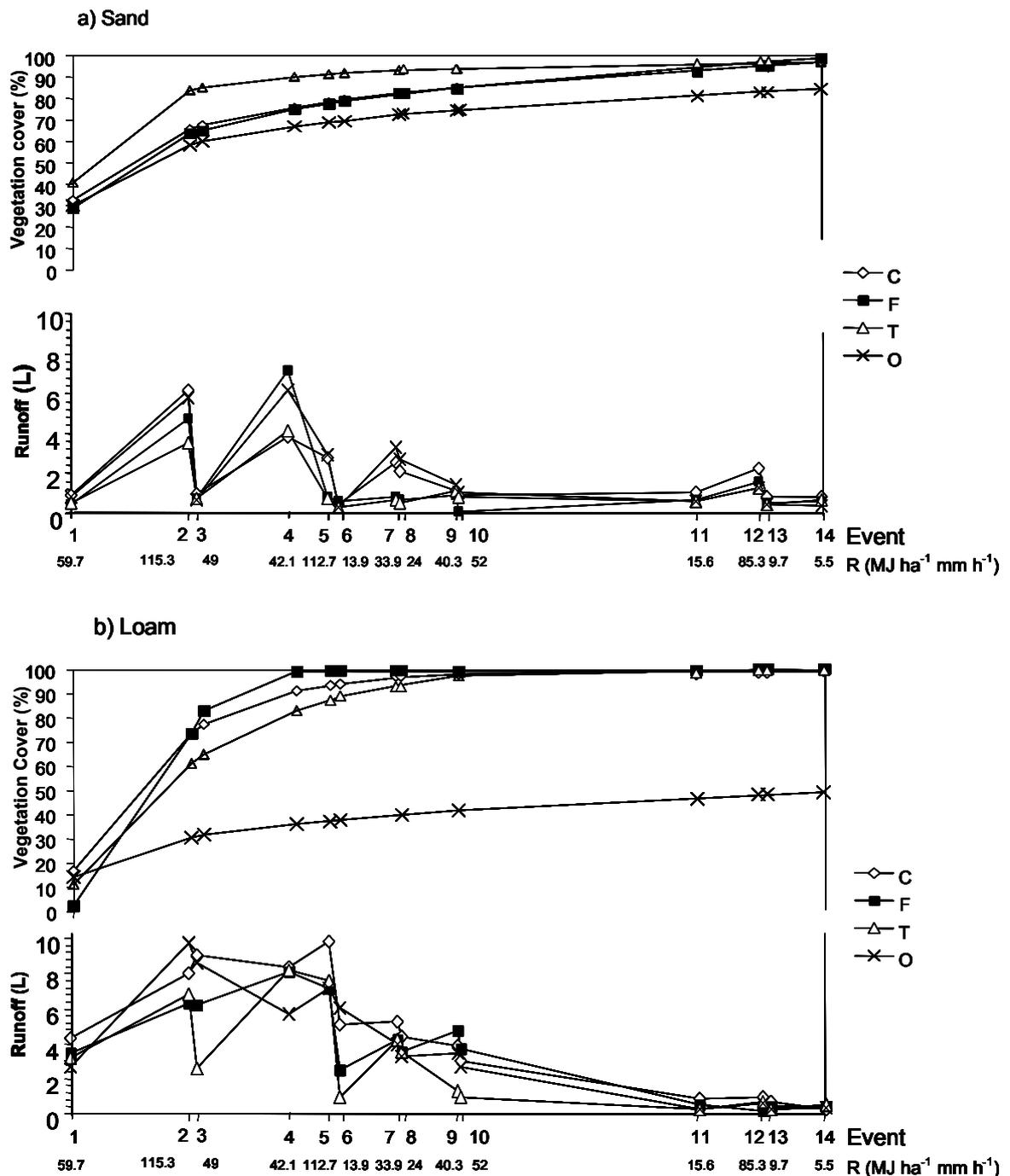


Figure 1.3. Temporal evolution of runoff (L) compared to vegetation cover in 14 erosive rainfall events in sandy (a) and loam (b) soil. Erosivity index of each event is also shown. (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally-dried sludge).

By studying the frequency distributions of runoff from the different treatments, it is clear that treatment with thermal sludge markedly reduces maximum runoff values, which suggests that it can be effective in reducing erosion. For this treatment, 75 per cent of runoff values are less than or equal to 5.7 l and 2.4 l for loam and sandy soils respectively. In a previous work, with the

same three types of sludge, and under laboratory simulated rainfall conditions (without vegetation), the results agree with the current field work. Soil treated with the same thermally dried sludge shows a higher infiltration rate than fresh or composted sludge (Ojeda et al., 2002).

1.5.2 Soil Loss

The surface application of sludge to both soil types resulted in a significant reduction ($p = 0.0017$) in sediment production (see Figure 1.4). Owing to its physical characteristics, loam soil loses more particles than sandy soil. Likewise, the control treatment for both types of soil always lost more sediment than the corresponding composted, fresh or thermal sludge-treated plot. As we have indicated for runoff, when vegetation cover was used as a covariable, the effect of the sludge treatment became insignificant. When erosive rain occurred, plant cover was developed enough to help protect soil from raindrop splash. Again, it is not possible to distinguish between the protective effects of vegetation and the direct effect of sludge on soil losses.

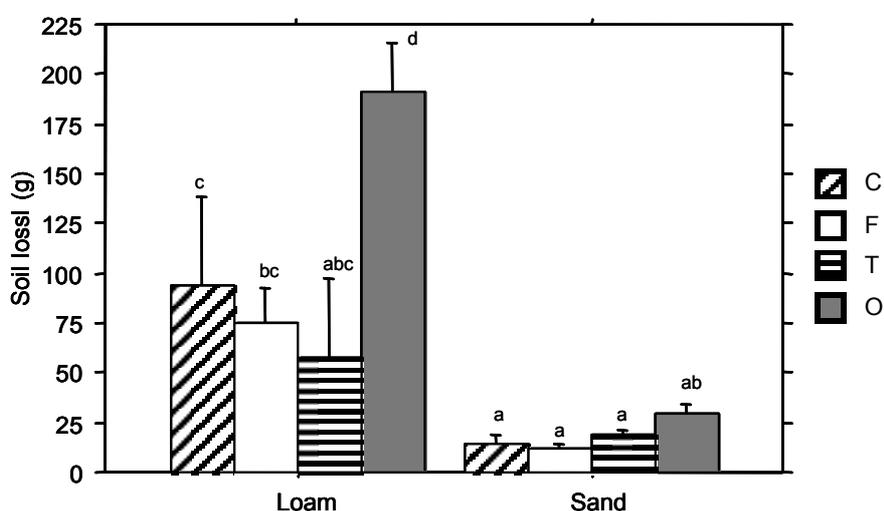


Figure 1.4. Mean values of soil losses (g) of different treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermal dried sludge), for two types of soils. Bars indicate standard errors. Treatments with different letters indicates significant differences ($p < 0.05$).

Differences in accumulated mean soil loss (1191 g lost for the control treatment of loam soil over one year) indicate a reduction of 67 per cent for the thermal sludge treatment, 50 per cent for the composted sludge treatment and 61 per cent for the dehydrated sludge treatment with respect to the control plots. On the other hand, for sandy soil (188 g of accumulated mean soil loss) the means were lower: 52 per cent for the dehydrated sludge treatment, 46 per cent for the composted sludge treatment and a 22 per cent reduction for the thermal sludge treatment. These results confirm that the surface application of sewage sludge, regardless of the type used, does help to reduce soil loss directly or indirectly, by encouraging the development of plant cover.

Returning to intense erosion event 2, soil loss for the sandy soil was 60 per cent for the composted sludge treatment, 66 per cent for dehydrated sludge and 38 per cent for thermal sludge with respect to loss from the control treatment during this particular event. The reductions for the loam soil produced the following percentages: 82 per cent for the treatment with composted sludge, 47 per cent for dehydrated sludge and 56 per cent for thermal sludge. This indicates that three months after the surface application of sludge, soil loss was considerably reduced. This decrease in erosion was also detected through the reduction in sediment concentrations observed at the plots treated with the different kinds of sludge (see Table 1.4).

1.5.3 *Vegetation Cover*

Surface cover of vegetation is an important factor for reducing water erosion, as it dissipates the energy of the impact of raindrops, reduces the area exposed to erosion, increases infiltration by reducing the surface seal and slows down runoff (Box and Russell, 1996). In our case, the use of sewage sludge encouraged the development of vegetation cover (see Figure 1.3).

From the very beginning, the soils treated with sludge maintained a high level of vegetation cover in the form of green plants and plant debris. For example, when erosive event 2 occurred, mean vegetation cover on the sandy soil was 58 per cent for the control treatment (see Figure 1.3a) and 71 per cent for the other treatments. On the loam soil, the control cover was 31 per cent

(see Figure 1.3b), while the soils treated with sludge had a mean cover of 70 per cent. The relatively high values of soil loss registered for the control treatments (see Table 1.4) are also influenced by their having a lower vegetation cover in general and for this rainfall event in particular. Erosion may reach its highest level when rainfall increases but vegetation has yet to establish itself. If this imbalance is serious, the risk of erosion can be high. However, the application of an organic amendment increases the levels of organic matter and nutrients in the soil (Guerrero et al., 2001) and the plants quickly make use of them. The surface application of sewage sludge reduces the length of time during which the soil is vulnerable to erosive rains and protects the soil against erosion processes.

Cerdan et al. (2002) affirm that regardless of the state of the surface structure, the surface roughness or the maximum rain intensity, there is a reduction in sediment liberation when the cover changed from 0–20 per cent to 21–100 per cent. However, due to the fact that when the heaviest rain events occurred all the treatments had a vegetation cover of over 21 per cent, the protective effect of the sludge without the presence of vegetation was only partially observed. Similarly, even if erosion varies with vegetation cover, the soil's response to erosive storms depends on its initial condition.

On examining trends of soil loss in relation to runoff at all the treatments, it was observed that for loam soil erosion increases with runoff. This would suggest that erosion on this type of soil could be limited by runoff transport. As far as sandy soil is concerned, there is wide dispersion and it is not possible to state whether particle detachment or their transport could reduce soil loss.

1.6 Conclusion

A single surface application of dehydrated, composted or thermal sewage sludge was able to reduce erosion considerably for the two types of soils studied. Thermal sludge appreciably reduced runoff for both soil types. Composted sludge, however, has a tendency to increase runoff, although not significantly in all cases. This suggests that the three types of sludge have different effects on the erosion process.

Reduced soil loss with sludge treatments can largely be explained by the protective effect exercised by vegetation cover, which was more developed in all three treatments. However, although erosion may vary due to vegetation cover, the soil's response to erosive rainstorms depends on its original condition, which is different for the three types of sludge applied.

1.7 References

Agassi M, Kirsten WFA, Looek AH & Fine P. 1998. Percolation and leachate composition in a disturbed soil layer mulched with sewage biosolids. *Soil and Tillage Research* 45: 359–372.

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

Blechs Schmidt R, Schaaf W & Hüttl RF. 1999. Soil microcosm experiments to study the effects of waste material application on nitrogen and carbon turnover of lignite mine spoils in Lusitania (Germany). *Plant Soil* 213: 23–30.

Box JE & Russell B. 1996. The effect of surface cover on infiltration and soil erosion. In *Soil Erosion, Conservation and Rehabilitation*, Agassi M (ed.). Marcel Dekker: New York, NY.

Cerdan O, Le Bissonnais Y, Souchère V, Martín P & Lecomte V. 2002. Sediment concentration in interrill flow: interactions between soil surface conditions, vegetation and rainfall. *Earth Surface Processes and Landforms* 27: 193–205.

Clapp CE, Stark SA, Clay DE & Larson WE. 1986. Sewage sludge organic matter and soil properties. In *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture*, Chen Y, Aynimelech Y (eds). Martinus Nijhoff: Dordrecht; 209–253.

Connolly RD. 1998. Modelling effects of soil structure on the water balance of soil – crop systems: a review. *Soil and Tillage Research* 48: 1–19.

De León-González F, Hernández-Serrano MM, Etchevers JD, Payán-Zelaya F & Ordaz-Chaparro V. 2000. Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rainfall in the valley of México. *Soil and Tillage Research* 56: 213–217.

Delschen T. 1999. Impacts of long-term application of fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of the Rhineland lignite mining area. *Plant Soil* 213: 43–44.

Düring RA & Gäth S. 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 544–556.

Edwards WE & Owens LB. 1991. Large storm effects on total erosion. *Journal of Soil and Water Conservation* 96: 75–78.

Emmerling C, Liener C, Haubold-Rosar M, Katzur J & Schröder D. 2000. Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusitanian coal mining region. *Plant Soil* 220: 129–138.

Flanagan DC, Foster GR & Moldnhauer WC. 1988. Storm pattern affect on infiltration, runoff and erosion. *Transactions of the Asociation of Agricultural Engineers* 31: 414–420.

Freebairn DM & Boughton WC. 1985. Hydrologic effects of crop residue management practices. *Australian Journal of Soil Research* 23: 23–35.

Guerrero C, Gómez I, Moral R, Mataix-Solera J, Mataix-Beneyto J & Hernández T. 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology* 76: 221–227.

Harris-Pierce RL, Redente EF & Barbarick KA. 1995. Sewage sludge application effects on runoff water quality in a semiarid grassland. *Journal of Environmental Quality* 24: 112–115.

Joshua WD, Michalk DL, Curtis IH, Salt M & Osborne GJ. 1998. The potential for contamination of soil and surface waters from sewage sludge (biosolids) in a sheep grazing study, Australia. *Geoderma* 84: 135–156.

Kumar S, Malik RS & Dahiya IS. 1985. Influence of different organic wastes upon water retention, transmission and contact characteristics of a sandy soil. *Australian Journal of Soil Research* 23: 131–136.

Lal R. 1994. Sustainable land use systems and soil resilience. In *Soil Resilience and Sustainable Land Use*, Greenland DJ, Szabolcs I (eds). CAB International: Wallingford; 41–67.

Lal R. 1997. Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transaction of the Royal Society London* 352: 997–1010.

Lal R. 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development* 12: 519–539.

Martens DA & Frankenberger WT. 1992. Modification of percolation rates in an organic-amended irrigated soil. *Agronomy Journal* 84: 707–717.

Metzger L & Yaron B. 1987. The influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Advances in Soil Science* 7: 141–161.

Meyer LD & Mannering JV. 1963. Crop residues as surface mulches for controlling erosion on sloping land under intensive cropping. *Transactions of the Association of Agricultural Engineers* 6: 322–323, 327.

Morgan RPC. 1986. *Soil Erosion and Conservation*. Longman: London.

Mostaghimi S, Deizman MM, Dilaha TA & Heatwole CD. 1989. Impact of land application of sewage sludge on runoff water quality. *Transactions of the Association of Agricultural Engineers* 32: 491–496.

Ojeda G, Alcañiz JM, Ortiz O & Tarrasón D. 2002. Effects of three types of sewage sludge on soil erodibility. In *Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions*, Vol. II, Faz et al. (eds). Quaderna Ed./Interlibro: Cartagena; 110–111.

Soil Survey Staff. 1998. *Keys to Soil Taxonomy*, 8th edn. US Department of Agriculture and Natural Research Conservation Services: Washington, DC.

Sort X. 1997. *Propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora*. PhD thesis. Universitat Autònoma de Barcelona: Barcelona.

Sort X & Alcañiz JM. 1999. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation & Development* 10: 3–12.

Tester CF. 1990. Organic amendment effects of physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Sci Soc. Am. J.* 54: 827–831.

Wischmeier WH & Smith DD. 1978. *Predicting Rainfall Losses. A Guide to Conservation Planning*. *Agriculture Handbook No. 537*. US Department of Agriculture: Washington, DC.

Zier N, Schiene R, Koch H & 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.

Capítulo 2

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

Aceptado para su publicación en la revista *Edafología* en Marzo de 2005

2.1 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.

2.2 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 & 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 & Alcañiz, 1999a). La porosidad también aumenta por efecto de los lodos, sobre todo la microporosidad interna de los agregados (Sort & 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 & 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.

2.3 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 t 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).

2.4 Materiales 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 17 de abril 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 $>500\mu\text{m}$, dispersadas y no dispersadas, se determinó por tamizado. Las distribuciones de tamaño de partículas de la fracción $<500\mu\text{m}$, 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 ($< 0.05\text{ mm}$).

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

2.5 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 2.1 presenta la producción acumulada media de sedimento y escorrentía en los diferentes tratamientos.

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 –

Tabla 2.1. 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

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 2.1 indica que, en el tratamiento control del 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 porque al aumentar la turbulencia en flujos grandes también aumenta la rotura de agregados (Slattery y Burt, 1997). Para el mismo 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 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 2.2. 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

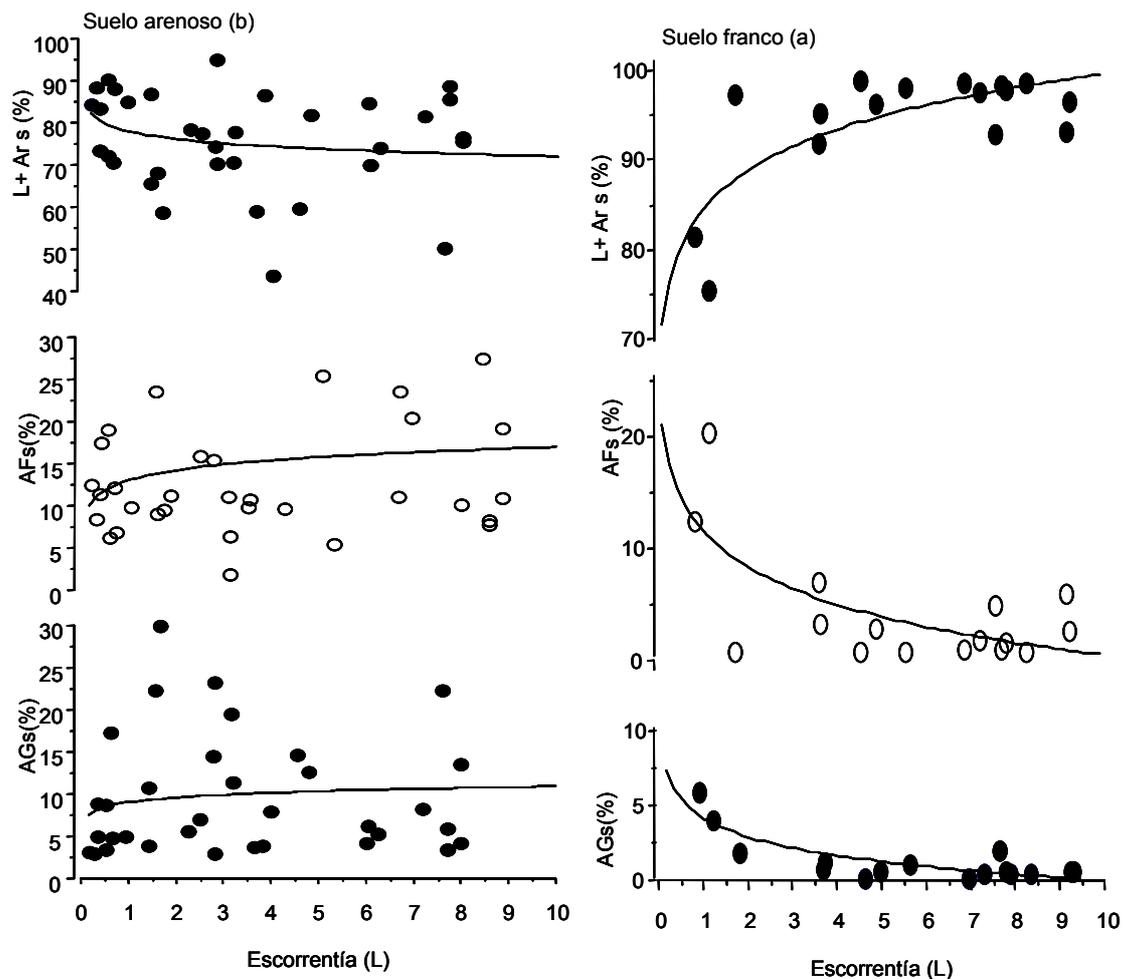


Figura 2.1. Relaciones entre la proporción de arena gruesa (AG), arena fina (AF) y fracción fina (limo + arcilla) en suspensión y el volumen de escorrentía, en el suelo arenoso de La Vallmitjana y el suelo franco de El Puig, en las parcelas sin tratamiento con lodos (controles).

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.

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:

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

Tabla 2.2. 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 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	11.3	8.5
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	4.7	2.7
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

Valores de RE mayores a 1.0 significan enriquecimiento en comparación a la matriz del suelo (figura 2.2). 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 2.1, sugiere que cada evento de escorrentía fue capaz de transportar preferentemente la fracción fina y 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 serías implicaciones para la fertilidad del suelo.

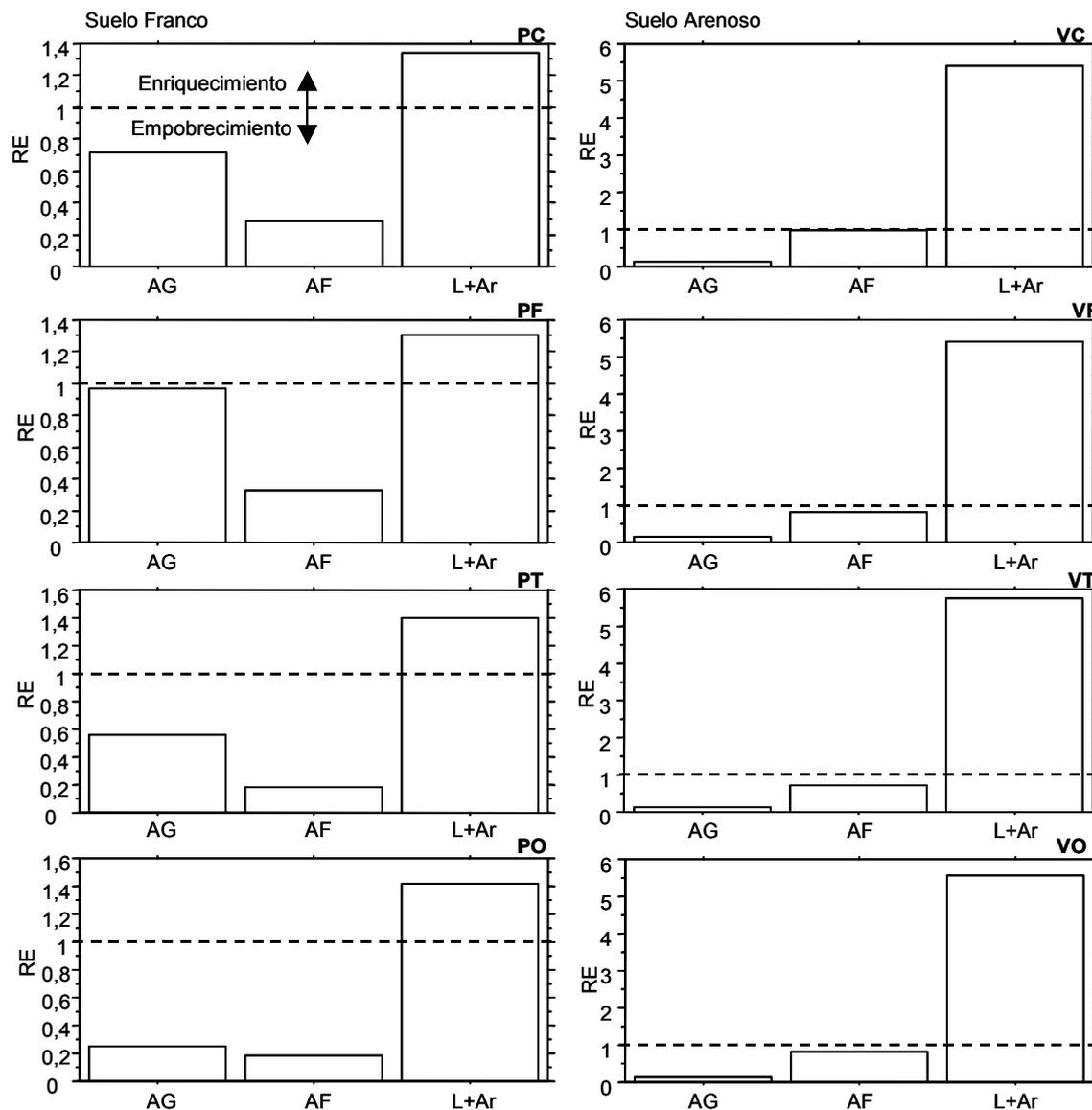


Figura 2.2. Comparación de las relaciones RE entre sedimento y suelo, para las fracciones AG (arena gruesa), AF (arena fina) y L + Ar (limo + arcilla), usando la ecuación (1), en los diferentes tratamientos (PO: Franco Control; PF: Franco Fresco; PC: Franco Compostado; PT: Franco Térmico; VO: Arenoso Control; VD: Arenoso Fresco; VC: Arenoso Compostado; VT: Arenoso Térmico).

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 2.3 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 fracción. 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.

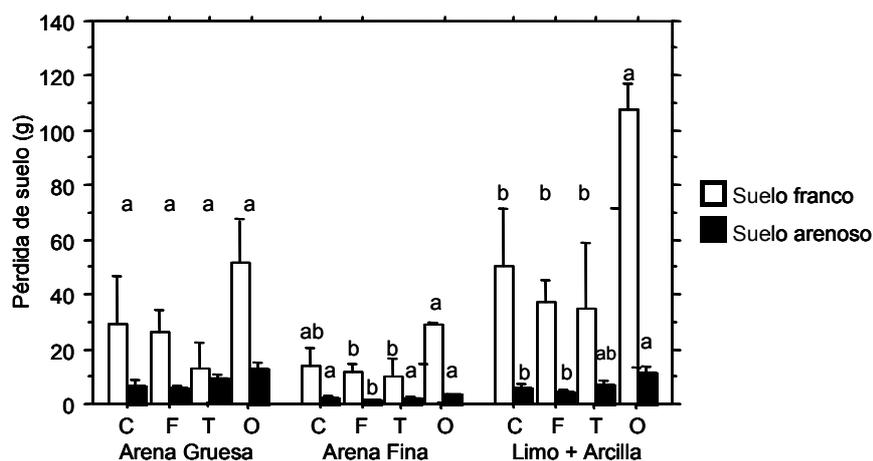


Figura 2.3. Granulometría media global del sedimento presente en la escorrentía de los diferentes tratamientos con lodos. (PO: Franco Control; PF: Franco Fresco; PC: Franco Compostado; PT: Franco Térmico; VO: Arenoso Control; VD: Arenoso Fresco; VC: Arenoso Compostado; VT; Arenoso Térmico).

Únicamente el tratamiento con lodo térmico produjo una disminución significativa en los niveles de escurrentía (Ojeda et al, 2003). La figura 2.4a presenta el percentil 75% para los valores de escurrentía correspondientes al suelo franco. En este caso, el 75% de los valores de escurrentía 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 2.4b presenta el percentil de la escurrentía 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 2.3 presenta los percentiles 90, 75, 50, 25 y 10% para cada uno de los tratamientos con lodo en los dos tipos de suelo.

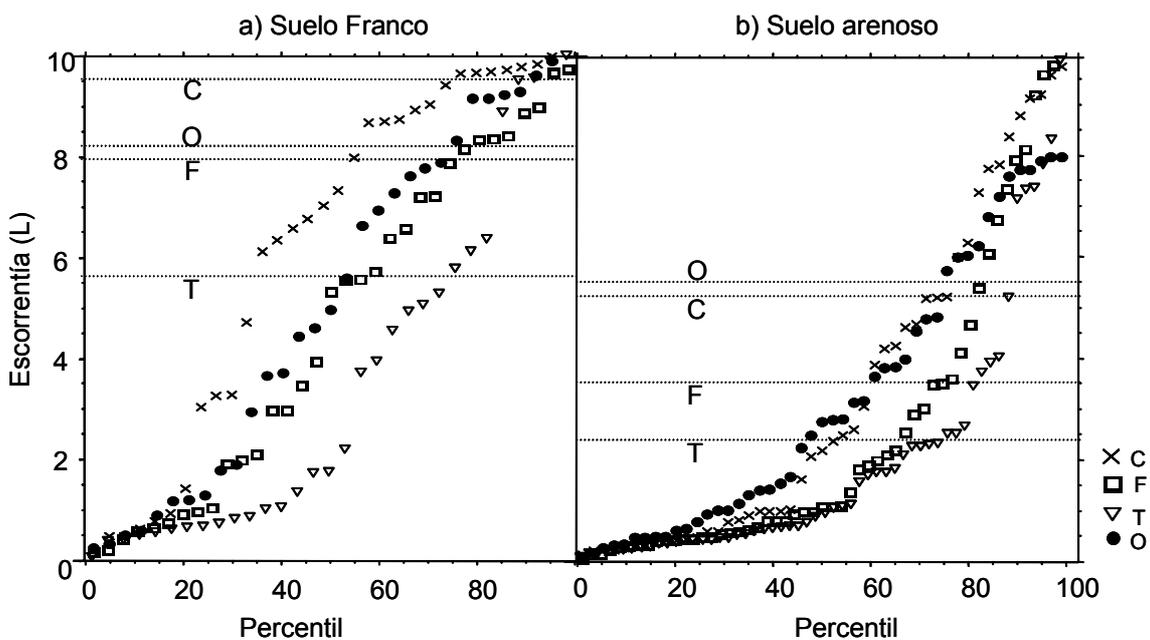


Figura 2.4. Diagrama del percentil 75 para cada uno de los tratamientos en el suelo franco (a) y el arenoso (b) (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo secado térmico).

Tabla 2.3. Percentiles 10, 25, 50, 75 y 90 de los diferentes tratamientos con lodo, para los suelos franco y arenoso (O = control, C = lodo compostado, 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).

2.6 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.

2.8 Referencias

Albaladejo J, Stocking M, Díaz E & 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 & Díaz E. 2000. Soil loss and runoff on semiarid lands as amended with urban solid refuse. *Land Degradation & Develop.*, 11: 636–373.

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

Andreu V, Forteza J, Rubio JL & 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 & Lecomte V. 2002. Sediment concentration in interrill flow: interactions between soil surface conditions, vegetation and rainfall. *Earth Surf. Process. Landforms*, 27: 193-205.

Clapp CE, Larson WE & Dowdy RH. 1994. Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment. American Society of Agronomy (editors), Madison, USA, 258 p.

Cuevas G, Blázquez R, Martínez F & 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 & 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. 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. 3º draft. ENV.E.3/LM. Brussels, 27 April, 2000. <http://europa.eu.int/comm/environment/sludge/report10.htm>; consultado el 26/11/2002.

Fullen MA, Zheng Y & Brandsma RT .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. & 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 papper, 2277.

Huang C, Wells LK. & 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, Casarreira MA, Morales D, Cuevas G & Walter I. 2003. Effects on run-off water quantity and quality of urban organic wastes applied in a degraded semi-arid ecosystem. *The Sci. Tot. Environ.* 305:13-21.

Martinez-Mena M, Alvarez J, Albaladejo J. & 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 & Zachara J. 1989. Subsurface transport of contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 23(5): 496 – 502.

Metzger L & Yaron B. 1987. The influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Adv. Soil Sci.*, 7: 141-161.

Ojeda G, Alcañiz JM & Ortiz O. 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation and Development* 14: 563 – 573.

Reid I & 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, Kuchler Th, Kujawa M, Henschel KP, Sübenbach D & Donau R. 1997. Organic contaminants in sewage sludge and their significance in the agricultural utilization of sewage sludge. *Chemosphere*, 35(1/2): 5-11.

Slattery MC & Burt TP. 1997. Particle size characteristics of suspended sediment in hillslope runoff and stream flow. *Earth Sur. Proc. & Landforms* 22: 705 – 719.

Sopper WE. 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. Tesi doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona, España.

Sort X & Alcañiz JM. 1999a. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land degradation & Development* 10: 3-12.

Sort X & Alcañiz JM. 1999b). Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil & Tillage Research* 49:337-345.

Sort X & Alcañiz JM. 2001. Application of X-ray microanalysis to study the distribution of organic waste in soil. *Geoderma* 104: 1-15.

Truman CC & Bradford JM. 1990. Effect of antecedent soil moisture on splash detachment under simulated rainfall. *Soil Science* 150 (5): 787 – 798.

Woodbury PB. 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 & 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.

Capítulo 3

PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN LA ESCORRENTÍA DE UN SUELO DE MARGAS TRATADO CON LODOS DE DEPURADORA

Enviado a la Revista Agriculture, Ecosystems & Environment en Junio de 2005

3.1 Resumen

Los lodos, de una misma depuradora pero procesados de forma diferente, fueron aplicados superficialmente en parcelas de un suelo desarrollado sobre margas (*Udic Calciustept*) a dosis equivalentes a 10 t ha⁻¹ de materia seca. Las cantidades aplicadas de cada tipo de lodo fueron: 13.8 t ha⁻¹ de lodo compostado, 50 t ha⁻¹ de lodo fresco y 11.3 t ha⁻¹ de lodo de secado térmico. Se midió el volumen y concentración de nitrógeno mineral en las aguas de escorrentía para estimar los efectos de la transformación en compost o del secado térmico de los lodos en la contaminación de las aguas superficiales. Diferencias significativas de concentración de N-NH₄ y N-NO₃ tanto en las aguas de escorrentía como en el suelo, solo se presentaron durante los primeros 5 eventos de escorrentía, luego de los cuales también la escorrentía decreció notablemente, debido posiblemente al desarrollo de la vegetación. El tratamiento con lodo compostado aporta a las aguas de escorrentía N-NO₃ principalmente, mientras que el N-NH₄ parece predominar en la escorrentía del tratamiento con lodo de secado térmico. El tratamiento con lodo fresco proporcionó de manera equilibrada N-NH₄ y N-NO₃ a su escorrentía superficial. La vegetación fue eficiente en la absorción de nitrógeno mineral, lo cual se reflejó en el desarrollo de su cobertura vegetal. La salinidad y pH de la escorrentía no fueron afectadas en gran manera por los lodos de depuradora.

3.2 Introducción

La generación de escorrentía a partir de la lluvia es uno de los procesos más importantes en la hidrología de superficie cuando se consideran los procesos que afectan a la contaminación de los acuíferos (Sivakumar *et al.*, 2001). Sin embargo, el estudio de la escorrentía es complejo dado que depende de la intensidad y duración de la precipitación, y de las propiedades de la superficie del suelo que no son necesariamente constantes en el tiempo y espacio (Emmett, 1980). La variabilidad espacial (área de contribución de la escorrentía) puede ser de una influencia dominante sobre la formación de escorrentía (Merz & Bárdossy, 1998).

La contaminación de las aguas por nitrógeno debida a actividades agrícolas es uno de los principales problemas ambientales en las zonas de concentración ganadera en Europa. Si bien ésta se atribuye mayoritariamente a procesos de lixiviación de nitrógeno de nitrato (N-NO₃) del suelo, los efectos de escorrentía en las aguas superficiales son también importantes. La composición de la solución del suelo y de la escorrentía puede fluctuar significativamente en periodos cortos de tiempo en respuesta a la aplicación de enmiendas al suelo (Hesterberg *et al.*, 1994).

La erosión hídrica es un proceso complejo que comprende el desprendimiento y transporte de partículas por el impacto de las gotas de lluvia, disgregación y transporte por el flujo superficial (Ellison, 1944, 1947a,b,c and Ellison and Ellison, 1947 a,b cited by Huang *et al.*, 1999). En cuanto a este último proceso, Slattery and Burt (1997) afirman que la mayoría del sedimento transportado por la escorrentía se encuentra en forma de agregados. Las partículas agregadas están en continua interacción con su medio circundante, regulando la calidad del agua que la rodea a través de su actividad física, química y biológica (Droppo, 2001). Algunos abonos orgánicos como los lodos de depuradora tienen tendencia a formar agregados en los suelos donde se aplican (Sort y Alcañiz, 1999a), por lo que las partículas presentes en la escorrentía podrían ser de varios tipos: de lodo, suelo, agregados lodo-suelo, y de restos vegetales arrastrados. Además, las aguas de escorrentía contienen sustancias en disolución (minerales y materia orgánica) procedentes del

propio suelo y de los fertilizantes, o residuos orgánicos aplicados entre los que destacan por su solubilidad el nitrógeno en forma de nitrato (N-NO_3).

Los residuos orgánicos también pueden poseer elementos y compuestos tóxicos, que pueden ser transportados fuera de su lugar de aplicación por medio de la escorrentía (Rostagno y Sosebee, 2001). La mayoría de las pérdidas por escorrentía se concentran en pocas lluvias de alta intensidad, y, por tanto, durante estos eventos el agua de escorrentía puede arrastrar elevadas concentraciones de contaminantes (Hubbard *et al.*, 1982; Rostagno y Sosebee, 2001). Además, la presencia de cobertura vegetal en la superficie del suelo puede influir en la distribución de tamaño del sedimento erosionado, en la estabilidad de los agregados, o la propia liberación y transporte de sedimento (Martinez-Mena *et al.*, 1999; Cerdan *et al.*, 2002), aunque la respuesta de cada suelo depende de su condición inicial.

La Unión Europea desarrolló un borrador (Working document on sludge, 2000) para regular el uso de lodos de depuradora en la agricultura. El contenido elevado de materia orgánica, nitrógeno y fósforo de estos residuos facilita su uso como enmienda del suelo y fertilizante. Por esta razón una de las políticas de la UE es potenciar su aplicación en la agricultura (Marmo 2000). Según Tideström (1997) el uso del lodo como fertilizante reduce las cantidades de fertilizantes minerales requeridos en agricultura y provee micronutrientes que no se restauran comúnmente en las prácticas agrícolas rutinarias.

El objetivo de este estudio fue examinar durante un año, los efectos de la aplicación superficial de lodos de depuradora a un suelo calizo, sobre la calidad de las aguas de escorrentía, en especial sobre el nitrógeno soluble. Dado que la tendencia actual es aplicar lodos con mayores garantías sanitarias, en este estudio se comparan las pérdidas de nitrógeno en la escorrentía de un suelo tratado con lodo fresco, compostado y de secado térmico. Propiedades como el pH y la conductividad eléctrica de las aguas de escorrentía también son analizadas.

3.3 Sitio de estudio

Se delimitaron doce parcelas de 20 m de largo por 5 de ancho en una ladera con una pendiente media del 16% orientadas a lo largo de la línea de máxima pendiente situadas en el centro de Catalunya (NE España), a 590 m s.n.m. El clima es submediterráneo con una tendencia continental. La temperatura media anual es de 12.5 °C. La lluvia media anual es de 750 mm y la evapotranspiración es de 700 mm año⁻¹. La lluvia se distribuye de forma irregular a lo largo del año con dos máximos (en Noviembre y Abril) y ocasionalmente en eventos puntuales de lluvia intensos en las estaciones de verano y otoño. El suelo, clasificado como *Udic Calciustept* (Soil Survey Staff, 1998), se ha formado sobre margas y es rico en carbonatos, con un contenido de materia orgánica bien estabilizada. Más información acerca de las propiedades físicas y químicas de este suelo puede ser hallada en Ojeda *et al.* (2003).

3.4 Materiales y métodos

Los lodos de depuradora urbana procedían de una planta de tratamiento con digestión anaeróbica. Se seleccionó una partida de lodo tratado con un contenido del 20% de materia seca (lodo fresco), que habitualmente se usa en aplicaciones agrícolas. Una parte de éste se transformó en compost en la misma planta (lodo compostado) y otra parte se deshidrató por calentamiento (lodo de secado térmico) (Ojeda *et al.*, 2003).

Los lodos fueron aplicados en una dosis equivalente a 10 t ha⁻¹ (materia seca). Los tratamientos fueron denominados así: parcelas tratadas con lodo fresco (F), lodo compostado (C), lodo de secado térmico (T) y parcela control (O) sin lodo. Información detallada acerca de las propiedades de los diferentes tratamientos con lodo puede ser hallada en Ojeda *et al.* (2003). Los lodos utilizados cumplen la normativa comunitaria para uso agrícola especificados en la Directiva 86/278/EEC (European Council, 1986).

Se instaló un canal Gerlach de PVC (Morgan, 1986) de 0.5 m de largo en la parte central baja de cada parcela, conectado a un depósito de 10L para recolectar el agua de escorrentía y sedimentos. En cada episodio de lluvia se

midió el volumen de escorrentía siempre que fuera mayor a 50 ml. Submuestras de escorrentía (unos 100 ml) fueron filtradas a 0.45 μm . A continuación se analizó el pH de la escorrentía y la conductividad eléctrica. Las concentraciones de nitrógeno de amonio (N-NH₄) y de nitrógeno de nitrato (N-NO₃) se determinaron por colorimetría en Flow Injection Analysis FIAstar[®] 5012 con los procedimientos e instrumentación de Analiser Foss Tecator. Igualmente se determinó el contenido de N-NH₄ y de N-NO₃ en el suelo, mediante extracto obtenido con K₂SO₄ (0.5 M) en una relación peso/volumen de 1:4, en periodos coincidentes con la recolección de escorrentía. Los datos de lluvia y temperatura ambiente provinieron de una estación agrometeorológica automática situada a 2 km de las parcelas, conectada a un data logger, la cual suministró los valores de precipitación cada 15 minutos y de temperatura ambiente cada hora (Ojeda *et al.*, 2003)

Los efectos de los distintos tipos de lodos sobre el volumen de escorrentía y las concentraciones de N-NH₄ y N-NO₃ fueron evaluados para cada episodio de lluvia por medio del análisis de variancia (ANOVA) usando PROC GLM en el programa de software estadístico SAS/STAT[®] (SAS Institute, 1999). De igual forma, para cada episodio de lluvia se utilizó el test t para comparar las concentraciones de N-NH₄ y N-NO₃ con los datos correspondientes a cada tipo de lodo aplicado. Los análisis de regresión simple fueron hechos con el software Statview[®] (SAS Institute, 1998), mientras que para la regresión lineal múltiple se usó programa de software estadístico SAS/STAT[®] (SAS Institute, 1999).

3.5 Resultados

Diferentes episodios de lluvia, sucedidos durante el periodo de experimentación (17/04/2001 – 02/05/2002) (Fig. 1a) produjeron 14 eventos de escorrentía erosiva. En términos absolutos, los cinco primeros eventos de escorrentía fueron significativamente los más importantes. En los siguientes meses, a pesar de que se produjeron algunos episodios de lluvias abundantes, la escorrentía fue disminuyendo con el tiempo (Fig. 1b).

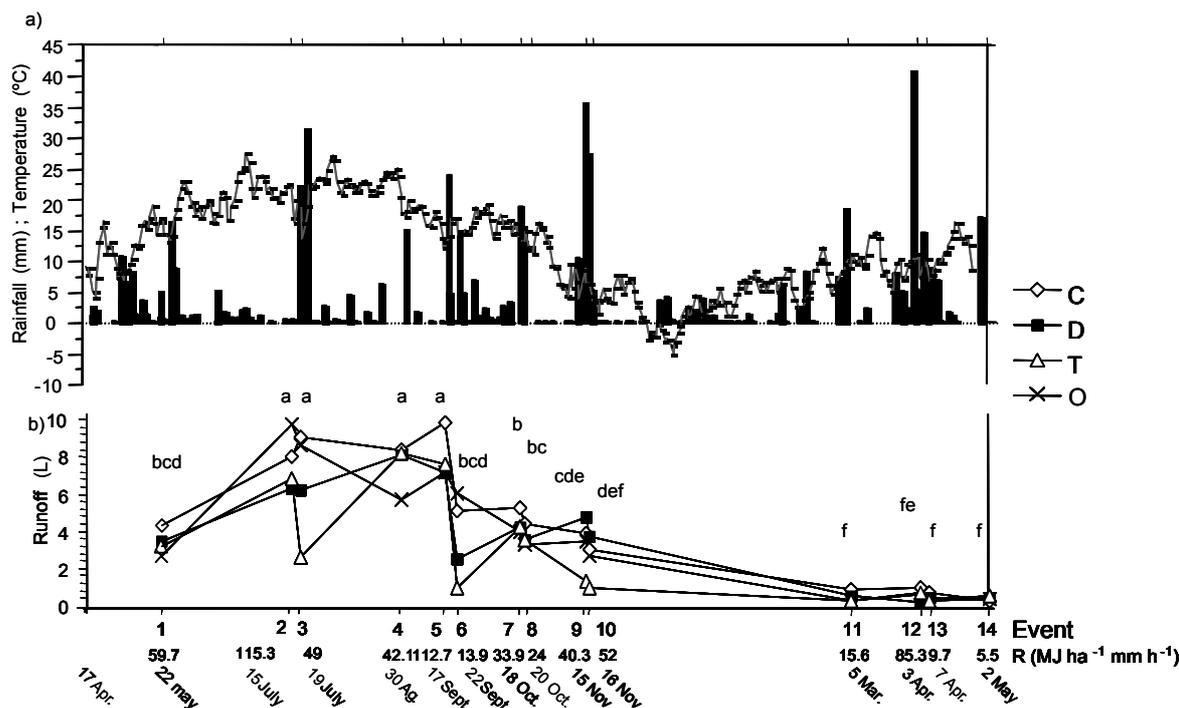


Figura 3.1. (a) Eventos de lluvia (mm) y temperatura media del aire (°C) durante el periodo experimental (17/04/2001 a 02/05/2002) y (b) Volumen de escorrentía recolectada en cada evento (C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico; O = control). El índice de erosividad (R) de la lluvia en cada evento que produjo escorrentía es también presentado. Letras distintas indican diferencias significativas.

La temperatura (figura 3.1a) fue aumentando desde el evento de escorrentía 1 (primavera-verano) hasta el evento 5, momento en el que empezó a decrecer (otoño), alcanzando la temperatura mínima en el evento 11 (invierno), para luego volver a incrementar (primavera). Los datos de recubrimiento vegetal (Ojeda et al., 2003) muestran que el mayor desarrollo vegetal (recubrimiento >80%) en las parcelas tratadas con lodo, se alcanzó a partir del evento 4, lo que influyó en la disminución de la escorrentía generada.

3.5.1 Nitrógeno mineral en la escorrentía

Durante el periodo de experimentación, hubo una considerable variabilidad temporal de la concentración de N-NH₄ y N-NO₃ en el agua de escorrentía (Figura 3.2a y 3.3a) en cada uno de los eventos erosivos, lo que hace recomendable estudiar por separado las concentraciones de N-NH₄ y N-NO₃ en cada uno de ellos.

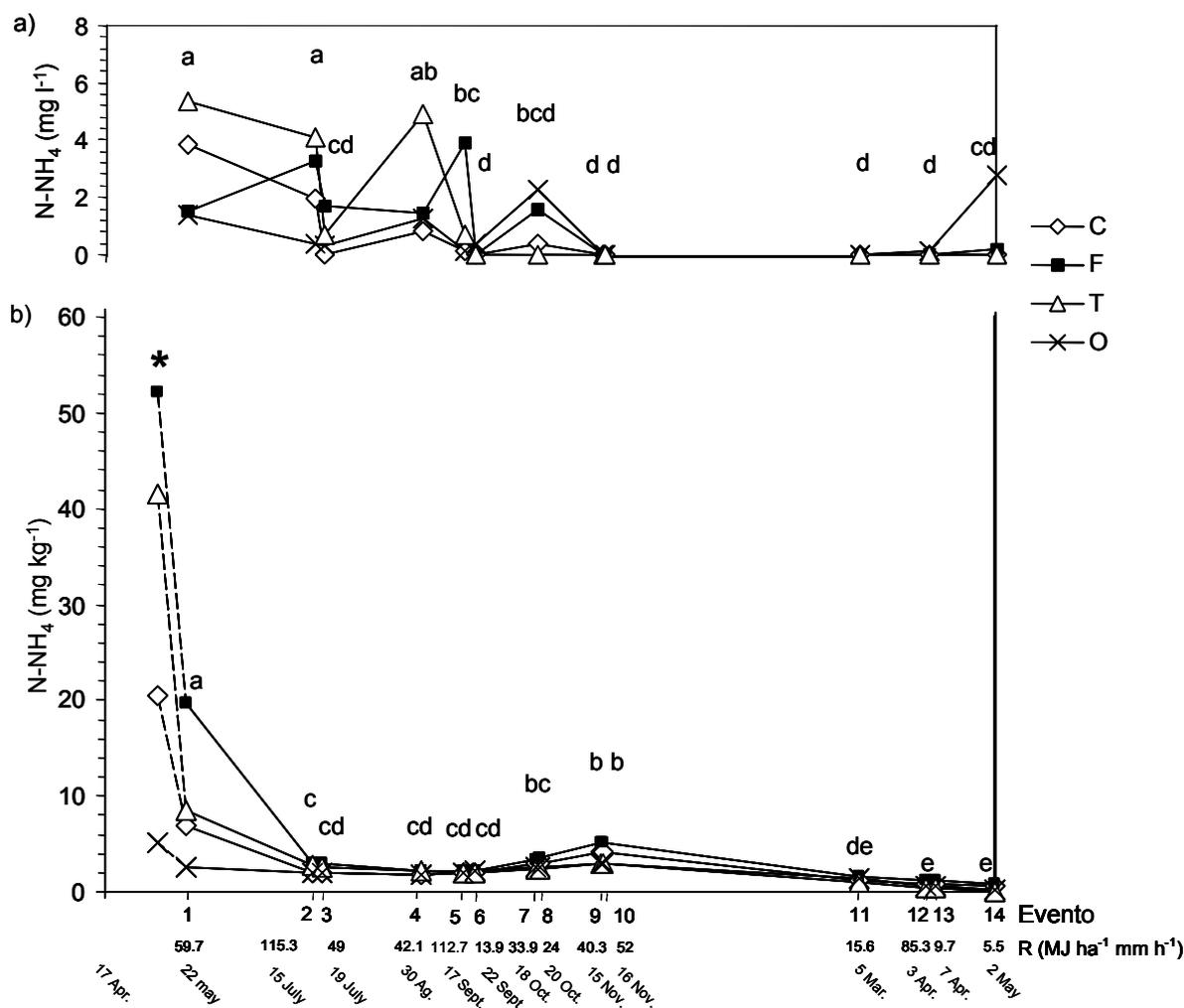


Figura 3.2. Evolución temporal de concentración de (a) N-NH₄ en la escorrentía y (b) N-NH₄ en el suelo durante 12 eventos de lluvia erosiva (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico) No se tienen los datos de los eventos 8 y 13 muy próximos a sus anteriores. Letras distintas indican diferencias significativas. (*) pico de concentración en el suelo.

La mayor concentración de N-NH₄ en el agua de escorrentía se produjo inmediatamente después de la aplicación de los lodos, especialmente en los eventos 1 y 2 (Figura 3.2a), mientras que la concentración máxima de N-NO₃ se presentó en el evento 3 (Figura 3.3a), es decir con un cierto retardo, pero sin una coincidencia exacta con el contenido máximo de nitratos en el suelo.

La tabla 3.1 muestra las exportaciones netas de N-NH₄ y N-NO₃ en cada evento. Los datos están expresados en mg de N de N-NH₄ o N-NO₃ exportados por el agua de escorrentía de una sección de ladera equivalente a 0,5m (longitud del canal Gerlach). Cualquier transformación para relacionar la

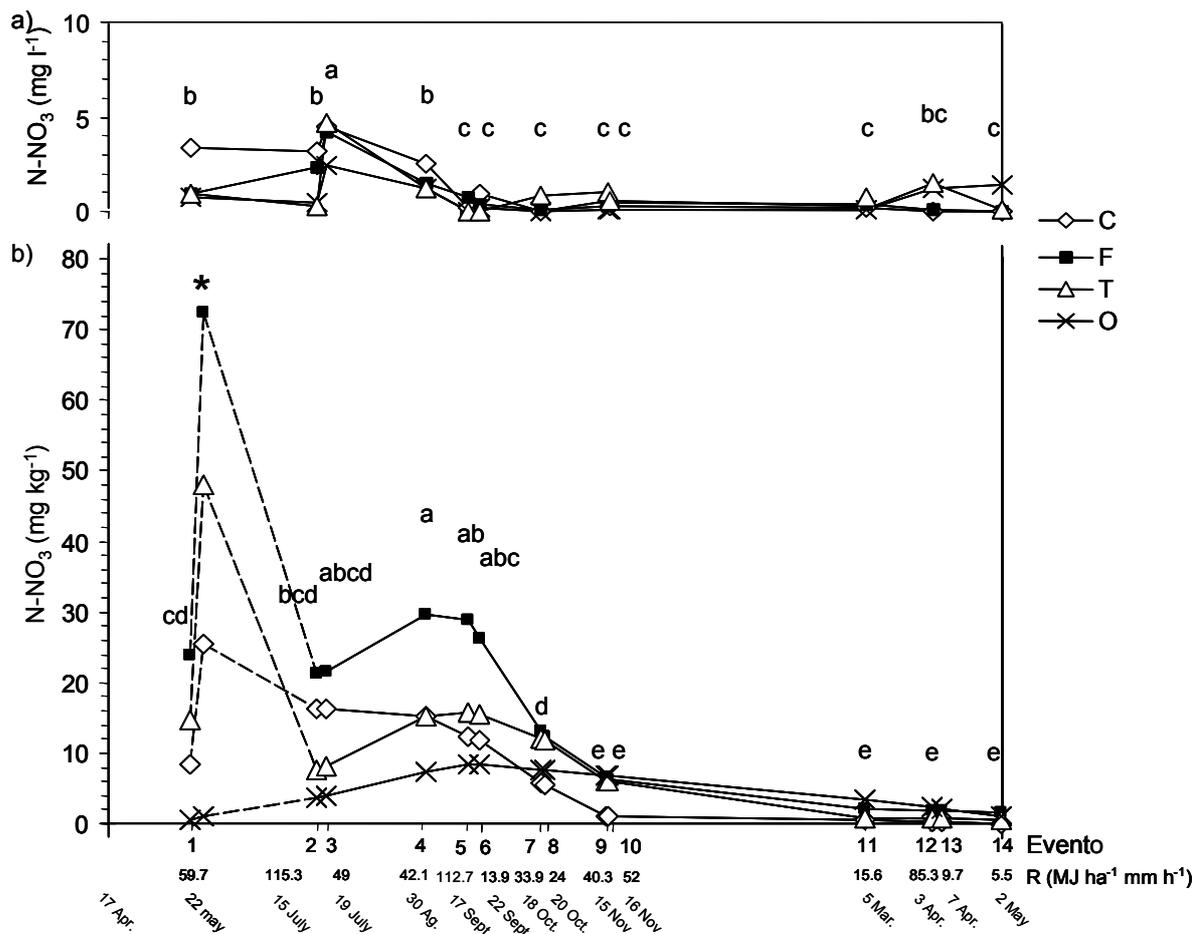


Figura 3.3. Evolución temporal de concentración de (a) N-NO₃ en la escorrentía y (b) N-NO₃ en el suelo durante los 12 eventos de lluvia erosiva (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico). No se tienen los datos de los eventos 8 y 13 muy próximos a sus anteriores. Letras distintas indican diferencias significativas. (*) pico de concentración en el suelo.

pérdida de amonio y nitrato por unidad de superficie sería errónea dado que el área de captación de cada Gerlach no es constante en cada episodio de lluvia. Al comparar los datos de la figura 3.2a y 3.3a con los de la tabla 3.1, se puede observar que las cantidades netas exportadas de N-NH₄ y N-NO₃ disminuyen con el tiempo debido a la reducción del volumen de escorrentía a partir del evento 5. En el agua de escorrentía del suelo tratado con compost de lodo predomina el N-NO₃ (t-test p < 0.05) tanto en concentración como en cantidad absoluta. En los demás tratamientos no se observaron diferencias significativas entre concentraciones o cantidades netas de N-NH₄ y N-NO₃. En cuanto a la proporción relativa de N-NH₄ y de N-NO₃ en el agua de escorrentía, hubo

diferencias según el tipo de lodo aplicado (ver tabla 3.1) predominando el nitrato en el tratamiento con compost de lodo y el amonio el tratamiento con lodo secado térmico.

Las diferencias más importantes de concentración en el agua de escorrentía de N-NH₄ y N-NO₃ (mg l⁻¹) entre tipos de lodo se detectaron en los 5 primeros eventos. En el primer evento la concentración de N-NH₄ fue mayor en los tratamientos con lodo de secado térmico y compostado, sin embargo, en los eventos 3 y 5 fue el tratamiento con lodo fresco el que mostró una concentración de N-NH₄ mayor a la de los demás tratamientos. En el caso del N-NO₃ la mayor concentración correspondió al evento 1 y 2 del tratamiento con lodo compostado.

Tabla 3.1. Valores medios de exportación de N-NH₄ y N-NO₃ en cada evento de escorrentía con sus respectivos errores estándar (entre paréntesis) y el acumulado total, por cada tratamiento (C = compostado; F = fresco; T = de secado térmico; O = Control). Los datos están expresados en mg de N-NH₄ o N-NO₃ exportados por la escorrentía en una sección de ladera equivalente a 0,5m (longitud del canal Gerlach).

Evento	C		F		T		O	
	N-NH ₄ (mg)	N-NO ₃ (mg)						
1	15.4 (7.0)	10.6 (4.3)	3.9 (1.9)	3.5 (1.7)	14.7(10.5)	4.6 (4.4)	3.5 (1.3)	1.9 (0.8)
2	16.7 (9.1)	26.2 (7.6)	21.8(20.6)	15.1 (8.9)	26.9 (4.7)	2.0 (0.5)	3.8 (1.0)	4.4 (0.6)
3	0.0 ^a	40.2(10.4)	10.5 (3.5)	26.3(13.6)	2.0 (1.1)	17.6(13.1)	3.0 (2.8)	21.1(3.7)
4	7.3 (4.0)	19.0 (5.8)	10.4 (5.4)	12.0 (1.2)	44.6(15.3)	10.9 (2.4)	5.9 (1.5)	8.0 (4.0)
5	1.0 (0.9)	2.1 (2.1)	29.3(13.6)	6.9 (6.7)	4.2 (2.3)	0.3 (0.2)	1.2 (0.6)	0.0 (0.0)
6	0.0 ^a	0.5 (0.5)	0.0 ^a	0.5 (0.2)	0.0 ^a	0.0 ^a	0.7 (0.7)	1.1 (0.9)
7	2.0 (2.0)	0.0 ^a	7.2 (4.0)	0.6 (0.5)	0.0 ^a	4.1 (4.0)	9.7 (9.7)	0.0 ^a
8	--	--	--	--	--	--	--	--
9	0.0 ^a	2.3 (2.1)	0.0 ^a	1.5 (1.4)	0.0 ^a	0.5 (0.5)	0.0 ^a	0.3 (0.2)
10	0.0 ^a	1.0 (1.0)	0.1(0.1)	1.9 (0.8)	0.0 ^a	0.4 (0.1)	0.0 ^a	0.3 (0.1)
11	0.0 ^a	0.1 (0.1)	0.0 ^a	0.3 (0.1)	0.0 ^a	0.6 (0.1)	0.0 ^a	0.0 ^a
12	0.0 ^a	0.5 (0.3)	0.1 (0.1)	0.8 (0.4)				
13	--	--	--	--	--	--	--	--
14	0.0 ^a	0.0 ^a	0.2 (0.2)	0.0 ^a	0.0 ^a	0.1 (0.1)	1.4 (1.3)	0.8 (0.3)
Acum. total	42.5	102.0*	83.4	68.6	92.4	41.7	29.3	38.7
DIN (%)**	29.4	70.6	54.9	45.1	68.9	31.1	43.1	56.9

*Estadísticamente diferentes a p < 0.05, t-test; **DIN (%) = % N-NH₄ + %N-NO₃.

^aNo detectable a < 0.05 mg l⁻¹

3.5.2 Nitrógeno mineral en el suelo

En el suelo también se observó una gran variabilidad temporal en los niveles de N-NH_4 y N-NO_3 (figuras 3.2b y 3.3b), entre episodios de lluvia. Cabe destacar que, el máximo contenido de N-NH_4 en el suelo, se produjo antes de que ocurriera el primer evento de escorrentía (figura 3.2b). La concentración de N-NH_4 en el suelo, en comparación con el de la escorrentía, es más elevada al inicio y va decreciendo progresivamente al ir aumentando la concentración de nitrato. Un segundo aumento de concentración de N-NH_4 , de menor magnitud, se observó en otoño, periodo en que el suelo en las condiciones de clima mediterráneo tiene suficiente humedad para mantener su actividad biológica. Las concentraciones de N-NO_3 en el suelo, fueron máximas poco antes de que se produjera el segundo evento de escorrentía (figura 3.3b).

La concentración de N-NH_4 en el suelo fue mayor tanto en el tratamiento con lodo fresco (eventos 1, 2 y 3), como en el tratamiento con lodo de secado térmico (evento 2). Respecto al nitrato, la concentración de N-NO_3 fue significativamente superior al resto en el tratamiento con lodo fresco (eventos 1 – 4) y en el tratamiento con lodo compostado (eventos 2 y 3). A partir del evento 4 no se observaron diferencias en la concentración de N-NH_4 y N-NO_3 del suelo.

3.5.3 Relaciones entre concentración de N y cantidad exportada

Las figuras 3.4 y 3.5 muestran la relación entre la cantidad neta de nitrógeno mineral y su concentración en el agua de escorrentía. Se observa que hubo algunos eventos de lluvia que generaron escorrentía con concentraciones relativamente elevadas de N-NH_4 y N-NO_3 . Sin embargo, debido al reducido volumen generado, especialmente en las parcelas control, estas pérdidas resultan ser muy pequeñas.

En la figura 3.6 se puede apreciar una moderada relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto ($\text{DIN} = \text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$) y la cobertura vegetal en los tratamientos con lodos. Se puede observar como el DIN tiende a decrecer a medida que aumenta la cobertura vegetal, a excepción del tratamiento control que presenta un menor recubrimiento vegetal.

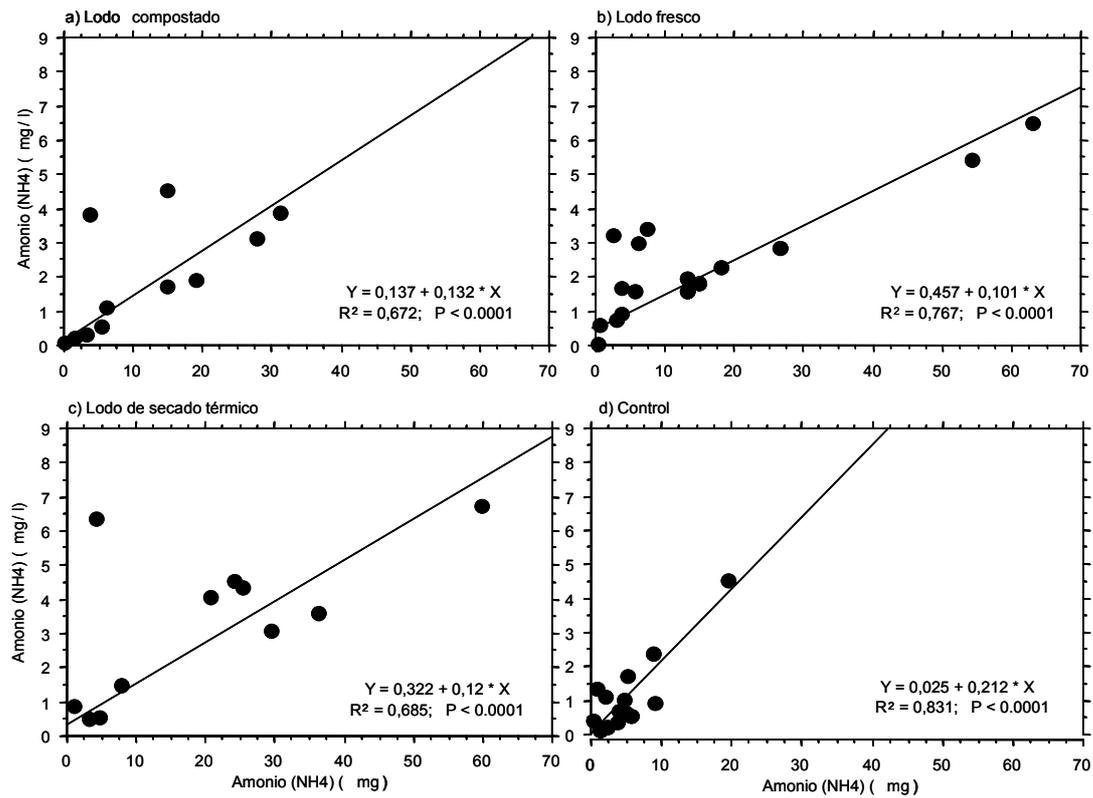


Figura 3.4. Regresiones entre la concentración de N-NH_4 (mg l^{-1}) y la cantidad neta de N-NH_4 (mg), exportada en la escorrentía, para los distintos tratamientos. Regresión significativa a $p < 0,05$.

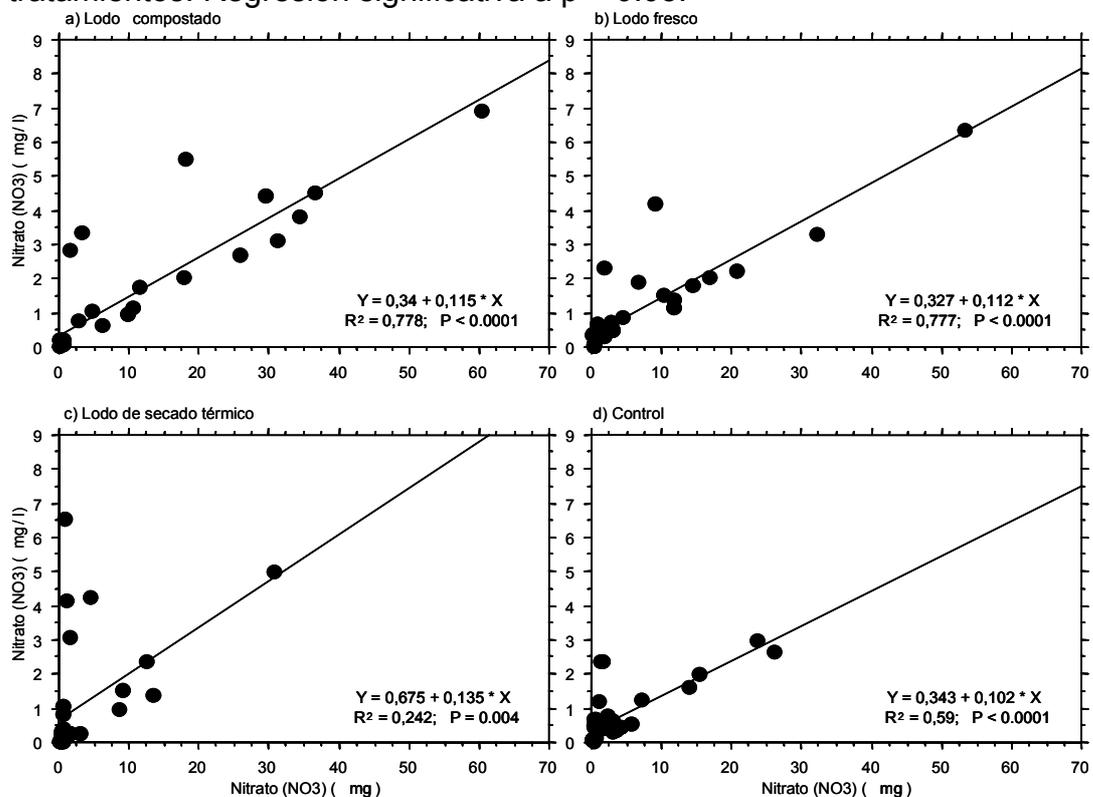


Figura 3.5. Regresiones entre la concentración de N-NO_3 (mg l^{-1}) y la cantidad neta de N-NH_4 (mg), exportada en la escorrentía, para los distintos tratamientos. Regresión significativa a $p < 0,05$.

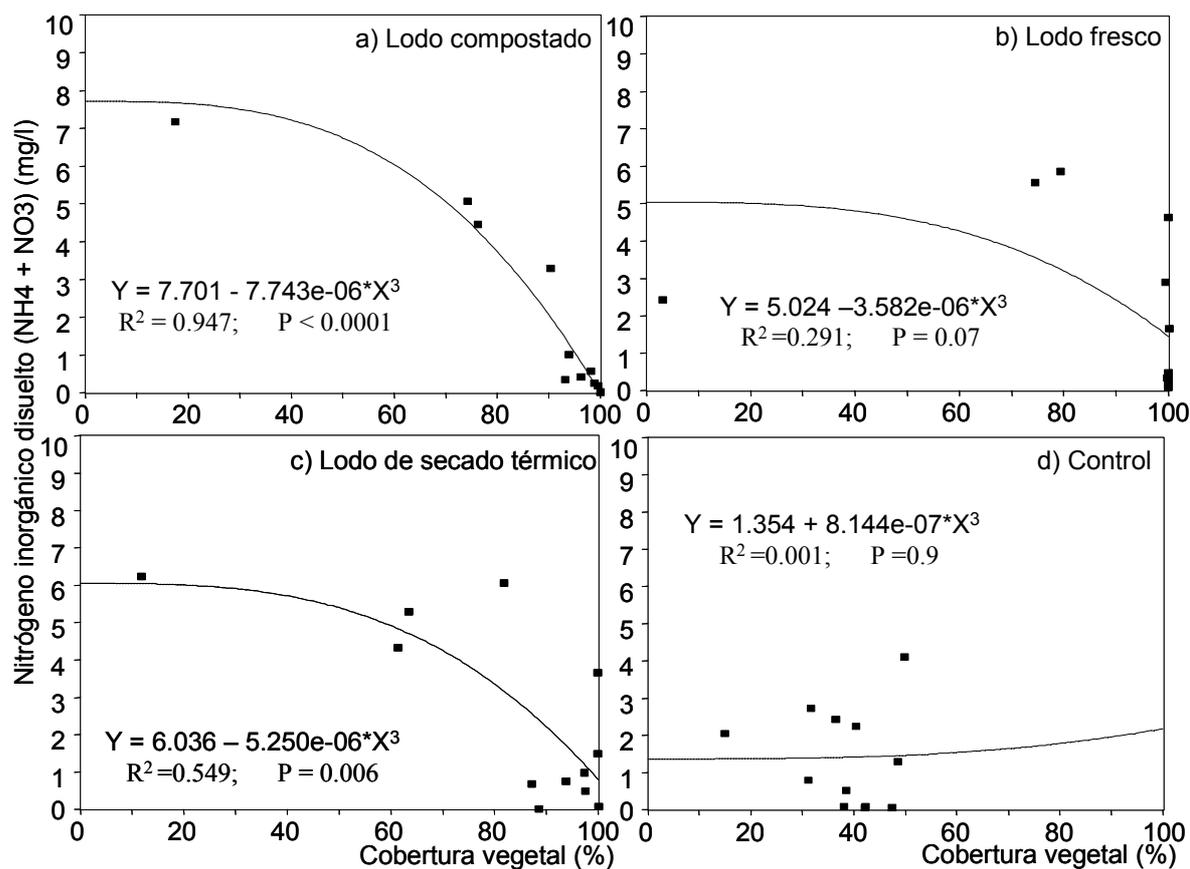


Figura 3.6. Relación entre la concentración de nitrógeno inorgánico en la escorrentía y la cobertura vegetal en cada uno de los diferentes tratamientos con lodo. Regresión significativa a $p < 0.05$.

3.5.4 Conductividad eléctrica y pH

La conductividad eléctrica y el pH de la aguas de escorrentía, presentaron diferencias significativas entre cada uno de los eventos (figura 3.7). Los valores máximos de conductividad eléctrica se presentaron en el evento 4, aunque a lo largo del experimento ningún valor estuvo por encima de 1 dS/m. La tendencia es decreciente, especialmente en las parcelas tratadas con compost que parten de valores algo mayores. Respecto al pH, la tendencia es creciente con valores máximos en el evento 12.

3.6 Discusión

Desde el punto de vista del volumen de escorrentía generado y de la exportación de nitrógeno y de otros compuestos solubles, es posible afirmar que los cinco primeros eventos de escorrentía fueron los más importantes. Los máximos valores de concentración de N-NH₄ en el suelo y en la escorrentía se

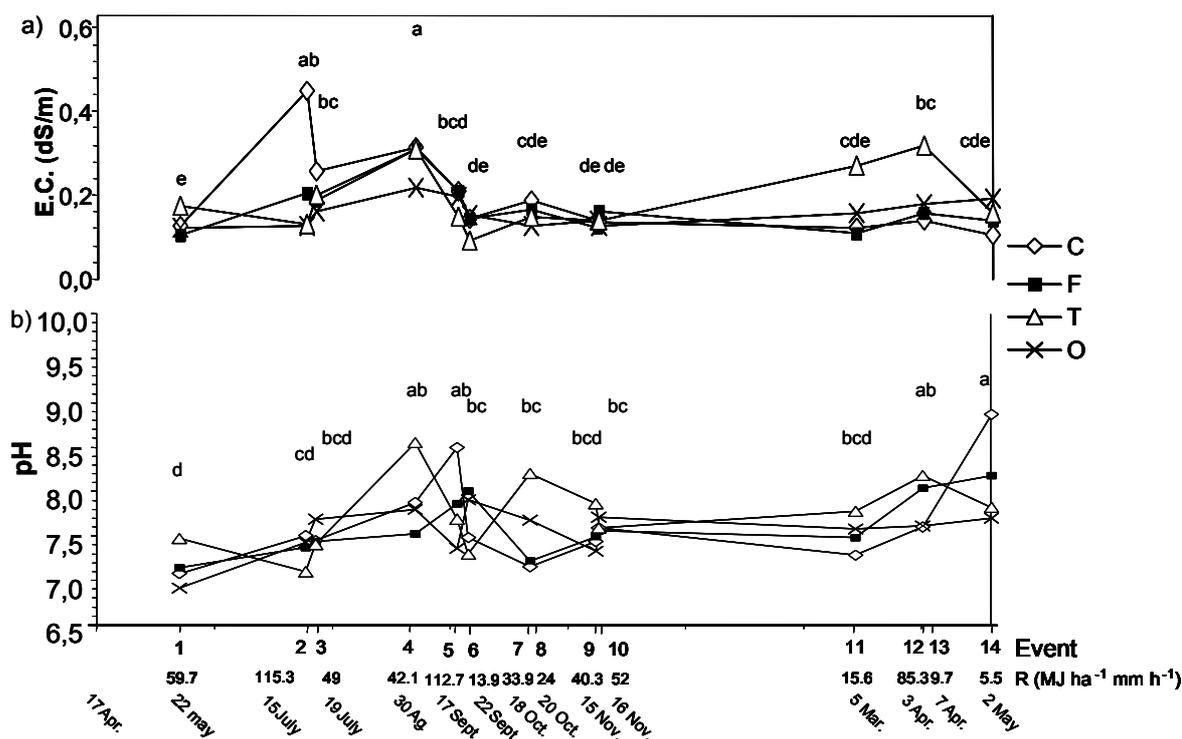


Figura 3.7. Evolución temporal de (a) conductividad eléctrica y (b) pH en la escorrentía (no se tienen los datos de los eventos 8 y 13) (O = control; C = lodo compostado; F = lodo fresco; T = lodo de secado térmico). Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos.

produjeron antes que los máximos de concentración de N-NO₃. Además, los picos de N-NH₄ y N-NO₃ correspondientes al suelo antecedieron a los presentados en la escorrentía, debido a que precipitaciones anteriores que no generaron flujo superficial incrementaron la humedad del suelo y promovieron la actividad microbiana responsable de la mineralización del nitrógeno.

Antes y después de cada evento erosivo hubo lluvias y periodos de sequía, que resultaron en ciclos de humedecimiento / secado y procesos de desagregación, que produjeron variaciones importantes en la estructura superficial y contenido de humedad del suelo. Según Lee *et al.* (2004) un evento de humedecimiento puede causar una estimulación rápida de los microorganismos (Borken *et al.* 2003), un pulso de respiración (Griffiths and Birch, 1961) o promover el crecimiento de biomasa microbiana, causando un aumento en la respiración basal (Shnürer *et al.*, 1986), siendo la respiración

basal un indicador de procesos de mineralización del lodo en el suelo y por lo tanto de la producción de nitrógeno.

El nitrógeno del suelo se encuentra fundamentalmente en la materia orgánica y su mineralización lleva a una liberación de nitrógeno en forma de amonio, aunque las proporciones relativas de carbono y nitrógeno juegan un papel regulador importante en la mineralización neta de nitrógeno. El nitrógeno de los lodos se encuentra principalmente en forma orgánica, si bien una parte ya está en forma amoniacal. Únicamente los lodos compostados contienen una parte de nitratos que se han formado durante el proceso de compostaje. La mineralización del nitrógeno de los lodos es bastante rápida cuando estos se incorporan al suelo, por lo que en poco tiempo aumenta la concentración de amonio y posteriormente la de nitratos, especialmente en suelos de pH básico.

Aunque los niveles iniciales de N-NH_4 en la escorrentía fueron elevados, a partir del evento 9 se situaron por debajo del valor máximo admisible (0.5 mg l^{-1}) para aguas potables (European Economic Community, 1980), En cambio, los niveles de N-NO_3 siempre estuvieron por debajo del nivel máximo permisible (50 mg l^{-1}). Aunque en la mayoría de las cuencas agrícolas, gran parte del N-NH_4 es transportado durante episodios hidrológicos que generan escorrentía superficial desde tierras de cultivo (Cirimo y McDonnell, 1997), en este experimento es poco probable que el N-NH_4 contribuya a la eutrofización de las aguas superficiales de la zona estudiada debido a la fijación en arcillas y a la volatilización que sufre en suelos de pH básico. De la misma manera, los niveles de nitratos detectados en la escorrentía de nuestras experiencias con lodos son relativamente bajos.

Las cantidades exportadas de N-NH_4 y N-NO_3 se redujeron en el tiempo, debido a una reducción de su concentración en la escorrentía, y también al menor volumen generado al final. En cualquiera de los tres tratamientos con lodo se detectó un marcado descenso en la concentración de DIN ($\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$) en la escorrentía al aumentar la cobertura vegetal, lo que evidencia la eficacia de la vegetación en la absorción del nitrógeno mineral. Según los resultados obtenidos, los nutrientes procedentes del lodo fresco fueron

asimilados más rápidamente por la vegetación, pues este tratamiento alcanzó valores máximos de cobertura vegetal antes que los tratamientos con lodo compostado y térmico (Ojeda et al., 2003). Es posible que la consistencia más compacta del lodo fresco, y su degradabilidad algo menor que la del lodo de secado térmico redujera las pérdidas de nutrientes en la escorrentía. Por otra parte, los lodos de secado térmico y los compostados son más susceptibles a ser transportados en la escorrentía, debido a que el primero tiene una granulometría más fina y el segundo posee restos vegetales poco densos añadidos en el proceso de compostaje.

El mayor porcentaje de cobertura vegetal que presentan las parcelas con lodo (Ojeda *et al.*, 2003), pudo influir en la disminución de la escorrentía a través del tiempo (Wilson y Agnew, 1992) ya que existen mecanismos de retroalimentación entre biomasa vegetal y reducción de la escorrentía (Gilad *et al.*, 2004). El resultado de esta disminución fue la no-correspondencia entre energía cinética de la lluvia y la escorrentía generada, y por lo tanto, una reducción de los procesos de erosivos y de dispersión de contaminantes en la superficie del suelo. La cobertura vegetal, al reducir la energía disponible para la erosión, frena la rotura de agregados y como resultado, la escorrentía transporta partículas más densas (Martinez-Mena *et al.* (1999). La formación de agregados puede influir sobre la accesibilidad del sustrato orgánico (Sollins *et al.*, 1996) y es de esperar que los fenómenos de destrucción de agregados por impacto de las gotas de lluvia y *slaking* (estallido de agregados) que se suceden en cada evento lluvioso, influyan en los procesos de liberación de nitrógeno mineral de las enmiendas orgánicas.

La adición de lodo de depuradora podría suponer un incremento de la conductividad eléctrica de suelo y consecuentemente de las aguas de escorrentía tal como lo reportó Agassi *et al.* (1998). Sin embargo, dado que pasaron 35 días desde la aplicación de los lodos hasta el primer evento de lluvia con escorrentía, la salinidad detectada en el agua de escorrentía fue menor, posiblemente debido a que una parte de las sales se lavaron de la superficie con las lluvias anteriores al primer evento de escorrentía. En todos los casos la salinidad de la escorrentía fue baja, tan solo en el evento 2 en el

tratamiento con lodo compostado se superó el valor límite de 0.4 dS m^{-1} , contemplado para el agua de consumo humano (European Economic Community, 1980).

La adición de lodo de depuradora no cambió el pH de las aguas de escorrentía. Siguiendo un patrón regular o de fácil explicación, tampoco se observó el efecto de acidificación que podría aparecer debido a la oxidación del N-NH_4 presente en los lodos (Mirsal, 2004), o efectos similares detectados con otros fertilizantes nitrogenados (Stamatiadis, 1999). En este experimento se observa que, con el tiempo, el pH de las aguas de escorrentía procedentes de los tratamientos con lodo tiende a aumentar ligeramente dada la elevada capacidad de neutralización que tiene la reserva de carbonatos de este suelo.

3.7 Conclusiones

Aplicaciones en superficie de lodos en las dosis ensayadas tienen un impacto moderado sobre la calidad de las aguas de escorrentía, evaluada sobre la base del nitrógeno mineral, debido a la rápida mineralización de los lodos en el suelo. Concentraciones relativamente elevadas de N mineral en la escorrentía solamente se presentan en los primeros eventos de lluvia poco tiempo después de la aplicación de los lodos.

Procesos físicos, químicos y biológicos actúan simultáneamente en la interacción suelo-lodo, afectando de manera directa la disponibilidad del N-NH_4 y N-NO_3 en la escorrentía. Dado que los lodos reducen las pérdidas por erosión, las exportaciones netas de nitrógeno son bajas.

Los lodos compostados generan una exportación mayor de nitrógeno en forma de nitrato, mientras que los lodos térmicos son los que generan una exportación levemente mayor de N en forma amoniacal.

3.8 Referencias

Agassi M, Kirsten W, Loock AH & Fine P. 1998. Percolation and leachate composition in a disturbed soil layer mulched with sewage biosolids. *Soil & Tillage Research* 45, 359 – 372.

Borken W, Davidson EA & Savage K. 2003. Drying and wetting effects on carbon dioxide release from organic horizons. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1888 – 1896.

Cerdan O, Le Bissonnais Y, Souchère V, Martín P & Lecomte V. 2002. Sediment concentration in interrill flow: interactions between soil surface conditions, vegetation and rainfall. *Earth surface processes and landforms* 27: 193 – 205.

Cirimo C & McDonnell J. 1997. Linking the hydrologic and biochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *Journal of Hydrology* 199: 88 – 120.

Droppo IG. 2001. Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrological Processes* 15: 1551 – 1564.

Ellison WD. 1944. Studies of raindrop erosion. *Agricultural Engineering* 25: 131 – 136, 181 – 182.

Ellison WD. 1947a. Soil erosion studies – Part I. *Agricultural Engineering* 28: 145 – 146.

Ellison WD. 1947b. Soil erosion studies – Part II: Soil detachment hazard by raindrop splash. *Agricultural Engineering* 28: 197 –201.

Ellison WD. 1947c. Soil erosion studies – Part V: Soil transportation in the splash process. *Agricultural Engineering* 28: 349 - 353.

Ellison WD & Ellison OT. 1947a. Soil erosion studies – Part VI: Soil detachment by surface flow. *Agricultural Engineering* 28: 402 – 408.

Ellison WD & Ellison OT. 1947b. Soil erosion studies – Part VII: Soil transportation by surface flow. *Agricultural Engineering* 28: 442 – 444, 450.

Emmett WW. 1980. Overland flow. In: *Hillslope hydrology*, ed Kirkby MJ, John Wiley & Sons, Gt Britain pp 145 – 176.

European Economic Community. 1980. Council Directive 80/778/EEC of 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption. Web page consulted:

http://www.italocorotondo.it/tequila/module4/legislation/drink_water_directive_80.htm. Last consulted 20/02/2005.

European Council. 1986. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Web page consulted

<http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/index.htm>. Last consult (09/08/2004).

Gilad E, von Hardenberg J, Provenzale A, Shachak M & Meron E. 2004. *Physical Review Letters* 93 (9): 098105 (1-4).

Griffiths E & Birch HF. 1961. Microbiological changes in freshly moistened soil. *Nature* 189: 424.

Hesterberg D, Bril J, Raats PAC. 1994. Coupled chemical equilibrium/transport model calculations of soil trace metal leaching as influenced by interactive effects of dissolved organic matter, pH, and electrolyte conditions. In: *Humic Substances in the Global Environment and implications on Human Health*, eds Senesi N Miano TM, Elsevier, Amsterdam, pp. 1131 – 1140.

Hesterberg D. 1998. Biogeochemical cycles and processes leading to changes in mobility of chemicals in soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67: 121 – 133.

Huang C, Wells LK & Norton LD. 1999. Sediment transport capacity and erosion process: model concepts and reality. *Earth surface processes and landforms* 24: 503 – 516.

Hubbard RK, Erickson AE, Ellis BG & Wolcott AR. 1982. Movement of diffuse source pollutants in small agriculture watersheds of Great Lakes Basin. *Journal of Environmental Quality* 11: 117 – 123.

Lee X, Wu H, Sigler J, Oishi C & Siccama T. 2004. Rapid and transient response of soil respiration to rain. *Global Change Biology* 10: 1017 – 1026.

Marmo L. 2000. Sewage sludge and the Community waste strategy.-in: Langenkamp H. & L. Marmo (Eds.) (2000): *Workshop on Problems Around Sewage Sludge 18-19 November 1999 (NO) Italy Proceedings.- European Commissions Joint Research Center, EUR 19657 EN, 242. , 17-24.*

Martinez-Mena M, Alvarez J, Albaladejo J & Castillo VM. 1999. Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena* 38: 175 – 190.

Merz B & Bárdossy A. 1998. Effects of spatial variability on the rainfall runoff process in a small loess catchment. *Journal of Hydrology* 212 – 213: 304 – 317.

Mirsal IA. 2004. *Soil pollution: origin, monitoring and remediation.* Springer Berlin Germany.

Morgan RPC. 1986. *Soil Erosion and Conservation.* Longman: London.

Ojeda G, Alcañiz JM & Ortiz O. 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation & Development* 14: 563 – 573.

Rostagno CM & Sosebee RE 2001. Biosolids application in the Chihuahuan desert: effects on runoff water quality. *Journal of Environmental Quality* 30:160 – 170.

SAS Institute. 1998. *Staview reference's Guide* 2nd Ed. USA.

SAS Institute. 1999. *SAS/STAT User's Guide*. V.8. SAS Inst., Cary, NC.

Shnürer J, Clarholm M, Boström S & Rosswall T. 1986. Effects of moisture on soil microorganisms and nematodes: a field experiment. *Microbial Ecology* 12: 217 – 230.

Sivakumar B, Berndtsson R, Olsson J & Jinno K. 2001. Evidence of chaos in the rainfall-runoff process. *Hydrological Science Journal* 46 (1): 131 – 145.

Slatery MC & Burt TP. 1997. Particle size characteristics of suspended sediment in hillslope runoff and stream flow. *Earth surface processes and landforms* 22: 705 – 719.

Soil Surface Staff. 1998. *Keys of soil taxonomy*, 8th ed. US Department of Agriculture and Natural Research Conservation Services, USA.

Sollins P, Homann P, Caldwell B. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74: 65 – 105.

Sort X & Alcañiz JM. 1999a. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation & Development* 10: 3-12.

Stamatiadis S, Werner M & Buchanan M. 1999. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). *Applied Soil Ecology* 12: 217 – 225.

Tideström H. 1997. Swedish Regulation on the Use of Sewage Sludge in Agriculture.- Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997. Preprint.

Wilson JB & Agnew ADQ. 1992. Positive-Feedback Switches in Plant-Communities. *Advances in Ecological Research* 23: 263 – 336.

Capítulo 4

FRACTAL ANALYSIS OF HYSTERESIS IN SOIL WATER RETENTION CURVES AS INFLUENCED BY SURFACE SLUDGE APPLICATIONS

Enviado a Geoderma en octubre de 2004

Aceptado para su publicación con correcciones en Abril de 2005

Sugerencias de los revisores no incorporadas en esta versión

4.1 Abstract

The impact of three types of surface applied sludge from the same lot (fresh, composted, and thermally-dried) on the water retention properties of a loam soil (*Udic Calciustept*) and a sandy soil (*Typic Haplustalf*) from central Catalonia (NE, Spain) was investigated using fractal analysis. First, we proposed a composite fractal model that covers both the low and high suction regimes. This model has four fitting parameters: D_m (the mass fractal dimension), D_s (the surface fractal dimension), A_1 (a compound parameter that includes D_m , the density of water, bulk density, particle density, and the air/water displacement tension), and A_2 (a compound parameter that includes D_s , and the critical tension and water content separating the low and high suction regimes). This model was fitted to the main wetting and drying branches of soil water retention curves obtained from small disturbed samples using the chilled mirror dew point method. The equation fitted the data extremely well with adjusted R^2 values = 0.99. Analysis of variance (ANOVA) was performed on the resulting parameter estimates. Few significant effects were observed for the sandy soil. In contrast, all of the model parameters, except D_m , were significantly affected by hysteresis and/or the sludge treatments for the loam soil. Values of A_1 and A_2 from the main drying branch were significantly higher than corresponding estimates from the wetting branch. This trend was reversed for D_s , indicating that pore surfaces are smoother after wetting, as compared to initially dry surfaces. The fresh, composted and thermally-dried sludge treatments all significantly increased the A_1 parameter relative to the untreated loam soil, possibly by decreasing bulk density. The fresh and thermally-dried sludge treatments also significantly increased the A_2 parameter. All three sludge types increased D_s relative to the control when this parameter was determined from the main wetting branch of the water retention curve. In contrast, D_s estimated from the main drying branch were not influenced by any of the sludge treatments. These analyses indicate that the effects of sewage sludge on hysteresis of the soil water retention curve were still present two years after surface application in the case of the loam soil.

4.2 Introduction

Continuous human population growth produces a great variety of organic wastes, one of which is sewage sludge. Application of sewage sludge to soils could solve two problems: waste disposal and increased agricultural production (Aggelides and Londra, 2000). Controlled application of organic wastes can be an inexpensive initial source of organic matter and plant nutrients for soil rehabilitation purposes (Sopper, 1993). Application of sewage sludge to a degraded soil facilitates the establishment of a vegetation cover. Besides protecting the soil from erosion, this can stimulate C and N cycles, thereby prolonging the positive effects on runoff and erosion, and reducing pollution by leaching (Albaladejo et al., 2000). As a result, this activity is becoming increasingly popular as a technical solution for restoring degraded soils and encouraging the re-establishment of vegetation cover (Düring and Gäth, 2002).

It is generally acknowledged that organic matter has a positive effect on soil structure. Therefore, sewage sludge applications should improve soil aggregation (Albiach et al., 2001). Because of the biodegradability of sludges, however, it is uncertain if such improvements are sustainable. The addition of sewage sludge to a degraded landscape results in a temporary modification of soil physical properties, and decreased risk of erosion (Sort and Alcañiz, 1999a, Bresson et al., 2001). These changes can occur as a result of improvements in aggregate stability and/or soil water retention (Sort and Alcañiz, 1999a; Aggelides and Londra, 2000; Caravaca et al., 2001). De Jong (1983) experimented with disturbed soil samples and found that increases in organic matter content gave higher water contents at all suctions investigated. Similar observations were made by several other authors cited by Rawls et al. (2003).

It is well known that the energy required for removing water from a hydrophilic soil matrix increases continuously with decreasing saturation. At intermediate-to-high saturations it is commonly stated that the water is “held by capillary forces” (Nitao and Bear, 1996). At low saturations, most of the water occurs in thin films, and evaporative losses are controlled by flow from bulk water regions to films, and by flow within the films (Truong and Wayner, 1987;

Nitao and Bear, 1996). There is evidence that adsorbed water films may have different transport and thermodynamic properties from that of regular capillary water (Parker, 1986; Nitao and Bear, 1996).

The relationship between the volumetric water content of a soil, θ , and its energy state or suction, ψ , differs depending upon whether the soil is wetting or drying; this path dependence is known as hysteresis. The $\theta(\psi)$ relationship can be characterized by a main drying curve and a main wetting curve. The water content at given suction may lie anywhere between these two envelopes depending upon the sequence of wetting/drying events (Gardner et al., 1999; Whitmore and Heinen, 1999). Thus, a family of scanning loops, bounded by the main wetting and drying curves, is necessary to fully describe the $\theta(\psi)$ relationship (Mitchell and Mayer, 1998). Hysteresis in the water retention curve influences soil water movement, especially when frequent wetting and drying cycles occur (Milly, 1982; Hopmans and Dane, 1986; Feddes et al., 1988).

Hysteresis in the water retention curve arises mainly from differences in the process of emptying and filling of soil pores (Braddock and Parlange, 2001). Such differences can be caused by incomplete connectivity of pore spaces, shrink-swell phenomena, thermal gradients, the presence of entrapped air (Feddes et al., 1988), the “ink bottle” capillary effect (pore necks or throats prevent complete drainage of soil pores), and contact angle hysteresis. Araujo et al. (1995) and Ustohal et al. (1998) report differences in contact angles for wetting and drying conditions, with advancing menisci having a greater contact angle than receding ones.

At low water contents, the distribution of a wetting fluid on a solid substrate is strongly influenced by the geometry of the underlying solid (Sweeney et al., 1993). The effects of surface roughness on wetting behavior can be quantified in terms of contact angle (Morrow, 1975; Sweeney et al., 1993). De Gennes (1985a) identified three major causes of contact angle hysteresis: (i) surface roughness, (ii) chemical contaminants or heterogeneities on the solid surface, and (iii) solutes in the liquid (surfactants, polymers, etc)

which may deposit a film on the solid surface. The presence or absence of such films can lead to hysteretic effects.

Land application of sludge's can add a variety of organic chemicals to the soil water system (Abu-Zreig et al., 2003). Detergents containing anionic and non-ionic surfactants account for the highest concentrations of organic chemicals found in sewage sludge (Wild et al., 1990; Abu-Zreig et al., 2003). Non-ionic surfactants are generally found in concentrations that are between five and ten times lower than those of anionic surfactants (Madsen et al., 1998; Kuhnt, 1993). In spite of their biodegradability, a residual accumulation in soils has been detected (Gejlsbjerg et al., 2003). These chemicals can influence hysteresis in sludge amended soils. For example, Abu-Zreig et al. (2003) found that application of anionic surfactants to loam and sandy loam soils resulted in an increase in their contact angle and sorptivity.

Another important effect contributing to hysteresis is bacterial-induced changes in the hydraulic properties of porous media (Rockhold et al., 2002). Microorganisms have a strong tendency to become associated with particle surfaces (Lappin-Scott and Costerton, 1989; Bos et al., 1999). As a result clogging of pores can occur due to the accumulation of biological materials and trapped solids (Siegrist and Boyle, 1987; Stevik et al., 2004). Biofilm development may restrict pore sizes and thus contribute to hysteresis (Stevik et al., 2004). Rockhold et al. (2002) reported changes in relative saturation as a result of changes in the apparent contact angle at solid-liquid interfaces as particles became coated with biofilms.

The effects of sewage sludge application on hysteresis of the water retention curve have not been investigated previously. In this study, fresh, composted and thermally-dried sewage sludge from the same wastewater treatment plant was superficially applied at a moderate rate (10 t ha^{-1} of dry matter) to field plots of loamy and sandy soils for the purpose of land rehabilitation. The main objective of this paper is to assess the effects of the different types of sewage sludge, two years after application, on the soil water retention curve, and organic C and total N contents of both soils. To facilitate

this objective we introduce a new segmented fractal model to quantify the main wetting and drying branches of the soil water retention curve. This model is described below.

4.3 Model Development

4.3.1 Low Suction Regime

In the low suction regime, pores empty and fill according to their effective neck and body sizes as described by the Young-Laplace equation. Several fractal and prefractal models have been used to describe this regime (e.g. Tyler and Wheatcraft, 1990; Rieu and Sposito, 1991; Perfect et al., 2004). The relevant parameter in this case is the mass fractal dimension, D_m , which determines the organization of the solid phase into aggregates with a given pore-size distribution. A major limitation of the mass fractal approach is that the solid phase is restricted to a single size class. This assumption is unrealistic since most soils exhibit a wide range of particle sizes.

Recently Bird et al. (2000) proposed a new model for the low suction regime based on a pore-solid fractal formulation. This approach produces aggregates with porosity less than unity, and power law distributions of both particle and pore sizes. The water retention curve for such a pore-solid fractal is given by (Bird et al., 2000):

$$\left(\frac{\theta}{\theta_s}\right) = \left(\frac{\psi}{\psi_e}\right)^{D_m - 3} \quad (1)$$

where θ is volumetric water content, θ_s is the water content at saturation, ψ is suction, ψ_e is the air entry suction, and D_m is the mass fractal dimension. The θ_s is comprised of water in both the low (l) and high (h) suction regimes, i.e. :

$$\frac{\theta_l}{\theta_s} + \frac{\theta_h}{\theta_s} = 1 \quad (2)$$

where θ_l and θ_h are the maximum water contents of the low and high suction regimes, respectively. Equation (1) can be seen to be consistent with the empirical Brooks and Corey (1964) (assuming zero residual saturation) and Campbell (1974) power law functions that have been widely used to predict the water retention properties of soils.

4.3.2 High Suction Regime

At high suctions most soil pores will be partially desaturated. Under such conditions, water will be present as both trapped capillary structures and thin films, which provide hydraulic connectivity (Toledo et al., 1990), i.e.:

$$\frac{\theta}{\theta_h} = \frac{\theta_t}{\theta_h} + \frac{\theta_f}{\theta_h} \quad (3)$$

where θ_t/θ_h is the fraction of high suction water present in capillary structures and θ_f/θ_h is the fraction present in thin films. The trapped capillary phase can occur in the asperities of pore walls, in pendular rings between grains, in bridges between grains separated by small gaps, in pore throats between two larger (drained) pores, or in more complicated structures formed by some combination of these individual morphologies (Toledo et al., 1990; Bryant and Johnson, 2003; Turner et al., 2004).

It is well established that surface irregularity can be quantitatively described in terms of fractal geometry using the surface fractal dimension, D_s (Mandelbrot, 1982; Garcia-Ayuso et al., 1998). The value of D_s provides information about the surface morphology of pore structures. Furthermore, it may also influence the mechanics of phase separation (Mandelbrot, 1982; Katsaros et al., 1997). Surfaces can act as a mould or force field, thereby imposing on any adsorbate, intermolecular conditions that are intermediate between those in two- and three-dimensional assemblages. This suggests that the underlying surface irregularity should be naturally described by a parameter that takes a value between two and three (Pfeifer and Avnir, 1983). When $D_s \rightarrow 3$ the surface will be highly irregular, with many asperities in pore walls that can trap capillary water. In contrast, when $D_s \rightarrow 2$ the surface is smooth and less

tortuous, so that water molecules are restricted to thin films (Pfeifer and Obert, 1989; García-Ayuso et al., 1998).

De Gennes (1985b) showed that the water retention function for capillary structures trapped within a surface fractal is given by:

$$\left(\frac{\theta}{\theta_h}\right) = \left(\frac{\psi}{\psi_c}\right)^{D_s - 3} \quad (4)$$

where ψ_c is the suction that separates the region dominated by complete pore filling/emptying from that dominated by partial pore filling/emptying, and D_s is the surface fractal dimension. If one assumes the total volume of water in thin films is small compared to that trapped in capillary structures, one can write (Toledo et al., 1990):

$$\frac{\theta}{\theta_h} \approx \frac{\theta_t}{\theta_h} \quad (5)$$

It then follows Eq. (4) that:

$$\left(\frac{\theta}{\theta_h}\right) \approx \left(\frac{\psi}{\psi_c}\right)^{D_s - 3} \quad (6)$$

Equation (6) has been successfully tested on partially saturated porous media by Davis (1989) and Toledo (1990). Although it has exactly the same form as Eq. (1) it is important to note that the parameters in the two models are quite different.

4.3.3 Combined model

Based on Eqs. (1) and (6) we propose the following segmented fractal model to take into account both the low and high suction regimes:

$$\theta = \theta_s \left(\frac{\psi}{\psi_e} \right)^{D_m - 3} ; \psi_e \leq \psi \leq \psi_c \quad (7a)$$

$$\theta = \theta_h \left(\frac{\psi}{\psi_c} \right)^{D_s - 3} ; \psi_c \leq \psi \leq \infty \quad (7b)$$

Equation (7) can be expressed gravimetrically by replacing θ with $w\rho_b$, θ_s with $w_s\rho_b$ and θ_h with $w_h\rho_b$, where ρ_b is bulk density, and w , w_s and w_h are the gravimetric water content, the gravimetric water content at saturation, and the maximum gravimetric water content of the high suction regime, respectively. With these substitutions we have:

$$W = A_1 \psi^{D_m - 3} ; \psi_e \leq \psi \leq \psi_c \quad (8a)$$

$$W = A_2 \psi^{D_s - 3} ; \psi_c \leq \psi \leq \infty \quad (8b)$$

where A_1 and A_2 are constants with different physical meanings, depending on which suction regime dominates the wetting or drying cycle. The A_1 parameter is given by:

$$A_1 = \left(\frac{\rho_w}{\rho_b} - \frac{\rho_w}{\rho_s} \right) \psi_e^{3 - D_m} \quad (9)$$

where ρ_w is the density of water, and ρ_s is the particle density. In contrast, the A_2 parameter is given by:

$$A_2 = W_h \psi_c^{3 - D_s} \quad (10)$$

Equation (8) indicates that the water retention curve is comprised of two distinct domains. Thus, it should be possible to obtain independent estimates of both the mass and surface fractal dimensions of the porous medium from a single water retention curve.

Setting $\psi = \psi_c$ in both Eq. (8a) and (8b) and equating the resulting expression yields the following definition of the critical suction (ψ_c):

$$\psi_c = \left(\frac{A_1}{A_2} \right)^{\left(\frac{1}{D_s - D_m} \right)} \quad (11)$$

It is possible to distinguish four cases from Eq. (11):

- (i) if $A_1 = A_2$ and $D_m = D_s$, then ψ_c does not exist
- (ii) if $A_1 = A_2$ and $D_m \neq D_s$, then ψ_c is unity
- (iii) If $A_1 > A_2$ and $D_s > D_m$, then $\psi_c > \text{unity}$
- (iv) If $A_1 > A_2$ and $D_s < D_m$, then $\psi_c < \text{unity}$

In case (i) the curve is symmetrical and the relationship between w and ψ can be described by a single power law model with no inflexion point. For cases (ii), (iii) and (iv) an inflexion point exists, and the relationship between w and ψ is described by a dual power law model. Hysteresis can be evaluated by fitting Eq. (8) to the main wetting and drying branches of the water retention curve, and then statistically comparing the different estimates of A_1 , A_2 , D_m , D_s , and ψ_c .

4.4 Materials and Methods

4.4.1 Experimental Sites

Two field sites (El Puig and La Vallmitjana) with contrasting soil types but similar climatic conditions were chosen in the center of Catalonia, Spain (Taradell municipality). The soils at El Puig are derived from marl. They are rich in carbonates and the A horizon contains a moderate amount of well-stabilized organic matter. They are classified as Udic Calcustepts (Soil Survey Staff, 1998). The soil types at La Vallmitjana are based on conglomerates and sandstone, and have a slightly acidic pH. They contain relatively little organic matter and are classified as Typic Haplustalfs (Soil Survey Staff, 1998).

The experimental plots were located on hillsides with a mean slope of 16% (Ojeda et al., 2003). Natural vegetation (scrub) was killed by mechanical crushing just before of application of the sewage sludge's. The resulting debris

was left on the soil surface at La Vallmitjana, while at El Puig it was removed leaving the soil surface bare.

4.4.2 *Sewage Sludge Applications*

Three sludge treatments derived from the same batch of fresh anaerobically digested sewage sludge (20% dry matter) were applied to the soil plots in surface applications at both sites. The treatments were: fresh sludge (F), composted sludge (C), thermally-dried sludge (T), and a control with no sludge (O). Detailed information about the properties of the different sludge treatments is given in Ojeda et al. (2003). The biosolids were applied using available agricultural machinery: a seed drill for the composted and thermally-dried sludge, and a manure spreader for the fresh sludge. The application rate was 10 t ha^{-1} (dry matter), which is equivalent to approximately 50 t ha^{-1} of fresh sludge, 14 t ha^{-1} of composted sludge, and 11 t ha^{-1} of thermally-dried sludge. Heavy metal inputs were lower than the maximum annual limit values specified in Directive 86/278/EEC (European Council, 1986).

4.4.3 *Soil Sampling*

In April 2001, 32 experimental plots (20-m long x 5-m wide) were established on the two sites. At El Puig there were three replications of the four sludge treatments (i.e., 12 plots), while at La Vallmitjana there were five replications of the four sludge treatments (i.e., 20 plots). Three soil cores were collected from the 0 - 5 cm depth of each plot in late May of 2003 at the two test sites. These were pooled, air-dried, and passed through a 2 mm sieve to give 32 representative plot samples.

4.4.4 *Organic Carbon and Nitrogen Contents*

Total organic carbon content (oxidizable carbon) was measured by the wet oxidation method. Total nitrogen content was measured by sulphuric digestion with a TECATOR 1015 block and a Büchi K-314 distiller using the Kjeldhal method. Both measurements were performed in triplicate for each field plot.

4.4.5 *Water Retention Measurements*

The main wetting and drying branches of the water retention curve were measured in the laboratory. For the wetting curves, seven sub-samples of approximately 1 g of air dry soil from each plot sample were oven dried at 105°C for 24 hours, and placed in sample cups. Each sub-sample was vapour wetted for a different length of time using an ultrasonic humidifier (Model 693-12/809996, Sunbeam Products Inc., Hattiesburg, MS). The wetting up times were 10, 15, 20, 30, 40 50, and 60 seconds. These times were chosen to produce a range of equally spaced suctions spanning the entire water retention curve. After wetting up, the samples were allowed to equilibrate for approximately 12 hours. The suction was then measured using a WP4 Dew Point PotentialMeter (Decagon Devices, Inc. Pullman, WA). At the end of each measurement, the samples were again oven dried at 105°C for 24 hours, and values of w were calculated. Seven paired measurements of w (gravimetric water content) and ψ (suction) were obtained in this way for each wetting branch.

For the drying curves approximately 1 g of air dry soil from each plot sample, was placed in a sample cup (sample and sample cup previously weighed) and saturated by capillarity for 6 hours using two bands of filter paper in contact with a free water table approximately 5 mm above the soil surface. A balance and the WP4 Dew Point PotentialMeter were then used for to record w and ψ periodically over time, as the sample dried by evaporation (Perfect et al., 2004). Approximately 15-20 paired measurements of w and ψ were obtained in this way for each drying branch.

The water retention data were analyzed using segmented non-linear regression analysis. Equation (8) was fitted to the main wetting and drying branches separately using PROC NLIN (Newton method) in the SAS/STAT[®] statistical software program (SAS Institute INC., 1999). Convergence was achieved, according to the SAS/STAT[®] default criterion, in every case. This analysis yielded two estimates of A_1 , A_2 , D_m , and D_s for each field plot; one set for the main drying curve and the other for the main wetting curve. These values

were then used to calculate ψ_c using Eq. (11), and the gravimetric water content at wilting point (w_{wp}), i.e. $\psi = 1.5$ MPa, using Eq. (8). These calculations were performed using both the wetting and drying parameters. Treatment effects on the model parameters, calculated values, and total organic carbon and nitrogen contents were evaluated by analysis of variance (ANOVA) using PROC GLM in the SAS/STAT[®] statistical software program (SAS Institute INC., 1999).

4.5 Results

4.5.1 Organic Carbon and Nitrogen Contents

Mean soil organic carbon and total nitrogen contents were strongly positively correlated with each other at both sites ($r = 0.878$ and $r = 0.866$ for El Puig and La Vallmitjana, respectively). Total organic carbon and nitrogen levels in the control at La Vallmitjana were higher than those at El Puig (Table 4.1). This result can be attributed to the different methods of site preparation; plant debris was left on the soil surface in La Vallmitjana, while at El Puig it was removed leaving the surface bare. Runoff and loss soil at La Vallmitjana during the first year were lower than at El Puig (Ojeda et al. 2003), and it is possible that losses of organic matter were less at La Vallmitjana than at El Puig.

The sludge applications increased soil organic carbon levels at both sites (Table 4.1). At La Vallmitjana, the fresh sludge treatment produced a significant increase in C relative to the control. At El Puig all three sludge treatments gave significant increases relative to the control. In terms of total nitrogen, only the El Puig site showed any significant increase due to sludge application. However, there were no differences between the different sludge treatments (Table 4.1).

Table 4.1 indicates that organic matter from the sewage sludge applications persisted for at least two years on both soils. This persistence may be explained in two ways. Firstly, the organic matter may have been directly stabilized by the calcareous nature of the soil (especially in the case of El Puig). The Ca probably acted as a bridge linking organic components to clay particles. This process is known to form aggregates that are physically, chemically and biologically stable (Oades, 1988).

Table 4.1. Particle size distribution and mean soil organic carbon and nitrogen contents at the two field sites.

Site	Particle size distribution (%) [*]				Sludge	Total Org. C (%)	Total N (%)
	CS	FS	SI	CL			
El Puig	4.85	29.46	49.22	16.48	Control	0.91 ^b	0.06 ^b
					Composted	1.99 ^a	0.17 ^a
					Fresh	1.76 ^a	0.17 ^a
					Thermally-dried	1.59 ^a	0.15 ^a
La Vallmitjan a	68.31	18.0	5.93	7.77	Control	1.80 ^b	0.10 ^a
					Composted	2.23 ^b	0.15 ^a
					Fresh	3.14 ^a	0.22 ^a
					Thermally-dried	2.32 ^b	0.15 ^a

^{*}Coarse sand (CS) = 20. – 0.2 mm; Fine sand (FS) = 0.2- 0.05 mm; Silt (SI) = 0.05 – 0.002 mm; Clay (CL) < 0.002. Means with the same superscript letter within a column and site are not significantly different at $p < 0.05$ according to a t-test.

Secondly, the sludge applications increased the vegetation cover, thereby indirectly contributing to the soil organic matter pool and improving soil physical properties. During the experiment the vegetation cover was always lower in the control plots than in the sludge treatments on both soils (Ojeda et al. 2003). It is also possible that the initial effects of the sludge on C and N levels were even larger, and have diminished over time.

4.5.2 Water Retention Curves

Measured values of w and ψ for the El Puig site (loam soil) ranged from 0.02 to 0.35 g g⁻¹, and 0.10 to 39.8 MPa, respectively. In contrast, w and ψ ranged from 0.01 to 0.19 g g⁻¹, and 0.33 to 40.0 MPa, respectively for the La Vallmitjana samples (sandy soil). Since the data were collected at suctions well in excess of the air entry value, an increase ψ always resulted in a decrease in w , and vice versa. Equation (8) fitted the experimental data for the main wetting and drying branches of the water retention curves extremely well. A representative hysteretic $w(\psi)$ curve is shown in Fig. 1 along with the corresponding predicted relations from Eq. (8). Because of the different experimental protocols, less data were available for fitting the main wetting branch as compared to the main drying branch.

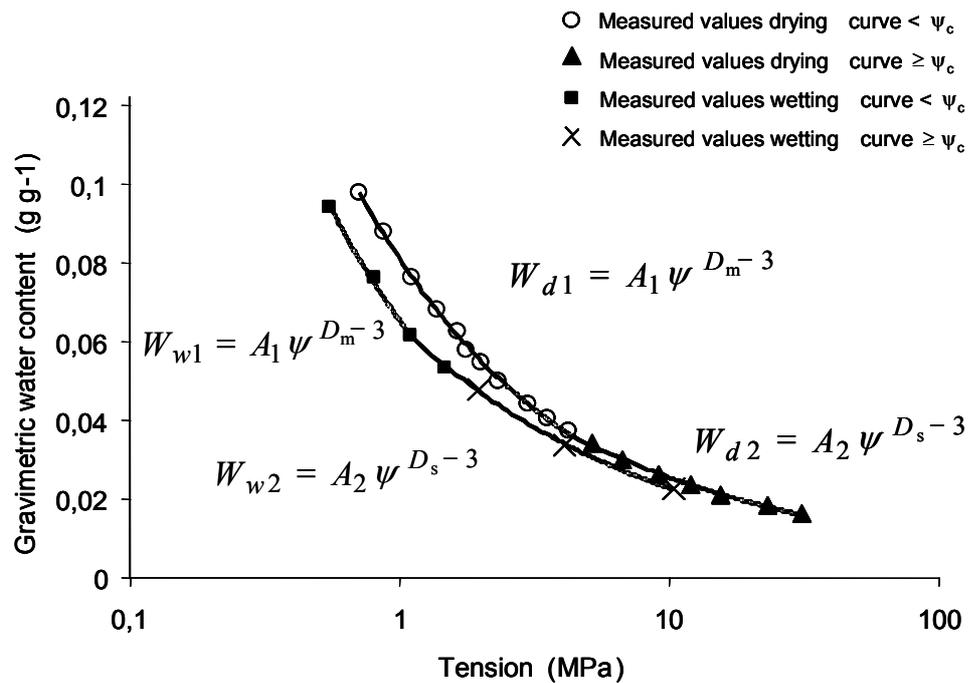


Figure 4.1. Example of the segmented fractal model used to fit the main drying and wetting branches of the water retention curve (subscript d: drying state; w: wetting state; ψ_c : critical matric potential).

Predicted versus observed water contents for the entire data set (both soils combined) are shown in Fig. 2. Overall the water content values predicted by Eq. (8) were very close to the observed water contents. Linear regression analysis indicated only minimal deviations from a 1:1 relationship.

4.5.3 Fractal Parameter Estimates

Estimates of the A_1 parameter in Eq. (8) ranged from 0.065 to 0.154 for the loam soil, and from between 0.037 to 0.204 for the sandy soil. Since A_1 includes ρ_b and ψ_e this parameter should be sensitive to soil structure. This appears to be the case for the loam soil (Fig. 4.3a, Table 4.2), but not for the sandy soil (Fig. 4.4a, Table 4.2). Analysis of variance (ANOVA) indicated significant sludge and hysteresis effects on A_1 (with no significant interaction) at El Puig (Table 4.2). At this site, A_1 was higher for the main drying branch as compared to the main wetting branch, and all of the sewage sludge treatments had values of A_1 greater than the control treatment (Fig. 4.3a). At La Vallmitjana, in contrast, no significant sludge or hysteresis effects were observed for the A_1 parameter (Table 4.2).

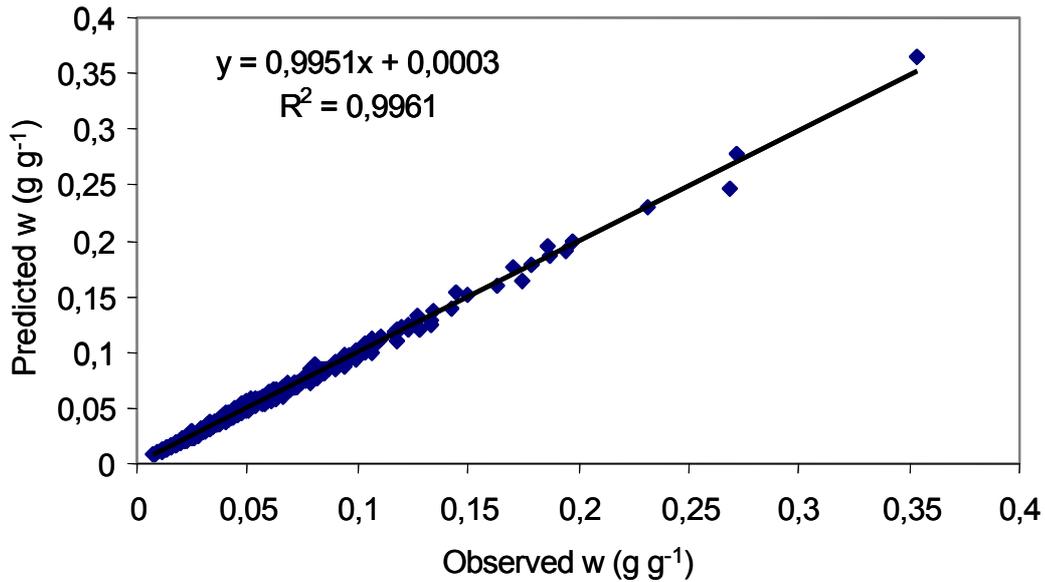


Figure 4.2. Predicted gravimetric water contents from best fits of Eq. (8) versus observed values for both the loam and sandy soils ($n = 667$).

Table 4.2. Summary of analyses of variance for the A_1 , D_m , A_2 and D_s parameters.

Site	Parameter	Model	F Value			R^2
			Sludge	Hysteresis	Interaction	
El Puig	A_1	5.68	4.92	17.26	NS	0.785
	D_m	NS	NS	NS	NS	0.356
	A_2	10.04	10.82	23.13	NS	0.866
	D_s	6.73	11.36	10.73	4.28	0.812
	ψ_c	NS	NS	NS	NS	0.558
	w_{wp}	10.37	10.99	27.76	NS	0.870
La Vallmitjana	A_1	NS	NS	NS	NS	0.403
	D_m	NS	NS	NS	NS	0.422
	A_2	NS	NS	NS	NS	0.399
	D_s	6.72	13.06	NS	9.57	0.725
	ψ_c	NS	NS	NS	NS	0.449
	w_{wp}	NS	NS	NS	NS	0.405

All values are significant at $p < 0.05$ except for those denoted by NS.

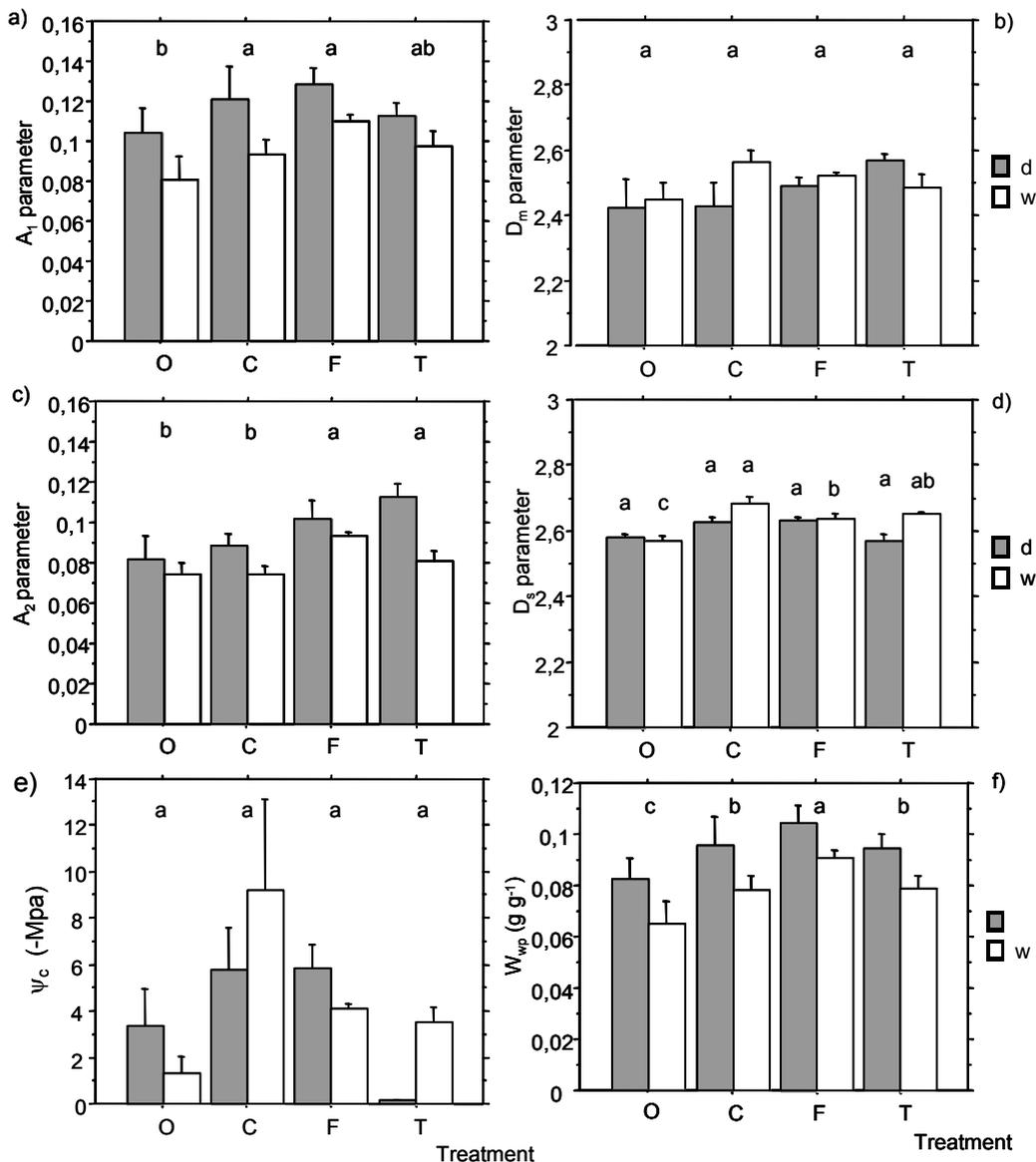


Figure 4.3. Mean values of A_1 , A_2 , D_m , D_s , ψ_c and w_{wp} for the different sludge treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally dried sludge), in both states (w: wetting; d: drying) on the loam soil. Bars with the same letter are not significantly different at $p < 0.05$.

According to Eq. (9) an increase in A_1 can occur as a result of a decrease in ρ_b , a decrease in ψ_e , or decreases in both of these properties. Thus, the sludge effects on A_1 can probably be explained in terms of organic matter induced changes in total porosity and/or diameter of the largest pores present. Many authors have reported reductions in bulk density with increasing soil organic carbon and nitrogen levels (Schjonning et al., 1994; Mapa and Gunasena, 1995; Haynes and Naidu, 1998; Halvorson et al., 1999; Rawls et al., 2003).

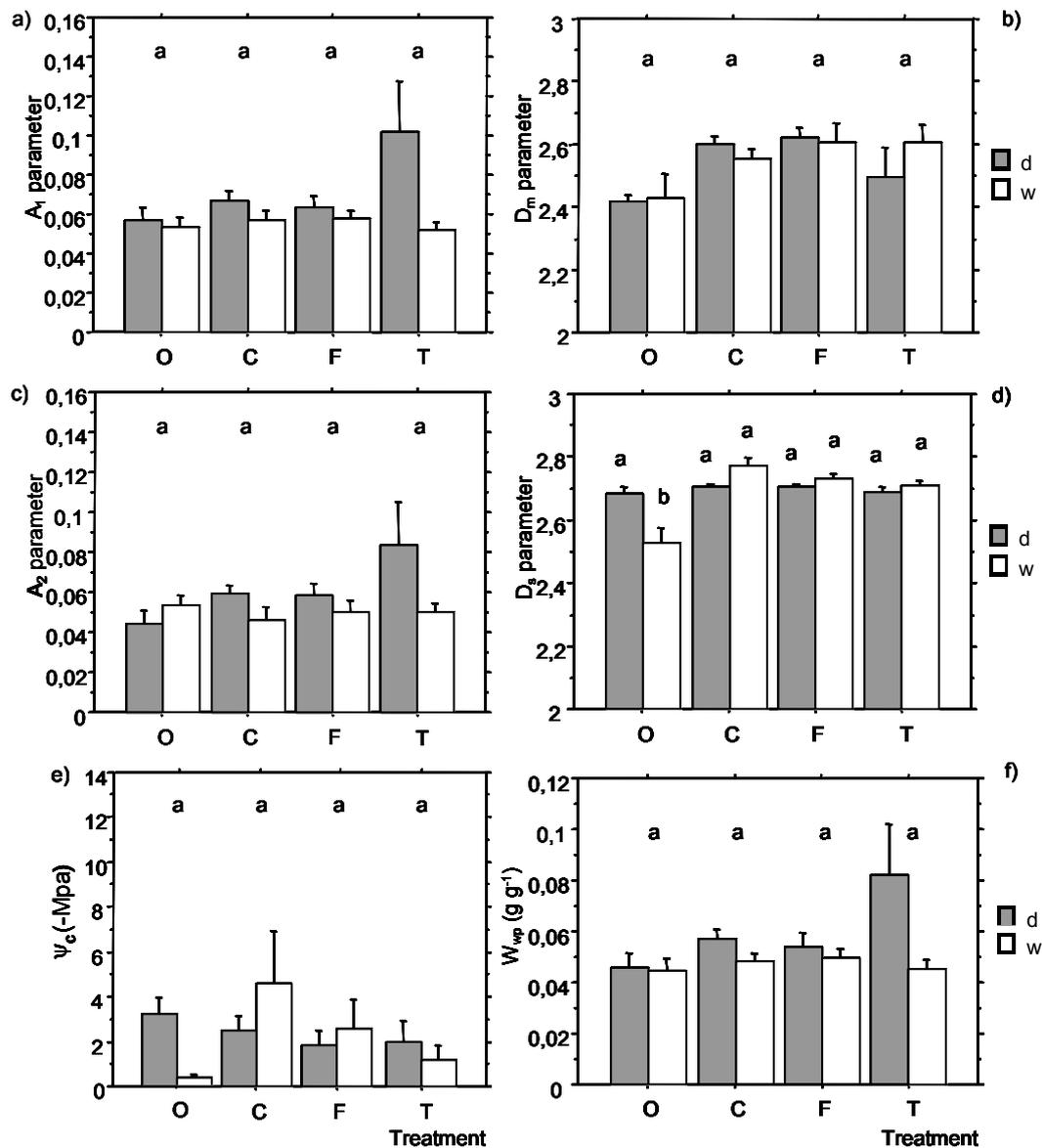


Figure 4.4. Mean values of A_1 , A_2 , D_m , D_s , ψ_c and w_{wp} for the different sludge treatments (O = control; C = composted sludge; F = fresh sludge; T = thermally dried sludge), in both states (w: wetting; d: drying) on the sandy soil. Bars with the same letter are not significantly different at $p < 0.05$.

Since the addition of sewage sludge increased soil organic carbon and nitrogen contents (Table 4.1), it is likely that these increases influenced in soil bulk density, and therefore the A_1 parameter.

For the loam soil at El Puig significant correlations were found between the A_1 parameter and soil organic carbon ($r = 0.579$ and $r = 0.736$ for the main drying and wetting branches, respectively) and total nitrogen ($r = 0.646$ and $r = 0.727$ for the main drying and wetting branches, respectively) contents. Similar,

albeit less pronounced, correlations were observed for A_1 from the main wetting branch ($r = 0.531$ and $r = 0.530$ for organic carbon and total nitrogen, respectively) of the sandy soil at El Puig. All these relationships indicate that A_1 increases with increasing soil organic carbon or total nitrogen contents.

Estimates of the mass fractal dimension, D_m , ranged from 2.261 to 2.603 for the loam soil, and from 2.153 to 2.741 for the sandy soil. No sludge or hysteresis effects were observed on this parameter for either soil (Table 4.2, Fig 4.3b and 4.4b). The D_m values for the drying and wetting branches of the water retention curve were not significantly correlated with organic carbon or total nitrogen contents for the loam soil. Some significant positive correlations were found between D_m and organic carbon and total nitrogen levels for the sandy soil. However, these relationships explained less than 30% of the total variation in D_m .

Anderson et al. (1996) reported that soil structure can be characterized by three fractal dimensions: the mass, spectral and surface fractal dimensions. The mass fractal dimension is most closely related to the macroporosity (Perret et al., 2003). In this case, the mass fractal dimension controls the slope of $w(\psi)$ curve in the low suction regime. The results presented here suggest that capillary drainage in these soils is not subject to hysteresis. Furthermore, sewage sludge application does not appear to exert any long lasting influence on the pore-size distribution associated with capillary fluxes. According to Sort and Alcañiz (1999b), fresh sludge should have increased the proportion of pores $> 50 \mu\text{m}$. After two years, however, it is possible this increase was lost due to changes in the organic matter pool over time, or that vegetation development in the control plots increased the proportion of pores $> 50 \mu\text{m}$ to a level similar to that in the sludge amended plots.

Estimates of the A_2 parameter ranged from 0.640 to 0.123 for the loam soil and from 0.025 to 0.163 in the sandy soil. In the case of the loam soil, significant non-interactive sludge and hysteresis effects were observed on A_2 (Table 4.2). The fresh and thermally-dried sludge treatments had significantly higher values of A_2 than the control (Fig. 3c). The A_2 parameter from the

desorption curves of the loam soil was positively correlated with both organic carbon ($r = 0.629$) and total nitrogen content ($r = 0.680$). In contrast, this parameter estimated from the sorption curve was only correlated with the total nitrogen content ($r = 0.583$). Equation (10) indicates that an increase in A_2 can occur as a result of increases in either or both of w_h and ψ_c . An increase in w_h implies that the sludge additions increased the amount of capillary water trapped at high tensions, possibly due to changes in the wetting angle and/or film connectivity. Alternatively, an increase in ψ_c could be due to organic matter induced changes in the pore-size distribution.

For the sandy soil, neither sludge, hysteresis, nor their interaction, had any significant impact on the A_2 parameter (Table 4.2, Fig. 4c). Only estimates of A_2 from the main wetting branch of this soil were positively correlated with nitrogen content ($r = 0.457$). Although significant, this correlation was low and strongly influenced by an “outlier” value of total nitrogen. The absence of any clear relations between organic matter and the A_2 parameter for the La Vallmitjana site may well be related to the coarse texture of this soil. Because of its definition, the A_2 parameter is most likely to be influenced by micro-structural changes involving silt and clay-sized particles. Such changes are difficult to pick up when the silt and clay fractions make up less than 15% of the total soil mass (Table 4.1).

Estimates of the surface fractal dimension, D_s , varied between 2.529 and 2.704 for the loam soil and between 2.408 and 2.860 for the sandy soil. For both types of soils there were significant differences between the treatments (Table 4.2, Figs. 4.3d and 4.4d) including a significant interaction between sludge application, and hysteresis. The sludge treatments generally increased D_s , and at the same time decreased differences between the wetting and drying estimates, relative to the control.

There was a very strong correlation between D_s estimated from the main wetting curve and both organic carbon ($r = 0.882$) and total nitrogen ($r = 0.863$) contents for the loam soil. No significant correlations were found for this soil in the case of D_s estimated from the main draining curve. For the sandy soil, the

only significant correlation was between organic carbon content and D_s for the sorption curve ($r = 0.490$). These relations indicate an increase in apparent pore surface roughness with increasing organic matter content. The fact that this effect was only manifested during wetting up of the soil suggests that the sludge treatments combined with oven drying may have induced a certain degree of hydrophobicity. Hydrophobicity, which is common with various kinds of dry organic amendments, often reduces the rate of water penetration into sludge amended soil. This effect can persist for a long period of time following sludge application (Agassi et al. 1998). An increase in hydrophobicity may cause an apparent increase of surface roughness by differentially changing the contact angle in large versus small pores.

A basic question arises as to what is the relationship between D_s and the physico-chemical structure of thin films in porous media (Pfeifer and Avnir, 1983; Li et al., 2000). Yehoda and Messier (1985) demonstrated that the surfaces of thin films are themselves fractal in nature. However, Cheng et al. (1989) found that the film-vapor interface is smoother than the fractal substrate surface. The wetting fluid “defractalizes” the porous medium at smaller length scales, effectively giving a new lower scaling limit corresponding to the size of the largest water filled pores. Thus, the response of the wetting phase saturation to changes in capillary pressure can be used as a probe of pore space roughness, independently of the disjoining pressure behavior (Davis et al., 1990).

4.5.4 *Critical Suction and Water Content at Wilting Point*

Analysis of variance indicated no significant effects of hysteresis or sludge application on the critical tension dividing the high and low suction regimes (Table 4.2, Figures 4.3e and 4.4e). The mean values of this parameter were 4.14 and 2.26 MPa for the loam and sandy soils, respectively. All sludge treatments appeared to decrease the soil water content at ψ_c during wetting for both soils (data not presented here), possibly due to hydrophobicity induced by changes in the contact angle. However, this increase only was statistically significant for the sandy soil.

The soil water content at wilting point, w_{wp} , can be accurately estimated using this method since $\psi = 1.5$ MPa falls well within the range of tensions measured by the WP4 Dew Point Potential Meter. Analysis of variance indicated significant effects of hysteresis and sludge addition on w_{wp} for the loam soil (Table 4.2, Fig. 4.3f), but not for the sandy soil (Table 4.2, Fig. 4.4f). In the case of the loam soil, the water content at wilting point in the control treatment was significantly lower than in any of the sludge treatments. The sludge amendments increased organic carbon levels on the two soils, and w_{wp} was positively correlated with these increases (Fig. 4.5). A similar correlation was reported by Perfect et al. (2004) for a loam soil in which organic carbon levels had been changed by long-term tillage and fertilization management practices. Because of hysteresis w_{wp} was always higher when calculated from the desorption curves as compared to the sorption estimates (Figs. 4.3f, 4.4f and 4.5).

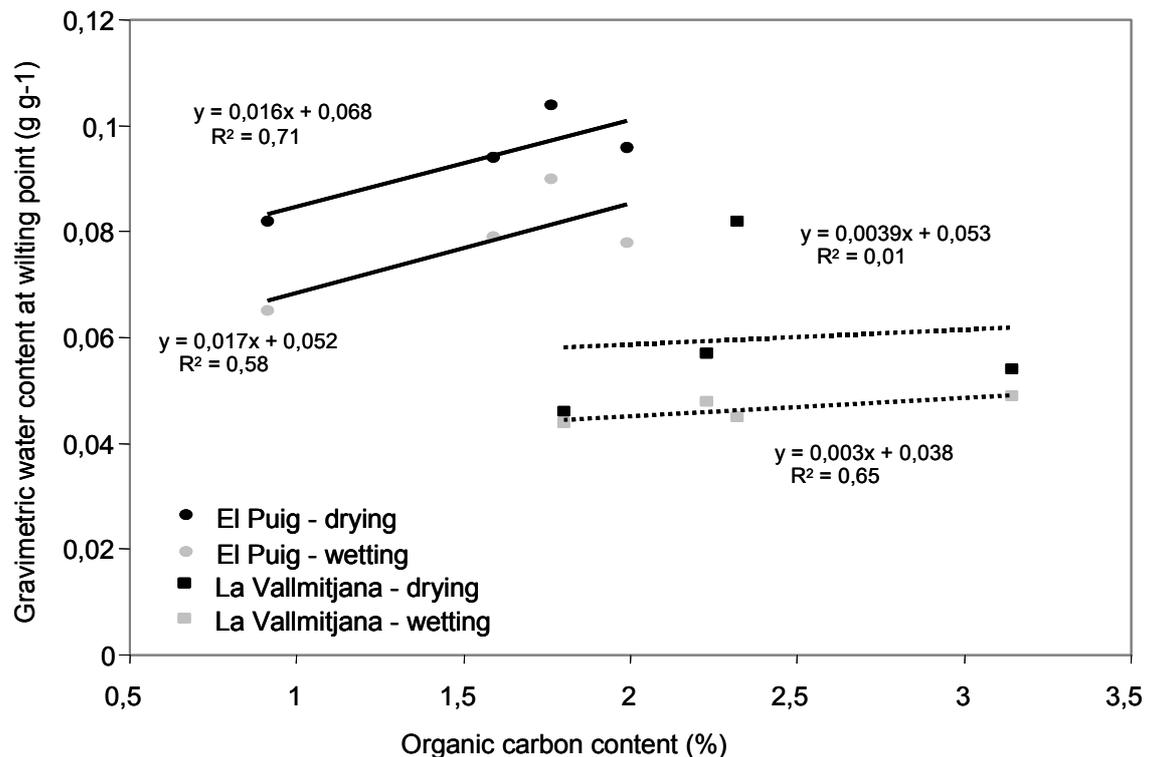


Figure 4.5. Relationship between mean gravimetric water content at wilting point ($\psi = 1.5$ MPa) and mean organic carbon content for the different sludge treatments on the two soils. Drying and wetting refer to the main drying and wetting branches for the water retention curve, respectively.

4.6 Discussion and Conclusions

Table 4.2 and Figures 4.3 and 4.4 indicate that the effects of sewage sludge amendment on the soil water retention curve were still discernable two years after application. This observation is consistent with studies by Kumar et al. (1985) and Joshua et al. (1998) that show improvements in the water holding capacity and other physical properties of soils to which sewage sludge had been added. Aggelides and Londra (2000) also report an increase in soil water retention through the use of composted sludge. In the present study only small differences were observed between the three types of sludge applied (composted, fresh, and thermally dried), and these differences were only detected on the loam soil.

In order to determine the main wetting branch of the water retention curve it was necessary to start with oven-dry soil. However, little is known about the irreversible alterations that occur due to drying samples to an extent that rarely happens in the field (Bachmann and van der Ploeg, 2002). Mitchell and Mayer (1998) hypothesized that the impact of hysteresis tends to be more important near the soil surface where extremes in wetting and drying sequences occur. Due to the surface sludge applications, we concentrated our sampling efforts on the 0-5 cm depth. Decker et al. (1998) indicated that the degree of potential water repellency changes with different drying regimes, and that drying samples at temperatures higher than 25°C can increase the water repellency of some soils, but not others. Thus, it is possible that the sludge effects observed on the wetting branch data collected in this study could have been magnified by the oven drying pre-treatment.

In order to determine the main drying branch of the water retention curve it was necessary to start with saturated soil. Saturated samples were obtained by slowly wetting up the samples from below by capillarity. Some aggregate collapse was observed, and it is possible that differences in wet aggregate stability induced by the sewage sludge treatments may have influenced the pore-size distributions, and thus the drying curves. Measurements by the Le Bissonnais (1996) method indicated a higher wet aggregate stability for all the

sludge treatments as compared to the control on the loam soil. Increased wet aggregate stability is known to reduce micro-cracking of samples during wetting. It is also possible that the sludges reduced the wetting rate through their effects on aggregate hydrophobicity.

We hypothesize that the additional organic matter from sewage sludge amendments on the loam soil probably stabilized aggregates against mechanical breakdown and differential swelling during wetting. Organic matter can increase the cohesion of aggregates through the binding of mineral particles by organic polymers or through physical enmeshment of particles by fine roots or fungi (Tisdall and Oades, 1982; Dorioz et al., 1993; Chenu et al., 1994; Chenu et al., 2000). Organic matter can also decrease the wettability of soil aggregates, slowing down their wetting rate, and thus the extent of slaking (Chassin, 1979; Sullivan, 1990). Chenu et al. (2000) found that when soil organic carbon contents increase, the contact angle is augmented.

To summarize, the increases in soil organic matter on the loam soil resulted in changes in the pore-size distribution, aggregate stability, and possibly hydrophobicity by the modification of the contact angle. These changes were manifested in different hysteretic soil water retention curves for the sludge treatments as compared to the control. For the sandy soil, the observed increase in surface fractal dimension could also be associated with changes in the contact angle. Any increase in surface roughness necessarily decreases water flow, and thus can be interpreted as an effective increase in hydrophobicity.

The existence of hysteresis was confirmed for the loam soil by the presence of significant differences between model parameters determined from the wetting and drying curves. For this soil, values of A_1 and A_2 for the main drying branch were higher than the corresponding values for the main wetting branch. The D_m did not exhibit any hysteretic behavior. In contrast, D_s from the wetting curve was higher than the corresponding value from the drying curve. The sandy soil did not produce any significant differences between the drying and wetting states with respect to A_1 , A_2 or D_m . However, D_s was sensitive to

the interaction between sludge type and hysteresis in a similar way to that observed for the loam soil. It is likely that soil at the La Vallmitjana site was too coarse to be strongly influenced by the sludge applications.

4.8 References

Abu-Zreig M, Rudra RP & Dickinson WT. 2003. Effect of surfactants on hydraulic properties of soils. *Biosyst. Eng.* 84 (3): 363 – 372.

Agassi M, Kirsten WFA, Loock AH, Fine P. 1998. Percolation and leachate composition in a disturbed soil layer mulched with sewage sludge biosolids. *Soil Till. Res.* 45: 359 – 372.

Aggelides SM & Londra PA. 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technol.* 71: 253 – 259.

Albaladejo J, Castillo V & Díaz E. 2000. Soil loss and runoff on semiarid lands as amended with urban solid refuse. *Land Degrad. Dev.* 11: 363 – 373.

Albiach R, Canet R, Pomares F & Ingelmo F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during 10 years. *Bioresource Technol.* 77: 109 – 114.

Anderson AN, McBratney AB & FitzPatrick EA. 1996. Soil mass, surface and spectral dimensions estimated from thin section photographs. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 962 – 969.

Araujo YC, Toledo PG, Leon V & Gonzalez H.Y. 1995. Wettability of silane-treated glass slides as determined from X-ray photoelectron spectrometry. *J. Colloid Interf. Sci.* 176: 485 – 490.

Bachmann J & van der Ploeg R. 2002. A review on recent developments in soil water retention theory: interfacial tension and temperature effects. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 468 – 478.

Bird NRA, Perrier E & Rieu M. 2000. The water retention function for a model of soil structure with pore and solid fractal distributions. *Eur. J. Soil Sci.* 51: 55 – 63.

Bos R, van der Mei HC & Busscher H.J. 1999. Physico-chemistry of initial microbial adhesive interactions: its mechanisms and methods for study. *FEMS Microbiol. Rev.* 23: 179 – 230.

Braddock RD & Parlange JY. 2001. Application of a soil water hysteresis model to simple water retention curves. *Transport Porous Med.* 44: 407 – 420.

Bresson LM, Koch C, Le Bissonnais Y, Barriuso E & Lecomte V. 2001. Soil surface structure stabilization by municipal waste compost application. 2001. Soil Sci. Soc. Am. J. 65: 1804 – 1811.

Brooks RH & Corey AT. 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrol. Pap. 3. Colorado State University. Fort Collins, Co.

Bryant S & Johnson NR. 2003. Wetting phase connectivity and irreducible saturation in simple granular media. J. Colloid Interf. Sci. 263: 572 – 579.

Campbell GS. 1974. A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data. Soil Sci. 117: 311-314.

Caravaca F, Lax A & Albaladejo J. 2001. Soil aggregate stability and organic matter in clay and fine silt fractions in urban refuse-amended semiarid soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 65: 1235 – 1238.

Chasin P. 1979. Détermination de l'angle de contact acides humiques-solutions de aqueuses de diols. Conséquences sur l'importance relative des mécanismes de destruction des agrégats. Ann. Agron. 30 :481 – 491.

Cheng E, Cole MW & Pfeifer P. 1989. Defractalization of films adsorbed on fractal surfaces. Phys. Rev. B 39 (17): 12962-12965.

Chenu C, Guérif J and Jaunet A.M. 1994. Polymer bridging: A mechanism of clay and soil structure stabilization by polysaccharides. P 403-410. In XVth World Congress of Soil Science, 3a. ISSS, Acapulco, México.

Chenu C, Le Bissonnais Y & Arrouays D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 1479 – 1486.

Davis HT. 1989. On the fractal character of the porosity of natural sandstone, Europhys. Lett., 8: 629-632.

Davis HT, Novy RA, Scriven LE & Toledo P.G. 1990. Fluid distributions and transport in porous media at low wetting phase saturations. J. Phys. Condens. Matter 2: SA457 – SA464.

de Gennes PG. 1985a. Wetting: statics and dynamics. Rev. Mod. Phys. 57(3:1): 827 -863.

de Gennes PG. 1985b. Partial filling of a fractal structure by a wetting fluid. In: D. Adler, H. Fritzsche, and S. R. Ovshinsky, (Eds.), Physics of disordered materials. p. 227 - 241.

De Jong R. 1983. Soil water desorption curves estimated from limited data. Can. J. Soil Sci. 63: 697 – 703.

Dekker LW, Ritsema CJ, Oostindie K & Boersma OH. 1998. Effect of drying temperature on the severity of soil water repellency. *Soil Sci.* 163(10): 780 – 796.

Dorioz JM, Robert M & Chenu C. 1993. The role of roots, fungi and bacteria, on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma* 56: 179 – 194.

Düring RA & Gäth S. 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 544 – 556.

European Council. 1986. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Web page consulted <http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/index.htm>. Last consult (09/08/2004).

Feddes RA, Kabat P, van Bakel PTJ, Bronswijk JJB & Halbertsma J. 1988. Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone – state of the art. *J. Hydrol.* 100: 69 – 111.

Garcia-Ayuso G, Salvarezza R, Martinez-Duart JM, Sánchez O & Vazquez L. 1998. Relationship between the microstructure and the water permeability of transparent gas barrier coatings. *Surf. Coat. Tech.* 100 - 101: 459 – 462.

Gardner CMK, Laryea KB & Unger PW. 1999. Soil physical constraints to plant growth and crop production. *FAO AGL/MISC/24/99*. Rome, Italy.

Gejlsbjerg B, Madsen T & Andersen TT. 2003. Comparison of biodegradation of surfactants in soils and sludge-soil mixtures by use of ¹⁴C-labelled compounds and automated respirometry. *Chemosphere* 50: 321 – 331.

Halvorson AD, Reule CA & Follett, RF. 1999. Nitrogen fertilization effects on soil carbon and nitrogen in a dryland cropping system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(4): 912-917.

Haynes RJ & Naidu R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 51: 123 – 137.

Hopmans JW & Dane JH. 1986. Combined effect of hysteresis and temperature on soil-water movement. *J. Hydrol.* 83: 161 – 171.

Joshua WD, Michalk DL, Curtis IH, Salt M & Osborne G.J. 1998. The potential for contamination of soil and surface waters from sewage sludge (biosolids) in a sheep grazing study, Australia. *Geoderma* 84: 135 – 156.

Katsaros F, Makri P, Mitropoulos A, Kanellopoulos N, Keiderling U & Wiedenmann A. 1997. On the morphology and surface geometry of Vycor. *Physica B* 234 - 236 : 402 – 404.

Kuhnt G. 1993. Behavior and fate of surfactants in soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1813 – 1820.

Kumar S, Malik RS & Dahiya IS. 1985. Influence of different organic wastes upon water retention, transmission and contact characteristics of a sandy soil. *Aust. J. Soil Res.* 23: 131 – 136.

Lappin-Scott HM & Costerton JW. 1989. Bacterial Biofilms and Surface Fouling. *Biofouling* 1: 323 – 342.

Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 425 – 437.

Li JM, Lu L, Su Y and Lai MO. 2000. Self-affine nature of thin film surface. *Appl. Surf. Sci.* 161: 187 – 193.

Madsen T, Winther-Nielsen M, & SamsÆ-Petersen L. 1998. Effects of organic chemicals in sludge applied to soil. Environmental project no. 432. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen Denmark.

Mandelbrot BB. 1982. *The fractal geometry of nature*. Freeman, San Francisco.

Mapa RB & Gunasena HPM. 1995. Effect of alley cropping on soil aggregate stability of a tropical Alfisol. *Agroforest. Syst.* 32(3): 237-245.

Milly PCD. 1982. Moisture and heat transport in hysteretic, inhomogeneous porous media: a matric head-based formulation and a numerical model. *Water Resour. Res.* 18(3): 514 – 520.

Mitchell RJ & Mayer AS. 1998. The significance of hysteresis in modelling solute transport in unsaturated porous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1506 – 1512.

Morrow NRJ. 1975. Capillary pressure correlations for uniformly wetted porous media *J.Can. Pet. Technol.* 14: 42.

Nitao JJ & Bear J. 1996. Potentials and their role in transport in porous media. *Water Resour. Res.* 32(2): 225 – 250.

Oades JM. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biochemistry* 5: 35 – 70.

Ojeda G, Alcañiz JM & Ortiz O. 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degrad. Dev.* 14: 563 – 573.

Parker JC. 1986. Hydrostatics of water in porous media, in Soil Physical Chemistry, D. L. Sparks (eds). CRC Press, Boca Raton, Fla.

Perfect E, Kenst AB, Díaz-Zorita M & Grove JH. 2004. Fractal analysis of soil water desorption data collected on disturbed samples with water activity meters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:1177-1184

Perret JS, Prasher SO & Kacimov A.R. 2003. Mass fractal dimension of soil macropores using computed tomography: from the box-counting to the cube-counting algorithm. *Eur. J. Soil Sci.*: 54: 569 – 579.

Pfeifer P & Avnir D. 1983. Chemistry in noninteger dimensions between two and three. I. Fractal theory of heterogeneous surfaces. *J. Chem. Phys.* 79 (7): 3558 – 3565.

Pfeifer P and Obert M. 1989. The fractal approach to heterogeneous chemistry. In D. Avnir (Ed.) Wiley, New York, p. 11.

Rawls WJ, Pachepsky YA, Ritchie JC, Sobecki TM & Bloodworth H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116: 61 – 76.

Rieu M and Sposito G. 1991. Fractal fragmentation, soil porosity, and soil water properties: I. Theory. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 1231-1238.

Rockhold ML, Yarwood RR, Niemet MR, Bottomley PJ & Selker J.S. 2002. Considerations for modeling bacterial-induced changes in hydraulic properties of variably saturated porous media. *Adv. Water Res.* 25: 477 – 495.

SAS Institute. 1999. SAS/STAT User's Guide. V. 8. SAS Inst., Cary, NC.

Schjonning P, Christensen BT & Carstensen B. 1994. Physical and Chemical-Properties of a Sandy Loam Receiving Animal Manure, Mineral Fertilizer or No Fertilizer for 90 Years. *Eur. J. Soil Sci.* 45(3): 257- 268.

Siegrist RL & Boyle WC. 1987. Wastewater-induced soil clogging development. *J. Environ. Eng.* 113: 550 – 566.

Soil Survey Staff. 1998. Keys of soil taxomomy. 8th ed. USDA and NRCS: Washington, DC.

Sopper WE. 1993. Municipal sludge use in land reclamation. Lewis Publishers, London, United Kingdom.

Sort X & Alcañiz JM. 1999a. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degrad. Develop.* 10: 3 – 12.

Sort X & Alcañiz JM. 1999b. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil Till. Res.* 49: 337 – 345.

Sullivan L. 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *Journal of Soil Science* 41: 529 – 534.

Stevick TK, Aa K, Geir A & Hanssen J.F. 2004. Retention and removal of pathogenic bacteria in waste water percolating through porous media: a review. *Water Res.* 38: 1355 – 1367.

Sweeney JB, Davis T & Scriven LE. 1993. Equilibrium thin films on rough surfaces. I. Capillary and disjoining effects. *Langmuir* 9: 1551 – 1555.

Tisdall JM & Oades JM. (1982): Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141 – 163.

Toledo PG, Novy RA, Davis HT & Scriven, L.E., 1990. Hydraulic conductivity of porous media at low water content. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54: 673-679.

Truong J & Wayner PC. 1987. Effect of capillary and van der waals dispersion forces on the equilibrium profile of a wetting liquid: Theory and experiment. *J. Chem. Phys.* 87: 4180 – 4188.

Turner ML, Knüfing L, Arns CH, Sakellariou A, Senden TJ, Sheppard AP, Sok RM, Limaye A, Pinczewski WV & Knackstedt M.A. 2004. Three-dimensional imaging of multiphase flow in porous media. *Physica A* 339: 166 – 172.

Tyler SW & Wheatcraft SW. 1990. Fractal processes in soil water retention. *Water Resour. Res.* 26: 1047 – 1054.

Ustohal P, Stauffer F & Dracos T. 1998. Measurement and modelling of hydraulic characteristics of unsaturated porous media with mixed wettability. *J. Contam. Hydrol.* 33: 5 – 37.

Whitmore AP & Heinen M. 1999. The effect of hysteresis on microbial activity in computer simulation models. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1101 – 1105.

Wild SB, Waterrath KS & Jones K.F. 1990. Organic contaminants in an agricultural soil with a know history of sewage sludge amendments. *Environ. Sci. Technol.* 24(11): 1706 – 1711.

Yehoda JE & Messier R. 1985. Are thin film physical structures fractals?. *Appl. Surf. Sci.*, 22/23: 590 - 595.

Capítulo 5

ESTABILIDAD DE AGREGADOS EN UN SUELO CALIZO INFLUIDA POR APLICACIONES EN SUPERFICIE DE LODOS DE DEPURADORA

5.1 Resumen

Tres tipos de lodo de depuradora (compostado, fresco y de secado térmico), de un mismo origen pero procesados de forma diferente, fueron aplicados a dosis equivalentes de unas 10 t de materia seca ha⁻¹ en la superficie de un suelo de margas para mejorar su condición física. El efecto de esta enmienda orgánica sobre la estabilidad estructural del este suelo fue medida por medio del método Le Bissonnais, el cual explora tres tipos de mecanismos de desagregación: *slaking*, rotura mecánica por impacto de gotas de lluvia y desagregación por expansión diferencial. Dos años después de la aplicación en superficie de los lodos, se pudo comprobar que el suelo tratado con cualquier tipo de lodo posee un contenido de C orgánico y una estabilidad estructural mayor a la del tratamiento control. Se observó que, mientras los tres tipos de lodo redujeron la desagregación del suelo por expansión diferencial y *splash*, solo los tratamientos con lodo compostado y de secado térmico reducen de manera efectiva el *slaking* o estallido de los agregados.

5.2 Introducción

La formación de agregados en el suelo desempeña un importante papel en el almacenamiento de agua, en los procesos físicos y bioquímicos (Amézqueta, 1999), en el control de erosión (Degens, 1997), secuestro de carbono (Bird *et al.*, 2002) y también influye en la infiltración de agua, aireación y en el crecimiento radical (Eviner y Chapin, 2002).

Numerosos estudios demuestran que se pueden lograr cambios notables en el contenido de materia orgánica del suelo por medio de la adición continuada de abonos orgánicos (Haynes y Naidu, 1998; Loveland y Webb, 2003). Dado que la materia orgánica tiene un efecto positivo en la agregación del suelo, es posible que el uso de lodo de depuradora mejore o mantenga la estructura de suelos agrícolas (Albiach *et al.*, 2001). Los efectos benéficos sobre la estabilidad de agregados por el uso de lodos ya han sido reportados por otros autores (Pagliai *et al.*, 1981; Guisquiani *et al.*, 1995; Aggelides y Londra, 2000) si bien los efectos directos no se prolongan más de un año debido a la rápida biodegradación de la materia orgánica de los lodos (Sort y Alcañiz, 1999a). La materia orgánica afecta la productividad del suelo al modificar propiedades tales como la estabilidad de agregados y la porosidad, y además actúa de reserva de nutrientes a medio plazo (Ouédraogo *et al.*, 2001).

La intensidad de agregación de un suelo se puede estudiar a diferentes escalas. Según Degens (1997), los macroagregados (agregados de diámetro >0.25 mm) han recibido mayor atención en suelos de textura arcillosa y franca ya que son los más sensibles a corto plazo (< 2 años) al manejo de suelos (e.g. Tisdall y Oades, 1980b; Angers *et al.*, 1993b). Este autor afirma que existen dos mecanismos principales que estabilizan a los macroagregados: (i) adhesión química entre partículas de suelo (floculación), y (ii) adhesión de partículas de suelo por medio de hifas de hongos y raíces (bioagregación). Según Le Bissonnais (1996), algunos de los principales mecanismos de rotura de agregados son: (i) el *slaking* o estallido causado por la compresión del aire atrapado durante el humedecimiento, (ii) rotura por expansión diferencial y, (iii) rotura por impacto de las gotas de lluvia (*splash*). El *slaking* es causado por la

compresión del aire atrapado dentro de los agregados durante el humedecimiento y ocurre cuando los agregados secos son sumergidos en agua o son humedecidos rápidamente (Le Bissonnais, 1996). Cuando el grado de humedad es menor, la rotura de agregados, así como la velocidad de su rotura, decrece debido al hecho de que con humedades bajas, el aire del interior de los agregados tiene la posibilidad de escapar, con lo que solo se produce desagregación por el hinchamiento diferencial del suelo debido a la descompresión del aire atrapado en él (Gäth y Frede, 1995). Por último, la rotura mecánica de los agregados por el impacto de la gota de lluvia suele ocurrir si la energía cinética de las gotas de lluvia es bastante grande (Le Bissonnais, 1996). Consecuentemente, la estabilidad y los mecanismos de rotura dependerán de: (i) fuerzas capilares, (ii) intensidad de la contracción del suelo, (iii) número de ciclos de expansión y contracción, (iv) movilidad mineral y, (v) energía de adhesión entre partículas o entre agregados del suelo (Zang y Horn, 2001).

En este estudio, tres tipos de lodo de depuradora (fresco, compostado y de secado térmico) fueron aplicados en superficie sobre un suelo de margas localizado en una ladera. La enmienda se realizó a mediados de abril de 2001, en una sola aplicación (Ojeda *et al.*, 2003). El principal objetivo de este estudio es estimar el efecto de los tres tipos de lodos de depuradora sobre la formación de agregados y sobre su estabilidad en un suelo calizo, dos años después de la aplicación de la enmienda cuando la mayor parte de la materia orgánica inicial procedente de los lodos ya se ha degradado.

5.3 Materiales y métodos

5.3.1 Sitio experimental

Las muestras de suelo fueron recolectadas en 12 parcelas situadas en el centro de Catalunya, NE España (municipio de Taradell). El suelo de esta área se ha formado sobre margas ricas en carbonatos y posee un contenido medio de materia orgánica bien estabilizado. Su clasificación taxonómica corresponde a un *Udic Calciustept* (Soil Survey Staff, 1998). La ladera está afectada por erosión debido principalmente a su pendiente (16%), a la composición textural

del suelo y a la fuerte presión antrópica en época pasadas. Datos adicionales acerca de las propiedades del suelo y las parcelas experimentales se detallan en el capítulo 1.

5.3.2 *Aplicación de los lodos de depuradora*

Los tres tipos de lodo provinieron de un mismo lote de la EDAR de Blanes: lodo de digestión anaeróbica, parcialmente deshidratado, que denominamos lodo fresco (F), el mismo lodo anterior compostado con astillas de madera de pino (C), y secado por un proceso térmico (T). Datos adicionales de las propiedades de los lodos pueden ser consultados en Ojeda *et al.* (2003). Los lodos fueron aplicados en la superficie del suelo de las parcelas usando maquinaria agrícola. Se decidió aplicar estos biosólidos a una tasa nominal de 10 t ha^{-1} de materia seca, que equivalen a aproximadamente 50 t ha^{-1} de lodo fresco, 13.8 t ha^{-1} de lodo compostado y 11 t ha^{-1} de lodo de secado térmico. Esta dosis experimental fue unas tres veces mayor que la normalmente usada en enmiendas agrícolas, pero solo fue aplicada una vez, al principio de la primera estación de crecimiento de 2001. Las aportaciones de metales pesados fueron menores que los valores límite anuales máximos permitidos por la Directiva Europea 86/278/CEE, vigente al momento de la aplicación.

5.3.3 *Muestreo del suelo*

Doce muestras compuestas (tres cilindros de 10 cm de diámetro por parcela, 0 – 5 cm de profundidad, mezclados y tamizados entre 3 – 5 mm) fueron recolectadas en mayo de 2003 en las doce parcelas (tres por cada tratamiento con lodo más tres parcelas control).

5.3.4 *Métodos de estabilidad estructural*

Para estimar la estabilidad de los agregados se utilizó el método de Le Bissonnais (1996), el cual consiste en tres tipos de pruebas diseñadas para simular procesos de desagregación tales como el *slaking*, el efecto splash por desagregación mecánica, y el hinchamiento y contracción diferencial durante los ciclos de humedecimiento y secado del suelo, que ocurren normalmente en campo:

(a) **Prueba 1.** Humedecimiento rápido por inmersión en agua. Este tratamiento permite probar el comportamiento de suelos secos sometidos a humedecimiento brusco, tales como riego de inundación o lluvia fuerte (tormentas de primavera o verano), aunque en este último caso el impacto de la gota de lluvia es también importante.

(b) **Prueba 2.** Desagregación mecánica por medio de agitación después del humedecimiento con etanol. Esta prueba permite probar el comportamiento de los agregados húmedos (situación que representa a los periodos de lluvia). La meta del humedecimiento preliminar es probar la cohesión del material húmedo, independientemente del *slaking* (estallido de agregados). Este humedecimiento sin *slaking* se logra por medio de impregnación bajo vacío o por inmersión en un líquido no polar mezclable con agua, en este caso el etanol (Hénin *et al.*, 1958).

(c) **Prueba 3.** Humedecimiento lento por capilaridad. Este tratamiento permite probar el comportamiento de suelos secos o de bajo contenido de humedad sometidos a lluvias moderadas. Es menos destructivo que el humedecimiento rápido y permite discriminar entre suelos de muy baja estabilidad estructural. Una descripción más profunda de cada uno de los métodos se detalla en Le Bissonnais (1996).

Los datos fueron tratados usando análisis de varianza (PROC GLM) con el programa estadístico SAS/STAT[®] (SAS Institute, 1999). Los análisis de regresión se analizaron por medio del software Statview[®] (SAS Institute, 1998).

5.4 Resultados

5.4.1 Influencia del lodo de depuradora en la estabilidad de los agregados

Los datos sobre estabilidad de agregados, dos años después de la aplicación de lodo de depuradora en la superficie del suelo, sugieren una correlación entre el tipo de lodo y el tamaño de los agregados. El diámetro medio ponderado (DMP) fue significativamente diferente, tanto entre tests de estabilidad de agregados, como entre tratamientos con diferentes tipos de lodo, con una interacción significativa entre tipo de test y tipo de lodo (figura 5.1).

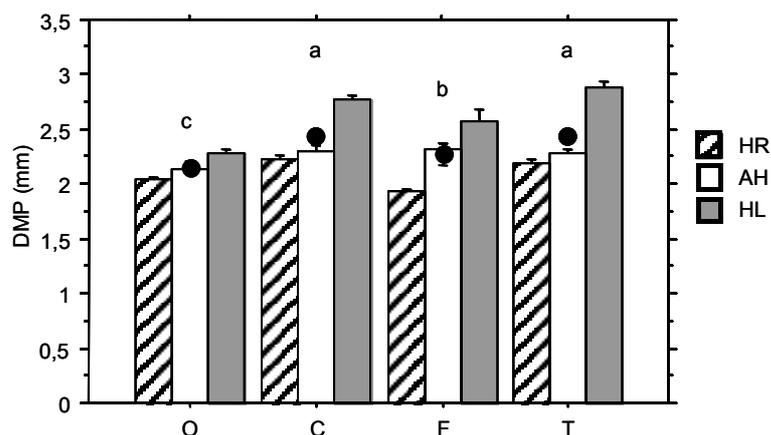


Figura 5.1. Diámetro medio ponderado (DMP) de los diferentes tratamientos (O: control; C : lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico) para las tres pruebas de estabilidad de agregados (HR: humedecimiento rápido; AH: agitación húmeda; HL: humedecimiento lento), con sus respectivos errores estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los valores del DMP final (• valor medio de las tres pruebas de estabilidad de agregados) de cada uno de los tratamientos).

Los tratamientos del suelo con lodo compostado y de secado térmico presentaron los mayores valores de estabilidad de agregados. El tratamiento con lodo fresco tuvo un valor DMP más alto que el control, pero menor que los tratamientos con lodo compostado y de secado térmico. El DMP indicó que la estabilidad de los agregados decreció en el siguiente orden humedecimiento lento > agitación húmeda > humedecimiento rápido (tabla 5.1), con diferencias significativas entre cada test, dentro de un mismo tratamiento.

Los valores de DMP correspondientes a los tres diferentes tests variaron entre 1.86 y 3.10 mm. Claramente, el suelo franco empleado en este estudio tiene una buena estabilidad estructural. De acuerdo con las clases de estabilidad y encostramiento propuestas por Le Bissonnais (1996), todos los tratamientos fueron muy estables y el riesgo de sellado sería escaso. Sin embargo, en condiciones de campo, debido a la pendiente (16%) y a la composición textural, es importante controlar el proceso erosivo en este suelo.

5.4.2 Efecto del lodo de depuradora en la desagregación por humedecimiento rápido

Analizando la rotura de los agregados después del humedecimiento rápido (figura 5.2a), la distribución granulométrica obtenida para el tratamiento control se caracterizó por la predominancia de agregados o partículas de suelo > 2 mm (50.9%). Cuando el suelo franco fue tratado con lodo compostado o de secado térmico, el porcentaje de partículas > 2 mm fue mayor que en los tratamientos control y con lodo fresco. Este último tuvo el valor menor de DMP de todos los tratamientos. Para los agregados de $2 - 0.2$ mm, las diferencias entre los tratamientos con lodos y el control no fueron significativas. Respecto a los agregados de $0.2 - 0.05$ mm, los tratamientos control y con lodo fresco tuvieron porcentajes más altos de estos fragmentos en comparación con el lodo compostado y de secado térmico. Finalmente, para los agregados < 0.05 mm, el tratamiento control tuvo el porcentaje mayor de estos fragmentos, comparado con todos los tratamientos con lodos.

En resumen, los DMP (véase figura 5.2a) mostraron diferencias significativas entre el control y los tratamientos con lodos. El DMP del control tuvo un valor menor que los tratamientos con lodos compostado y de secado térmico. El DMP del tratamiento con lodo fresco fue aún menor que en el control. Estas diferencias son debidas a porcentajes mayores de agregados de tamaño $0.2 - 0.05$ y < 0.05 mm en el control, en comparación con los tratamientos con lodos. Según estos resultados, los tratamientos con lodo compostado y de secado térmico podrían reducir el proceso *del slaking* (estallido de agregados). Por el contrario, el tratamiento con lodo fresco no influyó para cambiar el comportamiento de este suelo frente al *slaking*.

5.4.3 Efecto del lodo de depuradora sobre la desagregación mecánica en la prueba de agitación húmeda

De la distribución resultante (figura 5.2b) se deduce que, luego de la aplicación de esta prueba, el tamaño de agregados dominante fue el > 2 mm. Tampoco se observan diferencias significativas entre los tratamientos control y cualquiera de los tres tipos de lodo. La misma situación se presentó para los agregados entre $2 - 0.2$ mm. En contraste, el tratamiento control tuvo un

porcentaje de agregados de 0.2 – 0.05 mm significativamente mayor que los tratamientos con lodo de secado térmico y fresco, y el tratamiento con lodo compostado fue similar al control. Respecto al contenido de agregados < 0.05 mm, todos los tratamientos tenían un contenido similar.

Todos los resultados previos quedan bien reflejados en los valores medios de DMP (figura 5.2b), que muestran una diferencia significativa entre el tratamiento control y todos los tratamientos con lodo. La cohesión del suelo húmedo mejoró con la presencia de lodo, independientemente del *slaking*.

5.4.4 Efecto del lodo de depuradora en la desagregación por microfisuramiento.

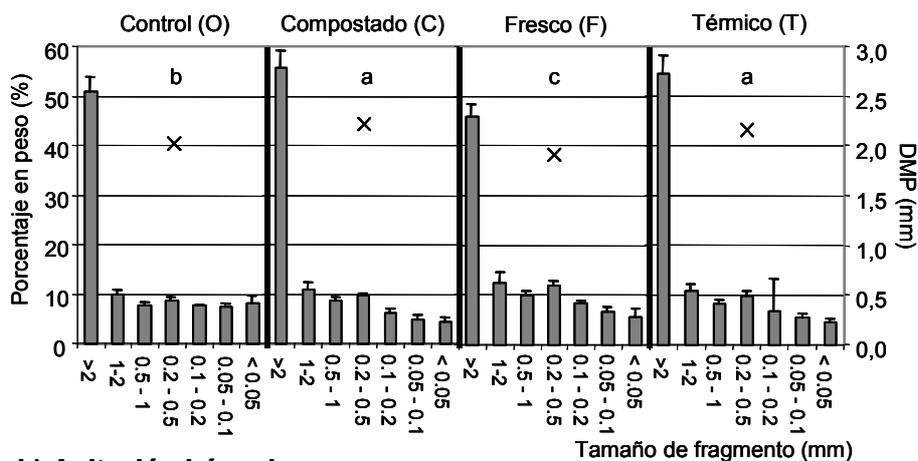
Los histogramas para esta prueba (figura 5.2c) muestran un porcentaje de agregados > 2 mm como fragmentos dominantes, aunque el correspondiente al control fue el menor. En cuanto a la proporción de agregados 2 – 0.2 mm, el tratamiento control presentó un porcentaje mayor que los tratamientos con lodo compostado y de secado térmico. En este caso, el porcentaje de agregados de tamaño 2 – 0.2 mm del tratamiento con lodo fresco fue similar al presentado en el control. En la clase de agregados entre 0.2 – 0.05 mm, el control presentó un porcentaje mayor que los demás tratamientos con lodo. La fracción < 0.05 mm se comportó de igual manera que la clase 0.2 – 0.05 mm.

En resumen, el control tuvo un valor menor de DMP que todos los tratamientos, mientras que el comportamiento del lodo compostado fue similar al del lodo fresco y de secado térmico. La desagregación por medio del microfisuramiento se redujo por el uso de los tres tipos de lodo.

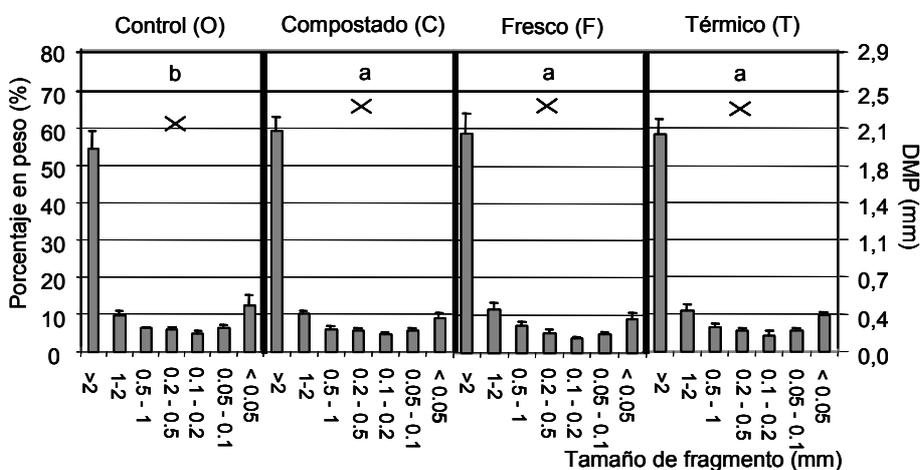
5.4.5 Contenidos de carbono orgánico y de nitrógeno en el suelo según el tipo de lodo empleado

Transcurridos dos años de la aplicación en superficie de la enmienda con lodos de depuradora, los contenidos de C y N en el suelo decrecieron significativamente (Tarrasón, 2004). Sin embargo, los tratamientos con lodo todavía mantuvieron un contenido de carbono orgánico y nitrógeno mayor que el control como se puede observar en las figura 5.3a y 5.3b.

a) Humedecimiento rápido



b) Agitación húmeda



c) Humedecimiento lento

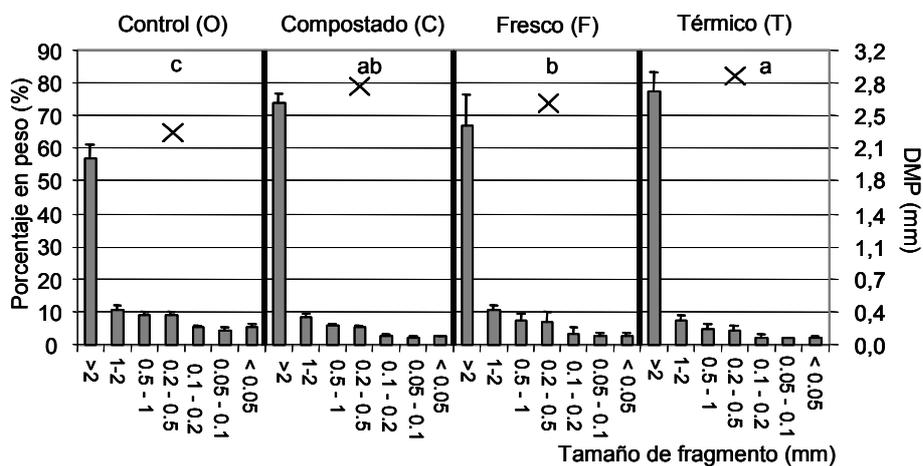


Figura 5.2. Diámetro medio ponderado (DMP) en mm de los tratamientos con lodos y distribución de los agregados resultantes, en las tres pruebas de estabilidad de agregados diferenciados según clases granulométricas. Los tratamientos con diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$). La suma de todos los porcentajes correspondientes a cada fracción equivale a un 100% en peso.

5.4.6 Relaciones entre DMP y los contenidos de C y N del suelo

Los contenidos totales de carbono orgánico y de nitrógeno presentan correlaciones significativas con el DMP para cada uno de los mecanismos de rotura de agregados (figuras 5.4 y 5.5). Los resultados de la regresión entre DMP y carbono total (figura 5.4d) mostraron también una correlación significativa y positiva ($p < 0.05$; $r^2 = 0.56$), reflejando que el DMP fue mayor cuando el carbono orgánico del suelo aumentó. Una tendencia similar significativa ($P < 0.05$, con un $r^2 = 0.48$) se observó con los contenidos de nitrógeno total (figura 5.5d). Es decir, el tamaño de los agregados está relacionado con su contenido de materia orgánica.

Cuando se compara cada una de las pruebas de estabilidad con los respectivos contenidos de carbono orgánico y nitrógeno total (figuras 5.4 y 5.5, a, b y c), tanto la prueba de agitación húmeda como la de humedecimiento lento muestran un comportamiento semejante a la tendencia anteriormente explicada (figuras 5.4d y 5.5d). Sin embargo, la prueba de humedecimiento rápido no presenta una buena correlación con los contenidos de carbono orgánico o nitrógeno total.

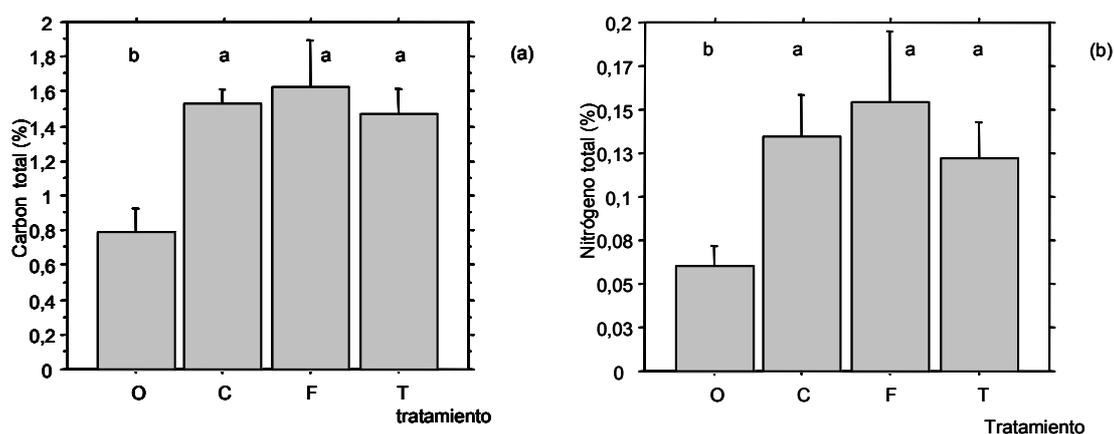


Figura 5.3. Valores medios de carbono orgánico y de nitrógeno total en el suelo (0-20 cm) tratado con diferentes tipos de lodos (O: control; C: lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico), con sus correspondientes barras de error estándar, transcurridos dos años de la aplicación en superficie de los lodos. Los tratamientos con diferentes letras indican diferencias significativas a $p > 0.05$.

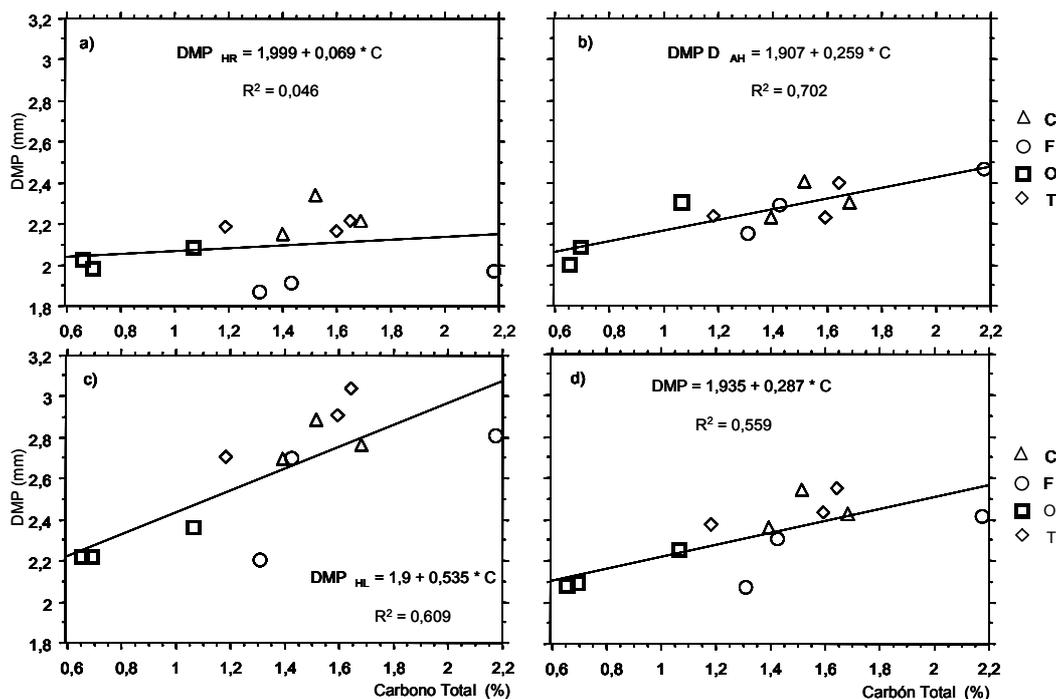


Figura 5.4. Relación entre el contenido de carbono orgánico y el tamaño de los agregados (DMP) en un suelo de textura franca tratado con tres tipos de lodos (O: control; C: lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico). a) Humedecimiento rápido: HR; b) Agitación húmeda: AH; c) Humedecimiento lento: HL; d) Media de las tres pruebas.

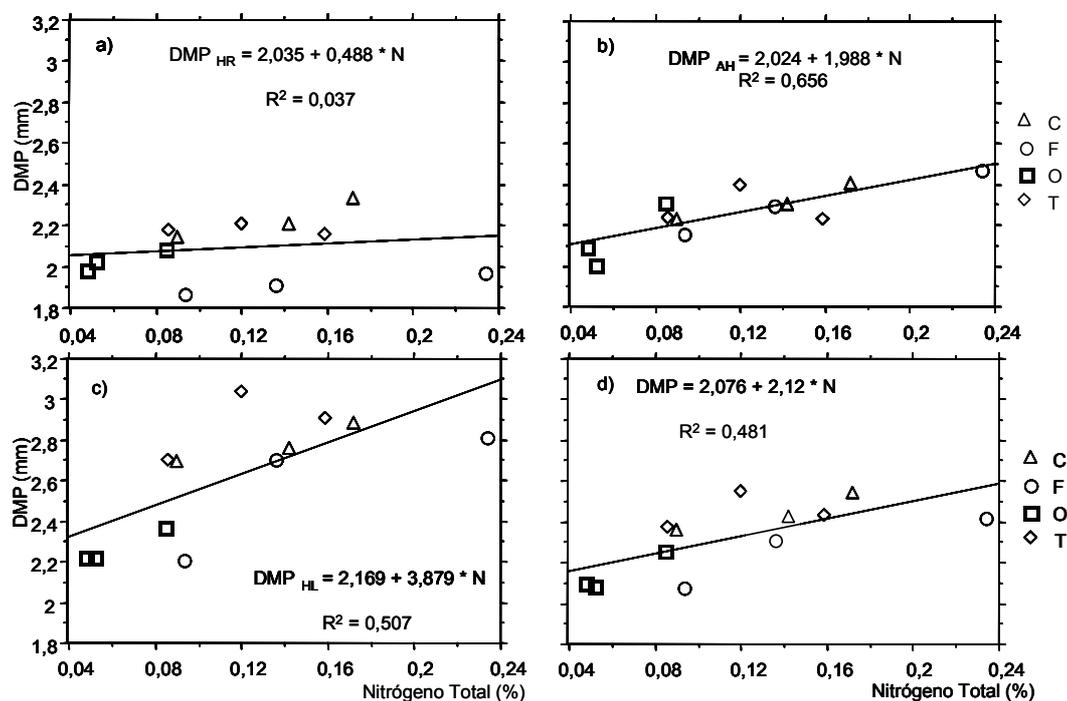


Figura 5.5. Relación entre el contenido de nitrógeno total y el tamaño medio de los agregados (DMP) de un suelo franco tratado con tres tipos de lodos (O: control; C: lodo compostado; F: lodo fresco; T: lodo de secado térmico). a) Humedecimiento rápido: HR; b) Agitación húmeda: AH; c) Humedecimiento lento: HL; d) Media de las tres pruebas.

5.5 Discusión

Dos años después a la aplicación en superficie de lodo de depuradora en este suelo de textura franca, se detectan aún algunos efectos sobre la estabilidad de los agregados. La persistencia de la materia orgánica en este suelo y la buena estabilidad de los agregados formados se deben posiblemente a la composición caliza del suelo. La buena estabilidad de los agregados se reflejó en la presencia mayoritaria de agregados > 2 mm resistentes en las tres pruebas de estabilidad. Según el método Le Bissonnais (1996), los agregados resultantes de las diferentes pruebas de estabilidad con valores de DMP > 2 mm corresponden a suelos muy estables, sin peligro de encostramiento superficial. Según Oades (1988), el calcio construye agrupaciones de células y desechos de células con arcillas para formar agregados los cuales son física, química y biológicamente estables. El carbonato de calcio puede ayudar a prevenir la dispersión de arcillas al mantener una concentración alta de iones Ca^{2+} en la solución del suelo y, posiblemente también, al neutralizar los ácidos orgánicos policarboxílicos producidos en los suelos, así como al generar un efecto “*crosslinking*” entre polímeros orgánicos (Emerson, 1990).

La hipótesis general es que la materia orgánica, en este caso proveniente de los tres tipos de lodos, redujo los procesos de desagregación correspondientes al *slaking*, desagregación mecánica y microdesagregación de los agregados por medio de dos acciones principales. La primera, haciéndolos más resistentes al aumentar la cohesión interna de los agregados a través del ligamiento de partículas minerales, por medio de polímeros orgánicos o a través de la envoltura física de las partículas por medio de las raíces o los hongos (Tisdall y Oades, 1982; Dorioz et al., 1993; Chenu et al., 1994; Chenu et al., 2000). La segunda acción tiene que ver con las propiedades hídricas, por un decrecimiento en las tasas de humedecimiento de los agregados, lo que reduciría el *slaking* (Sullivan, 1990) y el microagrietamiento. Chenu et al. (2000) indican que cuando el contenido de carbono orgánico incrementa, el ángulo de contacto en la humectación aumenta también.

La primera acción puede justificarse por medio de la influencia benéfica, aceptada generalmente, que ejerce la materia orgánica sobre la estabilidad estructural del suelo, aunque algunos autores discuten el mecanismo de acción concreto (Amézqueta, 1999). La estabilidad de los agregados se considera que está, generalmente, bien correlacionada con el contenido de materia orgánica del suelo (Tisdall y Oades, 1982; Haynes y Swift, 1990) y, adicionalmente, el contenido de materia orgánica y la actividad biológica están íntimamente ligados con la agregación del suelo y con su condición estructural (Haynes y Naidu, 1998). Sort y Alcañiz (1999a) hallaron que, dos años después de la aplicación de lodo fresco (adicionados en superficie y luego labrado para mejorar su incorporación al suelo), la estabilidad de agregados medida por el índice de Kemper y Rossenau (1986), se mantenía mayor que en el suelo control sin lodo. Éstos resultados están de acuerdo con los nuestros, aunque el método de medición de estabilidad de agregados no fue el mismo.

La segunda acción podría evidenciarse en algunos efectos hidrofóbicos constatados en este suelo. Ojeda et al. (2003) observaron que durante el primer año después de la adición de los tres tipos de lodos, el lodo compostado presentó valores de escorrentía levemente mayores que el tratamiento control, aunque no de forma significativa. Así mismo, en un trabajo complementario de la misma serie de experimentos, realizado en el laboratorio, se obtuvieron evidencias de hidrofobicidad (datos capítulo 4). Según este estudio, dos años después de la aplicación superficial de los lodos, el valor de la dimensión fractal superficial de este suelo para la curva de humedecimiento aumentó significativamente, lo que indicaría un aumento en la rugosidad superficial asociado a una modificación del ángulo de contacto. Cualquier aumento en la rugosidad superficial necesariamente decrece el flujo de agua. El agua fluye más rápido en poros grandes que en poros pequeños (Gäth y Frede, 1995), y de esta manera un freno en la infiltración produce una disminución en la tasa de humedecimiento puede ser interpretado como un incremento efectivo en la hidrofobicidad o reducción en la tasa de humedecimiento. Este incremento en la rugosidad superficial podría deberse a materia orgánica persistente proveniente de los lodos ocluida en los poros del suelo, o a una mayor presencia de microorganismos en las paredes de los poros, motivada por la

materia orgánica aún presente en ellos. Kumar *et al.* (1985) indica que, después de 308 días de incubación con lodo en un suelo, el ángulo de contacto era aún mayor comparado con el control no enmendado. Agassi *et al.* (1998) expone que los efectos hidrofóbicos de enmiendas orgánicas secas, incluyendo lodo seco, podrían persistir por largo tiempo.

El método de medida de la estabilidad de los agregados de Le Bissonnais usa peds (terrones) de 3 – 5 mm, macroagregados de hecho, lo que significa que los resultados obtenidos tienen una relación directa con el proceso de protección física y de estabilización química del carbono orgánico. La rotura de estos peds, sometidos a fuerzas de desintegración diseñadas para simular fenómenos que ocurren en el campo, produce una distribución característica del proceso implicado en cada tipo de prueba de estabilidad (Kemper y Rosenau, 1986). A pesar de que muchos estudios avanzados sobre agregación no emplean peds inalterados o situados dentro de un perfil intacto de suelo (Young *et al.*, 2001), el método de estabilidad estructural utilizado proporciona una buena referencia para el estudio del comportamiento del suelo en condiciones controladas, permitiendo la comparación entre tipos de suelos o un estudio del efecto de propiedades específicas (Le Bissonnais, 1996), siendo capaz de describir, en nuestro caso, las diferencias de agregación producidas por la adición de lodo de depuradora.

La estabilidad de los agregados que se evalúa en el ensayo de Le Bissonnais, depende del grado de integración y evolución del lodo aplicado en la matriz mineral del suelo. Sort y Alcañiz (2001) indican que poco tiempo después de la aplicación (tres meses después) el lodo fresco fue determinante en la formación de macroagregados más que de microagregados pero, transcurrido un año, la cantidad residual de lodo detectada decreció excepto en los microagregados. En nuestro experimento, aunque los tres tipos de lodo tienen el mismo origen, los diferentes procesos a los que fueron sometidos para obtener el compost o para su secado térmico condicionaron probablemente la calidad de la materia orgánica y, en consecuencia, su eficacia en la formación de agregados en el suelo receptor. Hallet *et al.* (1999) por su parte, detectaron diferencias en la velocidad de mineralización de N

proveniente de lodo de depuradora como consecuencia de su manipulación previa antes de su aplicación al suelo.

Tal como lo describieron Le Bissonnais y Arrouays (1997), quienes evaluaron el método de estabilidad de Le Bissonnais en 10 suelos distintos en la zona atlántica del Pirineo francés, observaron que, efectivamente, en las pruebas de humedecimiento lento y agitación húmeda, a mayor contenido de carbono orgánico o nitrógeno mayor es el DMP o la estabilidad de los agregados. Sin embargo, esta relación no se cumple para la prueba de humedecimiento rápido en nuestro estudio (ver figura 5.4a).

En general, la discusión principal acerca de los agregados que estallan cuando se humedecen rápidamente y no lo hacen cuando se humedecen lentamente se centra alrededor de: (i) la producción y mantenimiento de formas hidrofóbicas de materia orgánica en el interior de los agregados que reducen las tasas de humedecimiento de los agregados (Sullivan, 1990) y (ii) el contenido de humedad inicial y la velocidad de saturación de los agregados del suelo (Gäth y Frede, 1995). En la naturaleza, un aumento de la encapsulación del aire en el interior de los agregados vírgenes durante la absorción de agua podría deberse a que los materiales orgánicos del suelo están a menudo distribuidos no uniformemente en una escala microscópica (varios autores citados por Sullivan, 1990) Por lo tanto el colapso de los agregados tampoco será uniforme dentro del cuerpo del agregado, en donde habrá unas regiones más débiles que otras. Debido a esto, es posible que el DMP de los agregados producidos por la prueba de humedecimiento rápido no se correspondan con los contenidos de C orgánico y N, ya que los valores de estos últimos no reflejan esa variabilidad de la distribución de la materia orgánica y/o actividad biológica dentro y fuera del agregado. Es necesario tener en cuenta que las correlaciones entre tamaño de los agregados y materia orgánica son debidas a una o más de las siguientes razones: (i) solo parte de la materia orgánica es responsable de la agregación estable al agua, (ii) hay un contenido de carbono orgánico máximo por encima del cual no hay ya más aumento en la agregación estable al agua, (iii) los materiales orgánicos particulados no son los principales agentes de ligamiento, y (iv) es la disposición antes que el tipo o cantidad de

materia orgánica lo que es importante (Tisdall y Oades, 1982; Amézqueta, 1999).

Dos años después de la aplicación del lodo fresco al suelo, es posible que sus diferencias de tamaño de partícula y su distribución sobre la superficie del suelo sean las causas de las diferencias observadas en la agregación de los suelos tratados con cada tipo de lodo. La consistencia pastosa del lodo fresco hace que no se distribuya bien sobre el suelo, quedando en forma de pegotes o “manchas” aisladas y es posible que su tasa de incorporación y/o recubrimiento en los agregados no sea suficiente para reducir el *slaking*, de ahí que con el tiempo solo logre ser detectado en microagregados (< 0.250 mm) (Sort y Alcañiz, 2001).

Los lodos compostados y de secado térmico se distribuyeron mucho mejor sobre la superficie del suelo. Resultados anteriores presentan que el tratamiento con lodo compostado presentó el valor mayor de dimensión fractal superficial, indicativo de la rugosidad superficial de poro, respecto a los demás tratamientos (capítulo 4) y que el lodo de secado térmico fue el que más rápido se mineralizó en el campo (Tarrasón, 2004). Es decir, es posible que en el tratamiento con lodo compostado el mecanismo dominante de estabilización de agregados sea la inducción de hidrofobicidad, mientras que en el tratamiento con lodo térmico el mecanismo dominante sea el de la envoltura física de agregados por hongos y raíces de plantas. Estos dos tipos de envoltura física también producen un cierto efecto hidrofóbico, tal como fue descrito por Hallet y Young (1999), Czarnes *et al.* (2000) y Smits *et al.* (2003).

Finalmente, la desagregación mecánica del suelo de margas debida al *splash* habría sido reducida por la enmienda con los tres tipos de lodos de depuradora utilizados. En este caso, la rotura de agregados es causada por el impacto de las gotas de lluvia sobre ellos. La posibilidad de que resistan o no los impactos depende tanto de la distribución de la materia orgánica en el agregado, como de la localización de las uniones hechas por raíces y hongos presentes, dentro y alrededor del agregado, además del efecto producido por el contenido de humedad inicial de los agregados. En general, la menor

desagregación mecánica de los suelos tratados por lodos se explica por una mejor protección de los agregados debida a una combinación de las dos acciones de agregación, ya comentadas, que persisten a pesar del tiempo transcurrido en comparación a los suelos no enmendados con lodos.

5.6 Conclusiones

Los lodos de secado térmico, compostado y fresco mejoraron la estabilidad de los agregados del suelo de margas. Dos años después de la aplicación superficial de los lodos, sus efectos sobre la estabilidad de los agregados aún son detectables. Dependiendo de las condiciones de lluvia y de humedad en la superficie del suelo, cada tipo de lodo podría tener un efecto diferente. Solo los tratamientos con lodo compostado y térmico redujeron la desagregación mecánica por medio del *slaking*. Por el contrario, todos los tipos de lodo amortiguaron la desagregación mecánica y disminuyeron la expansión diferencial.

Los resultados indican también una menor influencia sobre la estabilidad estructural del suelo por parte del lodo de fresco, comparada con la de los lodos compostados o de secado térmico, posiblemente debida a su menor incorporación al suelo cuando se aplican en superficie.

5.7 Referencias

Agassi M, Kirsten WFA, Loock AH & Fine P. 1998. Percolation and leachate composition in a disturbed soil layer mulched with sewage biosolids. *Soil and Tillage Research* 45: 359 – 372.

Aggelides SM & Londra PA. 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a Loamy and a clay soil. *Bioresource Technology* 71: 253 – 259.

Albiach R, Canet R, Pomares F & Ingelmo F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77: 109 – 114.

Amézketa E. 1999. Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14 (2/3): 83 –151.

Angers DA, Samson N & Légère A. 1993b. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Canadian Journal of Soil Science* 73: 51 – 59.

Bird SB, Herrick JE, Wander MM & Wright SF. 2002. Spatial heterogeneity of aggregate stability and soil carbon in semi-arid rangeland. *Environmental Pollution* 116: 445 – 455.

Chenu C, Le Bissonnais Y & Arrouays D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1479 – 1486.

Czarnes S, Hallett PD, Bengough AG & Young IM. 2000. Root and microbial-derived mucilages affect soil structure and water transport. *European Journal of Soil Science* 51: 435-443.

Degens BP. 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanism and the factors affecting these: a review. *Aust. J. Soil Res.* 35: 431 – 459.

Dorioz JM, Robert M & Chenu C. 1993. The role of roots, fungi and bacteria, on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma* 56: 179 – 194.

Emerson WW. 1990. *Soil aggregates: formation and stability*. New York, Plenum press.

Eviner VT & Chapin FS. 2002. The influence of plant species, fertilization and elevated CO₂ on soil aggregate stability. *Plant and Soil* 246: 211 – 219.

Gäth S, Frede HG. 1995. Advances in Soil Science, Mechanisms of air slaking. In: *Soil structure – its development and function*. CRC Press, p 159 – 174.

Guisquiani PL, Pagliai M, Gigliotti G, Businelli D & Benetti A. 1995. Urban waste compost: Effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24: 175 – 182.

Hallet R, Bowden W & Smith C. 1999. Nitrogen dynamics in forest soils after municipal sludge additions. *Water, Air, and Soil Pollution* 112: 259 – 278.

Hallett P & Young IM. 1999. Changes to water repellence of soil aggregates caused by substrate-induced microbial activity. *European Journal of Soil Science* 50: 35-40.

Haynes RJ & Naidu R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 123 – 137.

Haynes RJ, Swift RS. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *Journal of Soil Science* 41: 73 – 83.

Hénin S, Monnier G & Combeau A. 1958. Méthode pour l'étude de l' stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques* 9: 73 – 92.

Kemper WD & Rosenau RC. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods* (2nd ed). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, pp 425 – 442.

Kumar S, Malik RS & Dahiya IS. 1985. Influence of different organic wastes upon water retention, transmission and contact characteristics of a sandy soil. *Aust. J. Soil Res.* 23: 131 – 136.

Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science* 47: 425 – 437.

Le Bissonnais Y & Arrouays D. 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science* 48: 39 – 48.

Loveland P & Webb J. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research* 70: 1 – 18.

Oades JM. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biochemistry* 5: 35 – 70.

Ojeda G, Alcañiz JM & Ortiz O. 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation and Development* 14: 563 – 573.

Ouédraogo E, Mando A & Zombré NP. 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in west Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 259 – 266.

Pagliai M, Guidi G, La Marca M, Giachetti M & Lucamante. 1981. Effects of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation. *J. Environmental Qual.* 10: 556 – 561.

SAS Institute. 1998. *Statview reference's Guide* 2nd Ed. USA.

SAS Institute. 1999. *SAS/STAT User's Guide*. V8. SAS Inst. Cary, NC.

Smits THM, Wick LY, Harms H & Keel C. 2003. Characterization of the surface hydrophobicity of filamentous fungi. *Environmental Microbiology* 5(2): 85-91.

Soil Survey Staff. 1998. *Keys of soil taxonomy*, 8th ed. US Department of Agriculture and Natural Research conservation Services, USA.

Sort X & Alcañiz JM. 1999a. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation and Development* 10: 3 – 12.

Sort X & Alcañiz JM. 2001. Application of X-ray microanalysis to study the distribution of organic waste in soil. *Geoderma* 104: 1 – 15.

Sullivan LA. 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *Journal of Soil Science* 41: 529 – 534.

Tarrason D. 2004. Alternatives de fertilizació per a la reabilitació de sòls degradats. PhD thesis. Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona.

Tisdall JM & Oades JM. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141 – 163.

Young IM, Crawford JW & Rappoldt C. 2001. New methods and models for characterising structural heterogeneity of soil. *Soil & Tillage Research* 61: 33 - 45.

Zhang B & Horn R. 2001. Mechanisms of aggregate stability in ultisols from subtropical China. *Geoderma* 99: 123 – 145.

Capítulo 6

Discusión General

La utilización de lodos de depuradora como enmienda o fertilizante comporta una serie de riesgos ambientales que es necesario evaluar. Esta tesis ha pretendido profundizar tan solo en unos determinados aspectos que de forma resumida se discuten a continuación.

6.1 Escorrentía – pérdida de suelo: su medición

La remoción de partículas desde la masa de suelo es controlada por el balance entre las fuerzas erosivas del flujo de agua superficial y de la lluvia, y por la resistencia a la erosión de la parte superficial de suelo (Cerdan et al., 2002a), dependiendo también de la protección que ejerce la cobertura vegetal (Martinez-Mena *et al.*, 1999). Sin embargo, la heterogeneidad espacial de la erosionabilidad del suelo y la erosividad de la lluvia son consideradas como fuentes de ambigüedad en los estudios de erosión (Seuffert, 1993; Ollesch & Vacca, 2002). Los fenómenos erosivos en suelos de ladera se dan, sobre todo, en eventos puntuales de lluvia de alta intensidad, y la ocurrencia de esta clase de eventos es de difícil predicción, de tal modo que la estimación de la pérdida de suelo es inevitablemente variable y dinámica a causa de que la degradación del suelo puede solo ser juzgada en su contexto espacial, temporal, económico y cultural (Warren, 2002).

En este trabajo la erosión fue estudiada en parcelas abiertas, es decir, sin barreras que las delimiten, por medio de canales Gerlach localizados en la parte más baja de cada parcela. Muchos estudios de erosión limitan sus parcelas con barreras físicas para así dar resultados de pérdida de suelo por unidad de área erosionada. Sin embargo, en condiciones reales no existen parcelas cerradas. El área en la que se basan los resultados de pérdida de suelo en estos estudios es inexacta, pues la lluvia y la pérdida de suelo no ocurren de manera uniforme dentro de una parcela. En un sistema de parcelas cerrado, el sedimento transportado pendiente abajo no es reemplazado por material proveniente de pendiente arriba que se deposita de forma temporal o permanente, y que varía siguiendo una función que depende de la proporción de sedimento generada dentro del área.

Cada canal Gerlach debería poseer un área específica de la cual provienen el agua de escorrentía y los sedimentos que se recogen, sin embargo, tanto el flujo de escorrentía superficial como las tasas de desprendimiento, transporte y depósito final de sedimentos en el Gerlach varían en función del tiempo, a diferentes tasas. Es muy difícil saber o delimitar cual es el área de producción de agua de escorrentía y cual la de sedimentos desprendidos, pues son diferentes e interaccionan entre sí, y en ningún caso son de forma geométrica regular. Por lo tanto la pregunta que se debe formular es: ¿cómo se puede garantizar entonces que los efectos medidos sobre la pérdida de suelo y escorrentía provinieron exclusivamente de la superficie enmendada con lodo? Aunque no se puede garantizar al cien por cien, dado que el tamaño del canal Gerlach fue de 50 cm, el ancho de las parcelas de 5 m, y que visualmente no se detectó ningún flujo concentrado importante en superficie, se puede afirmar que hubo muy altas probabilidades de que, efectivamente, el agua y los sedimentos capturados provinieran del interior de las parcelas experimentales.

Dado que existen muchos más estudios acerca de la erosión del suelo en parcelas cerradas que abiertas, la comparación de los resultados obtenidos con otros trabajos resulta difícil, aunque se ha comprobado que, en la mayoría de los casos, el uso de lodo de depuradora reduce la erosión del suelo. Sin embargo es necesario recalcar que, en estudios de erosión bajo lluvia natural, es difícil comparar los resultados de pérdidas de suelo obtenidas de diferentes lluvias tormentosas debido a (Agassi y Bradford, 1999): (i) la extrema variabilidad entre tormentas, aún en el interior de un sitio específico, y (ii) la falta de métodos rutinarios para medir el rango de tamaños de las gotas de lluvia, la velocidad y ángulo de incidencia de las gotas en el momento del impacto sobre la superficie, por lo que generalmente la pérdida de suelo está relacionada únicamente con la intensidad de lluvia y su duración.

En este trabajo se usó el parámetro R de la Ecuación Universal de la Pérdida de Suelo (EUPS) para intervalos de 30 minutos (Wischmeier y Smith, 1958) bajo la suposición de que en el lapso de 30 minutos representa bien la intensidad de la precipitación. Sin embargo, intervalos más cortos pueden ser

más precisos y tampoco hay un acuerdo general sobre que propiedades de la lluvia son mejores para describir la masa de sedimento desprendido (Salles y Poesen, 2000; Cerdan et al., 2002b), con lo que tampoco hay unanimidad sobre que índice de erodabilidad es más apropiado. Así pues, éste es un problema aún sin resolver.

Considero que, en este caso, la utilización de los Gerlach fue adecuada por ser un método eficaz en la determinación de diferencias en pérdida de suelo y escorrentía superficial entre distintos tratamientos, es decir, parcelas enmendadas o no con lodo de depuradora. La comparación del parámetro R con la evolución de la cobertura vegetal, escorrentía, lluvia, temperatura, N-NH₄ o N-NO₃, fue útil para reflejar la variación de la energía de la lluvia en un año, y para ver que a medida que crece la vegetación, su influencia sobre la erosión del suelo o el transporte superficial de contaminantes se reduce.

Otro de los grandes problemas de interpretación de datos obtenidos en estudios de este tipo se refiere a la escala usada para medir la erosión del suelo. La mayoría de los índices que tratan de explicar la degradación del suelo son calibrados en experimentos realizados en parcelas pequeñas. La escala es crucial ya que la dimensión espacial de la degradación para un agricultor no necesariamente supondrá degradación para la comunidad, ni la degradación de un campo necesariamente representará la degradación de un municipio, aparte de que la validez de la estimación depende únicamente de quien la sufre (Warren, 2002).

Al no poderse superar fácilmente estos inconvenientes que suponen la extrapolación de parcela a territorio amplio, debería estudiarse más a fondo las posibilidades que ofrece el sistema de medida con el canal Gerlach. Por ejemplo, en este trabajo se supuso que los sedimentos capturados en el bidón serían los que preferiblemente se desplazarían a una mayor distancia, transportados en suspensión preferiblemente, mientras que los sedimentos capturados en el propio Gerlach (más gruesos que los atrapados en el bidón) deberían ser transportados preferiblemente por arrastre sobre el suelo. Sin embargo, esta diferenciación no es perfecta ya que dependiendo del caudal de

la escorrentía se produce mayor o menor precipitación de sedimento en el propio canal. También deberían estudiarse los efectos de la longitud y grado de pendiente sobre el tipo de sedimento generado en parcelas abiertas. Quizás el estudio de la llamada “longitud efectiva” en laderas para definir el área efectiva que determina las zonas saturadas de producción de escorrentía, tal como fue analizado por Santosh *et al.* (2003), podría ser útil en la definición del área que contribuye a la escorrentía captada por el canal Gerlach. Un estudio de este tipo podría definir la dimensión y la distancia mínima entre parcelas abiertas en estudios similares. Con toda probabilidad, la generación de escorrentía está principalmente controlada por las propiedades superficiales del suelo antes que por las cantidades absolutas de precipitación, tal como fue observado por Yair y Kossovsky (2002).

6.2 Interacciones suelo - lodo

A primera vista, podría parecer que esparcir una delgada capa de compost o de lodos sobre la superficie del suelo, no tuviera efectos sobre la organización interna del horizonte A del suelo, o que los efectos fueran pasajeros. Sin embargo, se ha observado que una intervención de este tipo, pensada sobre todo para aportar nutrientes para las plantas, tiene también efectos sobre las propiedades físicas de los primeros centímetros de suelo. Los efectos fueron en su mayor parte indirectos, producidos por el sistema radicular de la vegetación y por las poblaciones de microorganismos que se han desarrollado en los suelos de las parcelas tratadas.

Un hecho adicional a tener en cuenta fue que, después de la adición superficial de los diferentes tipos de lodos de depuradora, transcurrió alrededor de un mes antes de que se produjera el primer evento de escorrentía. Según Tarrasón (2004) que estudió las mismas parcelas desde un punto de vista de la biología del suelo, las principales transformaciones de la materia orgánica de los lodos en el suelo se presentaron durante las primeras 8 semanas después de la aplicación de los lodos de depuradora. Es decir, durante este periodo de tiempo en que había elevada disponibilidad de nutrientes, las condiciones de humedad superficial y temperatura permitieron una incorporación de la materia

orgánica fresca (MOF) proveniente de los lodos de depuradora al suelo, con una eficiencia tal que sus efectos sobre las propiedades físicas y químicas pudieron ser observados durante el primer año de experimento, y aún transcurridos dos años.

Respecto a la finalidad de la enmienda de estos suelos con lodos, si bien fue posible el mejoramiento de algunas propiedades relacionadas con la fertilidad del suelo, la transformación que se pretendía hacia un sistema de dehesa, es discutible que suponga pasar de un suelo degradado a uno no degradado. La degradación es, en efecto, un término cuyo significado refleja nuestra percepción, puntos de vista y valor afectivo (Johnson *et al.*, 1997). Para los propietarios de los terrenos, los suelos estaban en un estado de degradación debido a que, desde su punto de vista agrícola, estos terrenos no podían ser utilizados para pastoreo, por ejemplo. El uso de lodo de depuradora favorece el cambio de uso de estos terrenos. Desde el punto ecológico, sí el uso de los lodos reduce la biodiversidad en estos suelos (Moreno-Peñaranda *et al.*, 2004), probablemente no estaríamos mejorando el suelo, sino más bien degradándolo.

También es necesario analizar las repercusiones de la aplicación de las enmiendas en las zonas aledañas. Una modificación de las propiedades hidrológicas del suelo que suponga la presencia de efectos hidrofóbicos en superficie, podría influir en las condiciones medioambientales de los terrenos circundantes al área enmendada, por ejemplo aumentando el volumen de escorrentía natural recibido por estos (Witter *et al.*, 1991 ; Shakesby *et al.*, 2000). No obstante, respecto a la hidrofobicidad que se atribuye a determinados tipos de enmiendas orgánicas, existen tres problemas principales a nuestro entendimiento (Shakesby *et al.*, 2000). Primero, la influencia directa de la hidrofobicidad sobre la erosión del suelo puede existir, pero rara vez se puede aislar exitosamente de otros factores y ser cuantificada. Segundo, se cuestiona en algunos artículos que las mediciones a escala local de la hidrofobicidad sean importantes en la explicación de pérdidas de suelo a escala de cuencas enteras (las cuales contienen áreas hidrofóbicas junto con grietas o macro poros que interceptan el flujo superficial). Tercero, la hidrofobicidad es

usualmente transitoria, desapareciendo durante periodos húmedos prolongados, por lo que la duración y extensión de estos efectos sobre la generación de escorrentía es poco conocida. Si además hay que tener en cuenta que el lodo de depuradora se degrada a diferentes tasas, dependiendo de su procesamiento previo a la aplicación, se hace aún más difícil la cuantificación exacta de la posible hidrofobia inducida por los lodos, y más aún, la posible extrapolación de resultados a áreas aún más grandes.

6.3 Cobertura vegetal

Algunas de las funciones más importantes de las plantas son su habilidad para sondear el suelo en busca de nutrientes, acumularlos en su biomasa, y posteriormente transferirlos a la materia orgánica del suelo, desde donde pueden ser otra disponibles a otras plantas gracias a la descomposición de la materia orgánica (Bradshaw, 2000). El uso de lodo de depuradora aumentó el porcentaje de cobertura vegetal en las parcelas tratadas. Al comparar los dos tipos de suelos explorados, se deduce que la transformación en dehesa, es más fácil en el suelo de margas, que es comparativamente más fértil que el suelo arenoso, pues los materiales de “arranque” ejercen un profundo efecto en el establecimiento de las plantas y su crecimiento (Bradshaw, 2000). Sin embargo, en ningún caso se habrían logrado los resultados obtenidos sin la ayuda de la materia orgánica proveniente del lodo. La enmienda con lodo permitió un mejor establecimiento de la vegetación en cada suelo. El cambio en las propiedades físicas superficiales promovido por los lodos, ocurrió en un momento clave para el establecimiento de la vegetación, pues tanto la disponibilidad de nutrientes como la estructura del suelo ayudaron a un mejor desarrollo de las plantas. Es previsible que la liberación mejorada de nutrientes en el suelo fertilizado antecediera a cambios en la densidad aparente y retención de humedad. Bossuyt *et al.* (2001) reportaron un aumento en la actividad microbiana antes del aumento en la estabilidad estructural del suelo. El cambio en la relación de agua-aire en los poros del suelo pudo mejorar las condiciones para la actividad microbiana y la absorción de agua y nutrientes, en los momentos de mayor actividad biológica en el suelo.

En un cambio de uso de suelo de este tipo (transformación en dehesa), sin aplicar enmienda o fertilizantes podrían presentarse varios problemas propios de la sucesión natural como, invasión de malezas, dificultades por competición entre las plantas a implantar y las semillas de otras especies ya presentes, disponibilidad de agua y nutrientes, naturaleza de la superficie del sitio a restaurar, etc.

En ambos tipos de suelo, la vegetación que se estableció, ayudó a estabilizar el suelo protegiéndolo de la erosión, reduciendo su escorrentía y capturando las nuevas partículas finas producidas por los procesos erosivos. De esta manera, el suelo mejora su potencial para soportar el desarrollo vegetal con el tiempo (Bradshaw, 2000). Es este último efecto el que hace que después de 2 años de la enmienda con lodo, tanto la retención de humedad como la estabilidad de los agregados en las parcelas enmendadas, sean más elevadas que las presentadas en los tratamientos sin enmienda. Si bien la mineralización rápida de los diferentes tipos de lodo de depuradora podría hacer poco probable que sus efectos iniciales sobre la estructura del suelo perdurasen en el tiempo, es la nueva y mayor cantidad materia orgánica proveniente de la vegetación la que hace posible que los efectos de la enmienda se mantengan en el tiempo. De todos modos, incluso transcurridos dos años podría quedar algún resto de lodo protegido en microagregados del suelo, por lo que es difícil separar los efectos directos del lodo y indirectos de la vegetación sobre la estructura del suelo.

Las propiedades físicas y químicas del suelo cambian durante el curso de la sucesión y los efectos de las plantas sobre estos cambios predominan, particularmente durante la sucesión primaria (van Bremen & Finzi, 1998). Un cambio en el uso del suelo, también es una forma de sucesión secundaria y los cambios que provoque en el suelo deberían ser observados con mucha atención.

Grumbine (1994) afirmó que el concepto *manejo de ecosistemas* incluye la integración de la economía humana y los principios ecológicos, y si se quiere que este manejo sea sostenible debe asegurarse una estabilidad económica a

largo término (Brussard *et al.*, 1998). El cambio promovido hacia el sistema de dehesa, implica una considerable perturbación de la evolución natural del ecosistema de la zona. Los sistemas perturbados incluyen ecosistemas naturales o seminaturales que han sido modificados suficientemente por la actividad humana, de tal forma que han perdido toda o parte de su integridad original (Brussard *et al.*, 1998). De un lado, el ecosistema de dehesa podría ser viable sí, como hemos visto, es capaz de reducir la erosión del suelo, con una eficiencia razonable. Sin embargo, sí las emisiones de N mineral en la escorrentía o drenaje degradan áreas más allá de sus bordes, o un pastoreo excesivo hace que el ecosistema pierda su resiliencia, este tipo de rehabilitación del suelo ya no será sostenible.

Según Vallejo *et al.* (2005) la dehesa, sistema explotado desde hace más de cinco siglos en la cuenca mediterránea, es un sistema silvopastoril o agrosilvopastoril, que hace uso múltiple de los árboles (sombra, frutos, corteza, leña, etc.) y del estrato herbáceo. El pastoreo es una actividad importante en este sistema. Tiene la virtud de imitar ciertos ecosistemas mediterráneos naturales, siendo una alternativa atractiva desde el punto de vista económico y ecológico. Sin embargo, la intensificación de su uso podría tender a deteriorar la resiliencia y productividad del sistema. Por último, se espera que la aportación inicial única de materia orgánica y nutrientes proveniente de los lodos, sea suficiente para el establecimiento de este tipo de sistemas, sin que sea necesaria una segunda adición de lodos.

Dado el papel preponderante de la vegetación en la reducción de la pérdida de suelo y escorrentía, y la consecuente reducción en la emisión de contaminantes transportados superficialmente, podría ser de interés un estudio sobre el balance entre dosis de enmienda y efectos ambientales, tratando de hallar la dosis mínima de lodo que proporcione un buen crecimiento en cobertura vegetal tal, que reduzca rápidamente la escorrentía y sea estable en el tiempo.

6.4 El nitrógeno mineral en la escorrentía

El periodo inmediato después de la aplicación de abonos orgánicos, particularmente cuando ocurren eventos lluviosos intensos, representa una situación de alto riesgo (Smith *et al.*, 2001) para las pérdidas de nitrógeno. Y es que la hidrología del suelo controla la dinámica del nitrógeno de tal forma que, como lo afirmara Pastor *et al.*(1984), el ciclo de nitrógeno necesita ser explicado a través del balance de agua.

El balance de humedad del suelo, el cual por sí mismo es el resultado de la acción conjunta de clima y vegetación, controla los ciclos de carbono y de nitrógeno, directa e indirectamente. De forma directa, por medio de su impacto en algunas de las fases más importantes de estos ciclos, tales como la descomposición, lavado, y absorción vegetal; indirectamente, a través de su influencia en el desarrollo vegetal, debido a que la humedad del suelo afecta la cantidad y composición de los residuos vegetales (Porporato *et al.*, 2003). Según Ladd *et al.* (1993), el flujo de masa que transporta sustrato, a diferentes sitios porosos y a diferentes potenciales mátricos en los suelos, influye en la difusión del sustrato.

Algunos aspectos son decisivos en la disponibilidad de $N-NH_4$ y $N-NO_3$ en la escorrentía: la mineralización de la materia orgánica, el decaimiento del N mineral a través del tiempo, la interacción entre agregados transportados y el agua de escorrentía, y los procesos de protección de materia orgánica por parte de los agregados. La relación suelo-microorganismos-planta, la cual influye en todos estos aspectos, es muy compleja por la presencia de diferentes procesos que interactúan retroalimentándose de forma no lineal. Es por eso que en el capítulo 3 hemos tratado de involucrar escorrentía, nitrógeno y vegetación, para dar una idea del conjunto. De tal forma que, los efectos producidos por el lodo de depuradora sobre la escorrentía son el resultado de estas interacciones.

En este estudio, la hidrología del suelo condiciona la difusión del nitrógeno inorgánico disuelto por medio de la escorrentía superficial, y esta a su

vez es regulada por la vegetación. Nuevamente, un estudio como el recomendado anteriormente, sobre dosis mínimas de lodo y máxima cobertura vegetal, sería necesario para minimizar los riesgos de emisión de contaminantes, a través de la escorrentía. Queda pendiente el estudio de las aguas de escorrentía en el suelo arenoso.

6.5 Los fractales, como medio de descripción del suelo

Las predicciones sobre los procesos de flujo y transporte a escala de campo son necesarias en un rango de aplicaciones que van desde la ingeniería de petróleos hasta la estimación de contaminación en las aguas subterráneas. Varios modelos empíricos de retención de humedad del suelo, $\psi(\theta)$, han sido propuestos desde hace (Brooks & Corey, 1964; Campbell, 1974; van Genuchten, 1980; Ross *et al.*, 1991). El principal problema con las formulaciones empíricas es su poca contribución al entendimiento de los fenómenos suelo-agua, lo cual limita las posibilidades de la extrapolación de los resultados a datos provenientes de otros tipos de suelos usados para ajustar el modelo (Giménez *et al.*, 1997).

Dos de los tres tipos de modelos teóricos presentados por Giménez *et al.* (1997) para $\psi(\theta)$, han sido propuestos basándose en una organización fractal de la estructura del suelo. El primero define una masa fractal (tapete de Sierpinski o esponja de Menger) en la cual las dimensiones fractales de masa, superficie de poro y volumen de poro tienen el mismo valor (Rieu & Sposito, 1991a; Perfect *et al.*, 1996). El segundo está basado en una superficie fractal en la cual el agua es retenida en cavidades e irregularidades, conectada a través de películas delgadas (de Genes 1985; Pape *et al.*, 1987; Toledo *et al.*, 1990). A altos contenidos de humedad, una superficie fractal da lugar también a una distribución de ley potencial de tamaños de poro (Friesen & Mikula, 1987).

Con estos dos precedentes se modeló la curva de retención de humedad utilizada en el capítulo 4. Este uso conjunto de los dos modelos es la parte innovadora que se aporta en esta tesis, pues otros modelos no contemplan

ambos tipos de estado. Otro aspecto destacado en este estudio es que se ha planteado la posibilidad de usar un modelo fractal mixto cuyos componentes, si bien tienen una distribución fractal en la escala estudiada, pueden ser explicados por medio de propiedades concretas del suelo (densidad aparente, densidad real, porosidad característica de un sólido, forma de la superficie porosa, etc.).

La curva de retención característica del agua del suelo se acostumbra a determinar para contenidos altos de humedad, básicamente por el interés de conocer el agua disponible para las plantas en términos de producción agrícola. Este se considera, por convención, entre 0.033 y 1.5 Mpa (capacidad de campo y punto de marchites permanente). Sin embargo, basta con dejar secar al aire libre una muestra de suelo durante unos minutos para que ésta alcance potenciales hídricos mayores -40 Mpa. Dado que el suelo está casi siempre en una condición no saturada, y que los momentos de saturación se limitan a momentos puntuales (bajo lluvia y/o niveles freáticos cerca de la superficie), consideramos de mucho interés el análisis de la retención de humedad del suelo en un amplio espectro de contenidos de humedad.

Como especificamos en su momento, al analizar el suelo en un rango amplio de contenidos de humedad, encontramos que sufre procesos de desagregación durante el humedecimiento, como se observó en el capítulo 5, de tal manera que, por ejemplo, el valor de densidad aparente varía en los procesos de humedecimiento y secado. Sería de nuestro interés en un futuro estudiar el valor A_1 de la ecuación (9). Dado que como puede verse en la curva este representa un valor constante, la variación en la densidad aparente debido a los procesos de desagregación debería ser compensada con la variación del valor de potencial de entrada de aire. Así mismo, otro valor interesante a explorar sería el contenido gravimétrico de humedad en condiciones de alto potencial en el suelo (W_h). Es posible que, a esta escala, la actividad biológica del suelo juegue un papel importante en la magnitud de este valor. Dado que también el valor A_2 es constante a lo largo de la curva, cualquier variación presentada en el contenido gravimétrico de humedad en condiciones de alta tensión debería ser compensada con la variación de su valor de tensión

correspondiente, es decir, el valor ψ_c que separa la región dominada por poros saturados y la región dominada por poros parcialmente llenos.

Los tipos de lodo ensayados influyeron de manera diferente en los parámetros estudiados. El lodo compostado parece modificar de manera más perdurable la estructura del suelo. Su valor de dimensión fractal superficial (D_s) en la curva de humedecimiento del suelo, fue superior al presentado en los demás tratamientos en ambos tipos de suelo. Esto podría estar de acuerdo con los posibles efectos hidrofóbicos de este lodo sobre el suelo. Los efectos del lodo térmico parecen ser más visibles en la parte de la curva que describe el régimen de bajo contenido hídrico. Transcurridos dos años no es de extrañar que los efectos de este tipo de lodo no se noten a escala de flujo capilar. Finalmente, el lodo fresco al parecer afecta más a la estructura del suelo que a su rugosidad superficial, quizás debido a una menor capacidad de dispersión en el suelo. En todo caso, si bien es una limitación que solo se hayan explorado muestras de un gramo de suelo, el hecho de que aún así se vean diferencias significativas entre tratamientos, indica que el efecto del lodo sobre el suelo es bastante intenso, de tal manera que es posible detectarlo en muestras pequeñas de suelo a pesar del tiempo transcurrido.

6.6 El método Le Bissonnais de estabilidad estructural

Una de las razones por las cuales se escogió el método Le Bissonnais, fue el hecho de que evalúa tres tipos de rotura de agregados, y no una, como la mayoría de los métodos. Otro motivo fue por que ya ha sido probado con éxito en otros experimentos. Como sucede muchas veces en investigación de suelos, no hay unanimidad en que método es el mejor para medir la estabilidad de los agregados, pero consideramos que es un método completo, que tiene en cuenta el contenido de humedad para diferenciar tipos de agregación y, sobretodo, que es fácilmente reproducible en cualquier laboratorio. Un punto adicional para la utilización de este método fue que Le Bissonnais logró hacer una tabla de clasificación de estabildades, en la cual, dependiendo del valor obtenido de diámetro medio ponderado de los agregados, se puede clasificar en suelo según su susceptibilidad a la erosión y al encostramiento, algo difícil

de encontrar con otros índices de estabilidad de agregados. La razón principal por la que no se hizo uso de este método desde el comienzo del experimento fue que fue aprendido y puesto a punto el otoño de 2003 por lo que no se pudo aplicar con efectos retroactivos.

6.7 Perspectivas futuras

En los capítulos 1, 2 y 3 de este trabajo se exploraron los posibles efectos del lodo de depuradora sobre pérdida de suelo, volumen y composición de la escorrentía, mientras que en los capítulos 4 y 5 se intentó averiguar el porqué de los cambios observados en los anteriores capítulos. Dado que, dos años después de la aplicación de los lodos, los métodos para medir estabilidad estructural e histéresis de las curvas de retención de humedad del suelo aún lograron establecer diferencias significativas causadas por la enmienda del suelo, en un futuro estudio sería interesante investigar si es posible separar los efectos de la cobertura vegetal, de los efectos del lodo de depuradora sobre la estabilidad estructural y la retención de humedad del suelo, controlando estos factores desde el principio de la enmienda.

En un primer paso podría plantearse el seguimiento de la estabilidad estructural del suelo, usando por ejemplo el método Le Bissonnais, realizando un estudio similar al hecho por Bossuyt et al. (2001), quienes en un estudio a corto plazo (14 días) observaron que el valor máximo en la tasa de respiración del suelo se presentó antes que el máximo en agregación del suelo. Sin embargo, en este estudio puede existir la dificultad de separar los efectos en la agregación producidos por los hongos y las raíces del suelo.

Un segundo paso sería examinar cada una de las fracciones de agregados obtenidas por el método Le Bissonnais y las generadas por la erosión del suelo considerando varios aspectos. Uno de ellos sería la determinación de un mapa semicuantitativo de la posición de los diferentes tipos de lodo en los diferentes tipos de agregados, siguiendo las recomendaciones explicadas en el trabajo realizado por Sort y Alcañiz (2001). Con ello podríamos verificar como disminuye con el tiempo la presencia del

lodo en el suelo, y también su localización bajo varios mecanismos de desagregación del suelo. Adicionalmente, se podrían analizar los contenidos de C y N total, y los efectos hidrofóbicos (cambios en el ángulo de contacto) en cada tipo de agregados para ver las correlaciones correspondientes.

Un tercer tema involucraría la observación la evolución temporal de la histéresis del suelo en donde serían varios los aspectos a tratar. Una idea interesante sería corroborar la correspondencia entre el valor de dimensión fractal de la fragmentación (D_s), la variación en los ángulos de contacto y la hidrofobicidad del suelo, para confirmar la validez del uso del parámetro D_s como indicador de hidrofobicidad. La observación de la variación temporal algunos parámetros analizados en el capítulo 4 (A_1 , A_2 , D_m , D_s o ψ_c) sería también de gran interés.

6.8 Referencias

Agassi M & Bradford JM. 1999. Methodologies for interrill soil erosion studies. *Soil & Tillage Research* 49: 277 – 287.

Bossuyt H, Deneff K, Six J, Frey SD, Merckx R & Paussan K. 2001. Influence of microbial populations and residue quality on aggregate stability. *Applied Soil Ecology* 16: 195 – 208.

Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51: 89 – 100.

Brooks RH & Corey AT. 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrology paper 3*, Colorado state University, Fort Collins.

Brussard PF, Reed JM & Tracy CR. 1998. Ecosystem management: what is it really?. *Landscape & Urban Planning* 40: 9 – 20.

Campbell GS. 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.* 117: 311 – 314.

Cerdan O, Le Bissonnais Y, Souchere V, Martín P & Lecomte V. 2002a. Sediment concentration in interrill flow: interactions between soil surface conditions, vegetation, and rainfall. *Earth Surface Processes & Landforms* 27: 193 – 205.

Cerdan O, Le Bissonnais Y, Couturier A, Bourennane H & Souchère V. 2002b. Rill erosion on cultivated hillslopes during two extrem rainfall events in Normandy, France. *Soil & Tillage Research* 67: 99 – 108.

de Genes PG. 1985. Partial filling of a fractal structure by wetting fluid. In: Adler D, Fritzsche E, Ovshinsky SR (Eds). *Physics of Disordered Materials*. Plenum Press, New York, pp. 227 – 241.

Friesen WI & Mikula RJ. 1987. Fractal dimensions of coal particles. *J. Colloid Interface Sci.* 160: 226 – 235.

Giménez D, Perfect E, Rawls WJ & Pachepsky Ya. 1997. Fractal models for predicting soil hydraulic properties: a review. *Engineering Geology* 48: 161 – 183.

Grumbine RE. 1994. What is the ecosystem management?. *Conserv. Biol.* 8: 27 – 38.

Johnson DL, Ambrose SH, Bassett TJ, Bowen ML, Crummey DE, Isaacson JS, Johnson DN, Lamb P, Saul M & Winter-Nelson AE. 1997. Meaning of environmental terms. *Journal of Environmental Quality* 26: 581 – 589.

Ladd JN, Foster RC & Skjemstad JO. Soil structure: carbon and nitrogen metabolism. *Geoderma* 56: 401 – 434.

Martinez-Mena M, Alvarez Rogel J, Albaladejo J & Castillo VM. (1999). Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena* 38: 175-190.

Moreno-Peñaranda R, Lloret F & Alcañiz JM. 2004. Effects of sewage sludge on plant community composition in restored limestone quarries. *Restoration Ecology* 12: 290-296.

Ollesch G & Vacca A. 2002. Influence of time on measurement results of erosion plot studies. *Soil & Tillage Research* 67: 23 – 39.

Pape H, Riepe L & Schopper JR. 1987. Interlayer conductivity of rocks - a fractal model of interface irregularities for calculating interlayer conductivity of natural porous mineral systems. *Colloids Surf.* 27: 97 – 122.

Pastor J, Aber JD, McClaugherty CA & Melillo JM. 1984. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk island Wisconsin. *Ecology* 65: 256 – 268.

Perfect E, McLaughlin NB, Kay BD & Topp GC. 1996. An improved fractal equation for the soil water retention curve. *Water Resour. Res.* 32: 281 – 287.

Porporato A, D'Odorico P, Laio F & Rodriguez-Iturbe I. 2003. Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. I. Modeling scheme. *Advances in Water Resources* 26: 45 – 58.

Rieu M & Sposito G. 1991a. Fractal fragmentation, soil porosity and soil water properties: I. Theory. *Soil Sci. Soc. Am J.* 55: 1231 – 1238.

Ross PJ, Williams J & Bristow KL. 1991. Equation for extending water-retention curves to dryness. *Soil Sci. Soc. Am J.* 55: 923 – 927.

Salles C & Poesen J. 2000. Rain properties controlling soil splash detachment. *Hydrological Processes* 14: 271 – 282.

Santosh KA, Mein RG & O'Loughlin EM. 2003. The concept of effective length in hillslopes: assessing the influence of climate and topography on the contributing areas of catchments. *Hydrological processes* 17: 131 – 151.

Seuffert O. 1993. L'erosione dei suoli in Sardegna. Aspetti quantitativi e qualitativi per il controllo dei diversi fattori. In: *Tai del Convengo "La Difesa del Suolo in Ambiente Mediterraneo"*, Cala Gonone, giugno 12 – 14, 1991. ERSAT. Cagliari, pp. 78 – 93.

Shakesby RA, Doerr SH & Walsh RPD. 2000. The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *Journal of Hydrology* 231 – 232: 178 – 191.

Smith KA, Jackson DR & Pepper TJ. 2001. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 1. Nitrogen. *Environmental Pollution* 112: 41 – 51.

Sort X & Alcañiz JM. 2001. Application of X-ray microanalysis to study the distribution of organic waste in soil. *Geoderma* 104: 1 – 15.

Tarrason D. 2004. Alternatives de fertilizació per a la reabilitació de sòls degradats. PhD thesis. Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona.

Toledo PG, Novy RA, Davis HT & Scriven LE. 1990. Hydraulic conductivity of porous media at low water content. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 673 – 679.

Vallejo R, Aronson J, Pausas JG & Cortina J. 2005. Restoration of Mediterranean woodlands. In: *Restoration Ecology: The new frontier*. Van Andel & Aronson J (Eds). In press, Blackwell Science, Oxford, UK.

Van Breemen N & Finzi AC. 1998. Plant – soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. *Biogeochemistry* 42: 1 – 19.

van Genuchten MTh. 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am J.* 44: 892 – 898.

Warren A. 2002. Land degradation is contextual. *Land Degradation & Development* 13: 449 – 459.

Wischmeier WH & Smith DD. 1958. Predicting rainfall erosion losses – a Guide to Conservation Planning. US Department of Agriculture Handbook No. 537. Science and Education Administration, US Department of Agriculture.

Witter JV, Jungerius PD & ten Harkel MJ. 1991. Modelling water erosion and the impact of water-repellency. *Catena* 18: 115 – 124.

Yair A & Kossovsky A. 2002. Climate and surface properties: hydrological response of small arid and semi-arid watersheds. *Geomorphology* 42: 43 – 57.

Capítulo 7

Conclusiones Finales

Como conclusión de esta tesis se presenta a continuación un resumen de los aspectos positivos y negativos observados en la utilización de lodos para la rehabilitación de suelos, en especial en el ámbito forestal, y por último, una comparación de los efectos observados entre los diferentes tipos de lodo.

7.1 Ventajas de la utilización de lodos de depuradora

Los lodos de depuradora fueron capaces de cambiar la hidrología superficial de manera que se modificaron, de forma rápida y permanente, algunos aspectos de la relación agua-suelo-planta en los suelos experimentales. Los lodos de depuradora crean unas condiciones iniciales (primeros meses, después de la aplicación de lodo) favorables para el desarrollo de la vegetación desde el punto de vista de la disponibilidad de agua y nutrientes. La mejora de estos dos últimos aspectos es consecuencia de la importante entrada inicial de materia orgánica degradable, rica en C y N entre otros elementos, en la capa superficial del suelo.

La aplicación de lodo de depuradora redujo apreciablemente la pérdida de suelo. Esta práctica se traduce, por lo tanto, en una protección del suelo, tanto de forma directa como indirecta. De manera directa, al mejorar la estabilidad inicial de los agregados lo que disminuye la cantidad de material disponible para ser erosionado por la escorrentía superficial. De manera indirecta, al favorecer el desarrollo de la vegetación, más aventajado en las parcelas fertilizadas con lodo de depuradora.

Los lodos de depuradora reducen la pérdida de la fracción fina (limo + arcilla) que es la más susceptible a ser erosionada. Sin embargo, este efecto es importante solo si esta fracción es la dominante en el suelo tratado. Con respecto a la posible contaminación de medios acuáticos por los sedimentos procedentes de suelos tratados con lodo de depuradora, es evidente que los efectos positivos iniciales, favorables a la agregación, reducen las posibilidades de transporte por la escorrentía de este tipo de agregados y, por consiguiente,

compensan el riesgo de eutrofización derivado del fósforo y nitrógeno contenido en las partículas de lodo erosionadas.

Los efectos positivos sobre el aumento en el grado de estabilidad y la retención de humedad de los agregados del suelo persisten aún dos años después de la enmienda del suelo con cualquier tipo de lodos.

7.2 Desventajas de la utilización de lodos de depuradora

Los efectos de este tipo de aplicaciones en superficie en zonas de pasto o forestales son sensibles a las características de las precipitaciones iniciales. Si un evento de lluvia erosiva ocurriera inmediatamente o pocos días después de la aplicación, es probable que parte de los lodos compostados y térmicos fueran parcialmente arrastrados por la escorrentía, dada la granulometría fina de los lodos de secado térmico, o la baja densidad de las astillas de madera en el caso del lodo compostado, que los hace más susceptibles a ser transportados.

La aplicación superficial de lodo podría ser la causa de exportaciones de nitrógeno por lixiviación y/o escorrentía superficial, provocando fenómenos de contaminación puntual, sobre todo durante los primeros eventos de escorrentía superficial, con el consecuente riesgo de contaminación de medios acuáticos cercanos al lugar de aplicación del lodo. Sin embargo los problemas de eutrofización de aguas superficiales dependen más de la dosis aplicada y del momento en que eventos de lluvia erosiva aparezcan, que del tipo de lodo usado. Por lo tanto en este tipo de prácticas es muy importante ajustar las dosis a las necesidades de las plantas y hacer la aplicación en la época del año con menor riesgo erosivo.

Queda por confirmar sí el lodo compostado puede incrementar la hidrofobicidad de los suelos tratados. Las experiencias realizadas nos indican que esto puede ser posible, pero será necesario un monitoreo a través del tiempo para confirmarlo, no solo con este tipo de lodo sino también de los lodos frescos y de secado térmico.

7.3 Comparación de los tres lodos empleados

Los tres tipos de lodo (compostado, fresco y de secado térmico) redujeron la pérdida de suelo y lo proveyeron de una cobertura vegetal mayor en comparación con el suelo original sin enmienda. El lodo de secado térmico fue el único que redujo la escorrentía superficial, en comparación con los demás tipos de lodos. En el suelo de margas, los lodos de secado térmico parecen ser los más eficaces en la reducción de pérdida de las diferentes fracciones de suelo (arena gruesa, limo + arcilla), mientras que en el suelo arenoso asume este mismo papel el lodo fresco, seguido del compostado. Según estos resultados, los procesos de agregación dependen del tamaño de partícula del lodo adicionado y del suelo tratado.

Mientras que en el suelo de margas los efectos sobre sus diferentes propiedades fueron más visibles y siguen siendo evidentes dos años después de la aplicación de los lodos, sobre el suelo arenoso no son tan manifiestos. Es posible que en el suelo de margas los procesos de agregación debidos a la actividad biológica (enlazamiento de partículas por medios físicos como raíces e hifas) sean más importantes que otros procesos de agregación, pues el lodo de secado térmico fue el que más rápido se mineralizó. En contraste, el lodo fresco podría agregar mejor un suelo de textura gruesa, pues su consistencia pastosa sería más apta para crear agregados estables. Es probable que al aplicar el lodo compostado, los procesos de agregación tengan mucho que ver con la hidrofobicidad, debida posiblemente a la presencia de astillas de pino y sus productos de descomposición, mezclados con el lodo de depuradora.

En resumen, este tipo de aplicaciones en ámbitos forestales solo son recomendables de forma limitada, bajo un estricto control de las dosis y superficies tratadas, además de considerar el impacto que puedan tener sobre las aguas y el paisaje circundante.

ANEXOS 8

8.1 Directiva 86/278/CEE

Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. Diario Oficial n° L 181 de 04/07/1986 p. 0006 - 0012 Edición especial en finés : Capítulo 15 Tomo 7 p. 0127 Edición especial sueca: Capítulo 15 Tomo 7 p. 0127.

DIRECTIVA DEL CONSEJO de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura (86/278/CEE).

EL CONSEJO DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS,
Visto el Tratado constitutivo de la Comunidad Económica Europea y, en particular, los artículos 100 y 235, Vista la propuesta de la Comisión[1],

[1] DO n° C 264 de 8.10.1982, p. 3, y DO n° C 154 de 14.6.1984, p. 6.

Visto el dictamen del Parlamento Europeo[2],

[2] DO n° C 77 de 19.3.1984, p. 136.

Visto el dictamen del Comité Económico y Social[3],

[3] DO n° C 90 de 5.4.1983, p. 27.

Considerando que esta Directiva tiene por objeto regular la utilización de los lodos de depuradora en la agricultura para evitar efectos nocivos en los suelos, la vegetación, los animales y el ser humano, fomentando al mismo tiempo su correcta utilización;

Considerando que podrían incidir en el funcionamiento del mercado común disparidades entre las disposiciones en los diferentes Estados miembros en lo que se refiere a la utilización de los lodos de depuradora en agricultura; que resulta conveniente, pues, proceder en dicho campo a la aproximación de legislaciones prevista en el artículo 100 del Tratado;

Considerando que los lodos de depuradora utilizados en el marco de la explotación agrícola no están incluidos en la Directiva 75/422/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975[4], relativa a los residuos;

[4] DO n° L 194 de 25.7.1975, p. 39.

Considerando que las medidas previstas en la directiva 78/319/CEE del Consejo, de 20 de marzo de 1978, relativa a los residuos tóxicos y peligrosos[5] se aplican también a los lodos de depuradora en la medida en que éstos contienen o se encuentran contaminados por las sustancias o materias que figuran en el Anexo de dicha Directiva y que por su naturaleza o por la cantidad o concentración en que aparecen presentan un riesgo para la salud humana o para el medio ambiente;

[5] DO n° L 84 de 31.3.1978, p. 43.

Considerando que resulta necesario prever un régimen especial que ofrezca plenas garantías de que asegurará la protección del ser humano, de los

animales, de los vegetales y del medio ambiente contra los efectos perjudiciales ocasionados por la utilización incontrolada de los lodos;

Considerando que con esta Directiva se pretende, además, establecer ciertas primeras medidas comunitarias en el marco de la protección de los suelos;

Considerando que los lodos pueden presentar propiedades agronómicas útiles y que, por consiguiente, resulta justificado fomentar su valorización en agricultura siempre que sean utilizados correctamente; que la utilización de los lodos de depuradora no debe perjudicar la calidad de los suelos y de la producción agrícola;

Considerando que determinados metales pesados pueden ser tóxicos para las plantas y para el ser humano por su presencia en las cosechas, y que conviene fijar valores límite imperativos para dichos elementos en el suelo;

Considerando que resulta necesario prohibir la utilización de los lodos cuando la concentración en los suelos de dichos metales superre dichos valores límite; Considerando, además, que resulta conveniente evitar que dichos valores límite se superen a consecuencia de una utilización de lodos; que, para ello, resulta conveniente limitar la aportación de metales pesados en los suelos cultivados bien fijando las cantidades máximas de las aportaciones de lodos por año, cuidando de no superar los valores límite de concentración de metales pesados en los lodos utilizados, bien cuidando de no superar los valores límite aplicables a las cantidades de metales pesados que pueden aportarse al suelo basándose en una media de diez años;

Considerando que los lodos deben tratarse antes de utilizarse en agricultura; que los Estados pueden, sin embargo, autorizar bajo determinadas condiciones la utilización de lodos no tratados, sin riesgo para la salud del ser humano y de los animales, cuando se inyecten o entierren en el suelo;

Considerando que debe respetarse un plazo determinado entre la utilización de los lodos y el acondicionamiento de praderas para pastoreo, la cosecha de los cultivos forrajeros o de determinados cultivos que están normalmente en contacto directo con el suelo y que se consumen crudos; que debe prohibirse la utilización de los lodos en los cultivos hortícolas y frutícolas durante el período de vegetación, excepto para los cultivos de árboles frutales;

Considerando que, de conformidad con la Directiva 75/440/CEE[6] y con la Directiva 80/68/CEE[7], la utilización de los lodos debe efectuarse en condiciones que garanticen la protección del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas;

[6] DO n° L 194 de 25.7.1975, p. 26.

[7] DO n° L 20 de 26.1.1980, p. 43.

Considerando que, para realizar esto, es necesario controlar las calidades de los lodos y de los suelos en los que se utilicen y, por consiguiente, realizar su análisis y comunicar determinados resultados de dichos análisis a los usuarios;

Considerando que resulta conveniente que se conserve un determinado número de informaciones esenciales para garantizar un mejor conocimiento de la utilización de los lodos en agricultura, que se transmitan dichas informaciones en forma de informes periódicos a la Comisión; que la Comisión, teniendo presentes dichos informes, formulará, si fuere necesario, propuestas dirigidas a garantizar una mejor protección de los suelos y del medio ambiente; Considerando que los lodos procedentes de estaciones depuradoras de pequeño tamaño y que traten esencialmente aguas residuales de origen doméstico presentan pocos riesgos para la salud del ser humano, de los animales, de los vegetales y para el medio ambiente y que, por consiguiente, resulta conveniente permitir para dichos lodos la exención de algunas de las obligaciones previstas en materia de información y de análisis;

Considerando que los Estados miembros deben poder establecer disposiciones más severas que las previstas en la presente Directiva; que dichas disposiciones se comuniquen a la Comisión;

Considerando que el progreso técnico y científico puede hacer necesaria una adaptación rápida de algunas de las disposiciones que figuran en esta Directiva; que resulta conveniente, para facilitar la aplicación de las medidas necesarias para ello, prever un procedimiento que establezca una cooperación estrecha entre los Estados miembros y la Comisión; que dicha cooperación debe llevarse a cabo en un comité para la adaptación al progreso técnico y científico;

Considerando que el Tratado no ha previsto poderes de acción necesarios al respecto distintos de los del artículo 235,

HA ADOPTADO LA PRESENTE DIRECTIVA:

Artículo 1

La presente Directiva tiene por objeto regular la utilización de los lodos de depuradora en agricultura de modo que se eviten efectos nocivos en los suelos, en la vegetación, en los animales y en el ser humano, al mismo tiempo que se estimula su utilización correcta.

Artículo 2

A los fines de la presente Directiva, se entenderá por:

a) «lodos»

i) los lodos residuales salidos de estaciones de depuración que traten aguas residuales domésticas o urbanas y de otras estaciones de depuración que traten aguas residuales de composición similar a la de las aguas residuales domésticas y urbanas;

ii) los lodos residuales de fosas sépticas y de otras instalaciones similares para el tratamiento de aguas residuales;

iii) los lodos residuales salidos de estaciones de depuración distintas de las contempladas en i) y ii);

b) «lodos tratados»

los lodos tratados por vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzcan, de manera significativa, su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización;

c) «agricultura»

todo tipo de cultivo de finalidad comercial y alimentaria, incluida en ella la ganadería;

d) «utilización»

el esparcimiento de los lodos en el suelo o cualquier otra utilización de los lodos en y dentro del suelo.

Artículo 3

1. Los lodos contemplados en la letra a), punto i), del artículo 2 no podrán utilizarse en agricultura salvo con arreglo a la presente Directiva.

2. Sin perjuicio de las Directivas 75/442/CEE y 78/319/CEE:

-los lodos contemplados en la letra a), punto ii), del artículo 2 podrán utilizarse en agricultura siempre y cuando se cumplan las condiciones que el Estado miembro afectado pueda estimar necesarias con el fin de garantizar la protección de la salud del ser humano y del medio ambiente,

-los lodos contemplados en la letra a), punto iii) del artículo 2 no podrán utilizarse en agricultura más que con la condición de que su utilización esté reglamentada por el Estado miembro afectado.

Artículo 4

En los Anexos I A, I B y I C figuran valores relativos a las concentraciones de metales pesados en los suelos que reciban lodos, a las concentraciones de metales pesados en los lodos y a las cantidades máximas anuales de estos metales pesados que pueden ser introducidas en los suelos destinados a la agricultura.

Artículo 5

Sin perjuicio del artículo 12:

1. Los Estados miembros prohibirán la utilización de los lodos cuando la concentración de uno o varios metales pesados en los suelos supere los valores límite que fijen, conforme al Anexo I A y adopten las medidas necesarias para garantizar que estos valores límite no se superen por el hecho de la utilización de los lodos.

2. Los estados miembros reglamentarán la utilización de los lodos de tal suerte que la acumulación de metales pesados en los suelos no conduzca a una superación de los valores límite contemplados en el apartado 1. Para hacerlo así, aplicarán uno u otro de los procedimientos previstos en las letras a) y b) siguientes:

a) los Estados miembros fijarán las cantidades máximas de lodos expresadas en toneladas de materia seca que podrán aportarse al suelo por unidad de superficie y por año, respetando los valores límite de concentración de metales pesados en los lodos que determinen conforme al Anexo I B; o

b) los Estados miembros velarán por el respeto de los valores límite de cantidades de metales que se introduzcan en el suelo por unidad de superficie y por unidad de tiempo, que figuran en el Anexo I C.

Artículo 6

Sin perjuicio del artículo 7:

a) los lodos se tratarán antes de utilizarse para la agricultura. Los Estados miembros podrán sin embargo autorizar, en las condiciones que determinen, la

utilización de los lodos no tratados cuando se inyecten o se entierren en el suelo;

b) los productores de lodos de depuradora suministrarán regularmente a los usuarios todas las informaciones que se contemplan en el Anexo II A.

Artículo 7

Los Estados miembros prohibirán la utilización de lodos o la entrega de lodos a los fines de su utilización:

a) en pastos o en cultivos para pienso, si se procede al pastoreo o a la cosecha de los cultivos para pienso en esas tierras antes de la expiración de un determinado plazo. Dicho plazo, que los Estados miembros establecerán teniendo en cuenta especialmente su situación geográfica y climática, no podrá en ningún caso ser inferior a tres semanas;

b) en cultivos hortícolas y frutícolas durante el período de vegetación, con la excepción de los cultivos de árboles frutales;

c) en suelos destinados a cultivos hortícolas o frutícolas que estén normalmente en contacto directo con el suelo y que se consuman normalmente en estado crudo, durante un período de diez meses antes de la cosecha y durante la cosecha misma.

Artículo 8

La utilización de lodos se realizará teniendo en cuenta las siguientes normas:

-la utilización deberá tener en cuenta las necesidades de nutrición de las plantas y no podrá perjudicar la calidad del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas,

-si se utilizaran lodos en suelos cuyo pH fuera inferior a 6, los Estados miembros tendrán en cuenta el aumento de la movilidad de los metales pesados y de su absorción por las plantas y disminuirán, llegado el caso, los valores límite que hayan fijado de conformidad con el Anexo I A.

Artículo 9

Los lodos y los suelos sobre los que se han utilizado éstos se analizarán siguiendo el esquema mencionado en los Anexos II A y II B.

Los métodos de referencia de muestreo y análisis se indicarán en el anexo II C.

Artículo 10

1. Los Estados miembros velarán para que se lleven al día unos registros donde se anoten:

a) las cantidades de lodo producidas y las que se dedican a la agricultura;

b) la composición y las características de los lodos con relación a los parámetros contemplados en el Anexo II A;

c) el tipo de tratamiento realizado tal y como se define en la letra b) del artículo 2;

d) los nombres y direcciones de los destinatarios de los lodos y los lugares de utilización de los lodos.

2. Estos registros estarán a la disposición de las autoridades competentes y servirán para establecer el informe de síntesis contemplado en el artículo 17.

3. Los métodos de tratamiento y los resultados de análisis se comunicarán a las autoridades competentes a instancia de éstas.

Artículo 11

Los Estados miembros podrán eximir de las disposiciones de la letra b) del artículo 6 y de las letras b), c) y d) del apartado 1 y del apartado 2 del artículo 10, a los lodos procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales cuya capacidad de tratamiento sea inferior a 300 kg D805 por día, correspondientes a 5 000 unidades de habitantes equivalentes y que estén destinadas básicamente al tratamiento de las aguas residuales de origen doméstico.

Artículo 12

Los Estados miembros podrán, si las condiciones lo exigieren, adoptar medidas más severas que las previstas en la presente Directiva.

Se comunicará inmediatamente a la Comisión cualquier decisión de este tipo, conforme a los acuerdos existentes.

Artículo 13

La adaptación al progreso técnico y científico, de acuerdo con el procedimiento previsto en el artículo 15, afectará a las disposiciones de los Anexos de la Directiva con excepción de los valores mencionados en los Anexos I A, I B y I C, de todo elemento que pueda afectar a la evaluación de estos valores, así como de los parámetros que deberán analizarse mencionados en los Anexos II A y II B.

Artículo 14

1. Se crea un Comité para la adaptación al progreso técnico y científico, denominado en lo sucesivo « Comité », que estará compuesto por representantes de los Estados miembros y presidido por un representante de la Comisión.

2. El Comité establecerá su reglamento interno.

Artículo 15

1. En el caso que se haga referencia al procedimiento definido en el presente artículo, el Presidente someterá el asunto al Comité, sea por iniciativa de éste, sea a petición de un representante de un Estado miembro.

2. El representante de la Comisión someterá al Comité un proyecto de las medidas que deban tomarse. El Comité emitirá su dictamen sobre este proyecto en un plazo que el Presidente podrá fijar en función de la urgencia de la cuestión de que se trate. Se pronunciará por mayoría de cincuenta y cuatro votos, que se ponderarán conforme a lo establecido en el apartado 2 del artículo 148 del Tratado. El Presidente no tomará parte en la votación.

3. a) La Comisión adoptará las medidas previstas cuando se atengan al dictamen del Comité.

b) Cuando las medidas previstas no se atengan al dictamen del Comité o cuando no se haya emitido dictamen, la Comisión someterá al Consejo sin demora una propuesta relativa a las medidas que deban tomarse. El Consejo decidirá por mayoría cualificada.

c) Si el Consejo no ha decidido expirado un plazo de tres meses a partir de la fecha en la que le fueron sometidas, la Comisión adoptará las medidas propuestas.

Artículo 16

1. Los Estados miembros pondrán en vigor las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas necesarias para ajustarse a la presente Directiva en un plazo de tres años a partir de su notificación.

Sobre ellas informarán inmediatamente a la Comisión.

2. Los Estados miembros comunicarán a la Comisión el texto de las disposiciones de Derecho interno que adopten en el ámbito sometido a la presente Directiva.

Artículo 17

Los Estados miembros establecerán cada cuatro años, y por primera vez cinco años después de la notificación de la presente Directiva, un informe de síntesis sobre la utilización de los lodos en la agricultura, precisando las cantidades de lodos utilizados, los criterios seguidos y las dificultades encontradas y lo transmitirán a la Comisión, que publicará las informaciones contenidas en dicho informe. A la luz del mismo, la Comisión presentará, en su caso, propuestas adecuadas con miras a garantizar una mayor protección de los suelos y del medio ambiente.

Artículo 18

Los destinatarios de la presente Directiva serán los Estados miembros.

Hecho en Luxemburgo, el 12 de junio de 1986.

Por el Consejo El Presidente

P. WINSEMIUS

ANEXO I A

VALORES LÍMITE DE CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN LOS SUELOS

(mg/kg de materia seca de una muestra representativa de los suelos cuyo pH sea de 6 a 7, tal como la define el Anexo II C)

Parámetros	Valores límite ⁽¹⁾
Cadmio	1 a 3
Cobre ⁽²⁾	50 a 140
Níquel ⁽²⁾	30 a 75
Plomo	50 a 300
Zinc ⁽²⁾	150 a 300
Mercurio 1 a 1,5	1 a 1,5
Cromo ⁽³⁾	—

(1) Los Estados miembros podrán autorizar que se sobrepasen los valores límite arriba citados en el caso de la utilización de los lodos en tierras que, en el momento de la notificación de la presente Directiva, estén dedicadas a la eliminación de los lodos, pero en las que se efectúen cultivos con fines comerciales destinados exclusivamente al consumo animal. Los estados miembros comunicarán a la Comisión el número y la naturaleza de los lugares afectados. Velarán, además, por que de ello no resulte ningún peligro para el ser humano ni para el medio ambiente.

(2) Los Estados miembros podrán autorizar que se sobrepasen los valores límite para dichos parámetros en suelos cuyo pH sea constantemente superior a 7. En ningún caso las concentraciones máximas autorizadas de dichos metales pesados deberán sobrepasar en más de un 50 % los valores arriba citados. Los Estados miembros velarán, además, por que de ello no resulte peligro alguno para el hombre ni el medio ambiente ni, especialmente, para las capas de agua subterráneas.

(3) No es posible en esta fase fijar los valores límite para el cromo. El Consejo fijará estos valores límite en una fase posterior sobre la base de propuestas que presentará la Comisión en un plazo de un año tras la notificación de la presente Directiva.

ANEXO I B

VALORES LÍMITE DE CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN LOS LODOS DESTINADOS A SU UTILIZACIÓN EN AGRICULTURA (mg/kg de materia seca) Parámetros Valores límite

Parámetros	Valores límite
Cadmio	20 a 40
Cobre	1 000 a 1 750
Níquel	300 a 400
Plomo	750 a 1 200
Zinc	2 500 a 4 000
Mercurio	16 a 25
Cromo (1)	—

(1) No es posible en esta fase fijar los valores límite para el cromo. El Consejo fijará estos valores límite en una fase posterior sobre la base de propuestas que presentará la Comisión en un plazo de un año tras la notificación de la presente Directiva.

ANEXO I C

VALORES LÍMITE PARA LAS CANTIDADES ANUALES DE METALES PESADOS QUE SE PODRÁN INTRODUCIR EN LAS TIERRAS CULTIVADAS BASÁNDOSE EN UNA MEDIA DE 10 AÑOS (kg/Ha/año)

Parámetros	Valores límite ⁽¹⁾
Cadmio	0.15
Cobre	12
Níquel	3
Plomo	15
Zinc	30
Mercurio	0.1
Cromo ⁽²⁾	—

(1) Los Estados miembros podrán autorizar que se sobrepasen los valores límite arriba citados en el caso de la utilización de los lodos en tierras que, en el momento de la notificación de C1 la presente Directiva, sean utilizadas para la eliminación de los lodos, pero sobre las cuales se efectúen cultivos con fines comerciales destinados exclusivamente al consumo animal. Los Estados miembros comunicarán a la Comisión el número y la naturaleza de los lugares afectados. Velarán, además, por que de ello no resulte peligro alguno para el ser humano y el medio ambiente.

(2) No es posible en esta fase fijar los valores límite para el cromo. El Consejo fijará estos valores límite en una fase posterior sobre la base de propuestas que presentará la Comisión en un plazo de un año tras la notificación de la presente Directiva.

ANEXO II A

ANÁLISIS DE LOS LODOS

1. Por regla general, los lodos deberán analizarse al menos cada seis meses. Si surgen cambios en la calidad de las aguas tratadas, la frecuencia de tales análisis deberá aumentarse. Si los resultados de los análisis no varían de forma significativa a lo largo de un período de un año, los lodos deberán analizarse al menos cada doce meses.

2. En el caso de los lodos procedentes de las plantas depuradoras contempladas en el artículo 11, si en los doce meses anteriores a la aplicación de la presente

Directiva no ha sido realizado ningún análisis de los lodos, deberá efectuarse un análisis de los mismos en un plazo de doce meses a contar de la aplicación de la presente Directiva en cada Estados miembros o, en su caso, en un plazo de seis meses a partir de la decisión de autorizar la utilización en la agricultura de los lodos procedentes de alguna de las susodichas plantas. Los Estados miembros decidirán sobre la frecuencia de ulteriores análisis en función de los resultados del primer análisis, de los posibles cambios surgidos en la naturaleza de las aguas residuales tratadas y de cualesquiera otros elementos pertinentes.

3. Sin perjuicio de las disposiciones del apartado 4, deberán analizarse los parámetros siguientes:

- materia seca, materia orgánica,
- pH,
- nitrógeno y fósforo,
- cadmio, cobre, níquel, plomo, zinc, mercurio, cromo

4. Respecto al cobre, al zinc y al cromo, cuando haya quedado demostrado satisfactoriamente para la autoridad competente del Estado miembro que tales metales no están presentes o solo están presentes en cantidad despreciable en las aguas residuales tratadas por la planta depuradora, los Estados miembros decidirán sobre los análisis que haya que efectuar

ANEXO II B

ANÁLISIS DE LOS SUELOS

1. Antes de cualquier utilización de los lodos, dejando aparte los procedentes de las plantas depuradoras contempladas en el artículo 11, los Estados miembros deberán garantizar que los contenidos de metales pesados de los suelos no superen los valores límite fijados con arreglo al Anexo I A. Para ello, los Estados miembros decidirán los análisis que haya que efectuar teniendo en cuenta los datos científicos disponibles sobre las características de los suelos y su homogeneidad.

2. Los Estados miembros decidirán la frecuencia de los análisis ulteriores teniendo en cuenta el contenido de metales de los suelos antes de la utilización de lodos, la cantidad y la composición de los lodos utilizados y cualquier otro elemento pertinente.

3. Los parámetros que deberán analizarse serán:

- pH,
- cadmio, cobre, níquel, plomo, zinc, mercurio, cromo.

ANEXO II C

MÉTODOS DE MUESTREO Y DE ANÁLISIS

1. Muestreo de los suelos

Las muestras representativas de suelos sometidos a análisis se constituirán normalmente mediante la mezcla de 25 muestras tomadas en una superficie inferior o igual a 5 hectáreas explotada de forma homogénea.

Las tomas se efectuarán a una profundidad de 25 cm, salvo si la profundidad de la capa arable es inferior a ese valor, pero sin que en ese caso la profundidad de la toma de muestras sea inferior a 10 cm.

2. Muestreo de los lodos Los lodos serán objeto de un muestreo tras su tratamiento pero antes de la entrega al utilizador y deberán ser representativos de los lodos producidos.

3. Método de análisis El análisis de los metales pesados se efectuará tras una descomposición mediante un ácido fuerte. El método de referencia de análisis será la espectrometría de absorción atómica. El límite de detección para cada metal no deberá superar el 10 % del valor límite correspondiente.

8.2 Working document on sludge 3RD Draft (Brussels, 27 April 2000)

An EU-initiative to improve the present situation for sludge management should be based on Article 175 EC Treaty and include the following elements:

Definitions

It is proposed to use the definition of sludge suggested by CEN: "mixture of water and solids separated from various types of water as a result of natural or artificial processes".

- Sewage sludge would then be sludge from urban waste water² treatment plants, septic tank sludge would be sludge from septic tanks which contain human excreta and domestic waste water³ from single or multiple human dwellings, and industrial sludge would be sludge from the treatment of industrial waste water of the sectors listed in Annex VIII.
- The suggested definition of treated sludge is that of sludge which has undergone one of the treatment processes envisaged in Annex I or a combination of these processes, so as to significantly reduce its biodegradability and its potential to cause nuisance as well as the health and environmental hazards when it is used on land.
- The definitions of forest⁴ (land with tree crown cover (stand density) of more than about 20% of the area. Continuous forest with trees usually growing to more than about 7 m in height and able to produce wood. This includes both closed forest formations where trees of various storeys and undergrowth cover a high proportion of the ground, and open forest formations with a high continuous grass layer in which tree synusia cover at least 10% of the ground) and reclaimed land (drastically disturbed land that is reclaimed using sludge) will also be introduced.

Use on land

In order to maintain or improve the present rate of recycling of nutrients and organic matter contained in sludge, it will be necessary to broaden the scope of the existing regulations and include the management of sludge in outlets such as silviculture, green areas and reclaimed land.

- Sludge should be used on land whenever possible and only according to relevant Community or national legislation.
- Sludge should be used when there is an agronomic interest for the crops or the quality of soil can be improved. The application rate is to be adapted to the needs of crops and/or soil taking into account the amount of nutrients present in the soil, the supply of nutrients through the net mineralisation of the reserves in the soil and the addition of nutrients from livestock manure, chemical fertilisers and other organic fertilisers [without prejudice to other

² The definition of 'urban waste water' in Directive 91/271/EEC reads: "domestic waste water or the mixture of domestic waste water with industrial waste water and/or run-off rain water".

³ The definition of 'domestic waste water' in Directive 91/271/EEC reads: "waste water from residential settlements and services which originates predominantly from the human metabolism and from household activities".

⁴ Definition according to FAO guidelines.

relevant Community legislation, in particular Directive 91/676/EEC on nitrates].

- The use of sludge shall be carried out in such a way as to minimise the risk of negative effects to:
 - human, animal and plant health,
 - the quality of groundwater and/or surface water,
 - the long-term quality of the soil, and
 - the bio-diversity of the micro-organisms living in the soil.
- Sludge should not be used in forests. However, Member States may allow the use of sludge in plantations (short-rotation plantations, plantations for growing energy crops, Christmas tree plantations and similar) and for re-forestation purposes where there is a need for an extra input of nutrients and as long as the provisions of Article 4 of Directive 75/442/EEC are complied with.

Limit Values

There would be provisions on concentration limit values for heavy metals and organic compounds.

- The use of sludge in those soils where the concentration of one or more heavy metals exceeds the limit values suggested in Annex II would be prohibited; furthermore, Member States would have to ensure that those limit values are not exceeded as result of the use of sludge.
- If the concentration of one or more heavy metals in sludge is higher than the concentration limits suggested in Annex III or if the concentration of one or more organic compounds in sludge is higher than the concentration limits proposed in Annex IV, the use of sludge should not take place.
- When sludge is mixed with other wastes or products, the above-mentioned provision should apply to both the sludge before mixing as well as to the produced mixture. The mixing of sludge with other wastes or products solely for the purpose of diluting pollutants shall be prohibited.
- The maximum annual quantities of heavy metals set in Annex V that may be added to the soil because of the use of sludge should not be exceeded. An exemption could be envisaged for land reclamation where a one-off large application of sludge is needed to raise the soil organic matter content and promote biological activity in the soil. Annexes II, III and IV shall still apply.
- The limit values in Annex III and V should be reviewed every six years with a view to achieving the medium and long-term concentrations set out in the paragraph on Prevention of pollution.

Obligation for treatment

In order to reduce the likelihood of spreading pathogens into the environment and to build up consumers' confidence, it will be necessary to treat the sludge.

- Sludge that has not been treated according to one of the treatment processes envisaged in Annex I should not be used.
- The competent authority may decide that the obligation of treatment does not apply to those industrial sludges listed in Annex VIII that do not contain potentially pathogenic micro-organisms.
- Sludge from septic tanks, cesspools and similar installations shall be taken to a waste water treatment plant for further treatment. In case of long distances, the competent authority may allow a derogation from the previous

requirement on a case-by-case basis and as long as the provisions of Article 4 of Directive 75/442/EEC are complied with. The sludge shall be injected or worked into the soil as soon as it is spread.

Conditions for use land

Sludge should not be used on soils whose pH is less than 5.0, on water saturated, flooded, frozen or snow-covered ground. Sludge should be spread in such a way as not to cause sludge run-off and minimise soil compaction as well as the production of aerosols. Sludge may be used if the following conditions are met:

- the load limits set in Annex V are not exceeded (with the possible exception of land reclamation for one-off applications);
- there is an agronomic interest for nutrients or for the improvement of the content of organic matter in soil;
- the quantity of nutrients introduced is adapted to the needs of the crops or the soil according to best practice;
- the use does not cause unreasonable odour nuisance to the nearest dwellings.

Sludge shall be used according to the following table (advanced and conventional treatments are described in Annex I):

	Advanced treatment	Conventional treatment
Pastureland	Yes	Yes, deep injection and no grazing in the six following weeks
Forage crops	Yes	Yes, no harvesting in the six weeks following spreading
Arable land	Yes	Yes, deep injection or immediate ploughing down
Fruit and vegetable crops in contact with the ground	Yes	No. No harvest for 12 months following application
Fruit and vegetable crops in contact with the ground eaten raw	Yes	No. No harvest for 30 months following application
Fruit trees, vineyards, tree plantations and re-forestation	Yes	Yes, deep injection and no access to the public in the 10 months following spreading
Parks, green areas, city gardens, all urban areas where the general public has access	Yes, only well stabilised and dourless sludge	No
Forests	No	No
Land reclamation	Yes	Yes, no access to the public in the 10 months following spreading

Producer responsibility & certification

There should be a provision on producer responsibility and certification which provides that:

- Producers are to be responsible for the quality of sludge supplied (even when a contractor takes care of sludge marketing and spreading) and shall guarantee the suitability of sludge for use. Producers are to analyse the sludge for the agronomic parameters, heavy metals, organic compounds and micro-organisms

with the frequency suggested in Annex VI and soils with the frequency and methods suggested in Annex VII.

- Producers shall implement a quality assurance system for the whole process, i.e. control of pollutants at source, sludge treatment, the way that the work is planned and the land evaluated, sludge delivery, sludge application and the communication of information to the receiver of the sludge. The quality assurance system shall be independently audited by auditors duly authorised by the competent authority.
- Analyses are to be carried out by an accredited laboratory which shall be authorised and duly monitored by the competent authority.

Information requirements

Information requirements should include the following elements.

The producer to provide the receiver of the sludge with the

- name and address of the producer;
- name and address of the treatment plant from which the sludge has origin;
- assurance that the quality of supplied sludge fulfils all relevant and applicable requirements;
- copy of the auditor's certificate;
- type of treatment carried out in relation to the list in Annex I and result of the analysis on *Salmonella spp* and *Escherichia Coli* if applicable;
- composition and properties of the sludge in relation to the agronomic parameters suggested in Annex VI;
- results of the analyses on sludge in relation to the heavy metals listed in Annex III and the organic compounds suggested in Annex IV.

The receiver of the sludge shall keep records of and provide the producer with the following:

- information about any other sludge, manure or other wastes that have been applied to the land;
- information about the land that is relevant to preventing water pollution;
- records of fertilisers and agrochemicals used on the land.

The producer to keep a copy of the information sent to the receiver along with the

- name and address of the receiver;
- location of the plot of land on which the sludge is used and its area;
- type of land use;
- treatment, quantity and analysis of sludge supplied for use;
- results of the analysis on the soil on which sludge is applied in relation to the heavy metals suggested in Annex II;
- details of the information supplied by the receivers.

The producer has to keep the above-mentioned information for at least ten years and has to report annually to the competent authority. This information, in an aggregated form, shall provide the basis for the consolidated report to be sent to the Commission.

This information, in an aggregated form, shall be available upon request to the general public.

Member States shall communicate to the Commission the competent authority responsible for the implementation and monitoring of these provisions on their

territory. The Commission shall include this information in the consolidated report.

Code of practice

A part from obligatory requirements, it could be envisaged to set up codes of good practice for the use of sludge in the different outlets. Such codes would be implemented by producers on a voluntary basis.

The codes should contain certain provisions covering as a minimum the following items:

For all outlets:

- measures to be taken for not impairing the quality of groundwater;
- measures and precautions to be taken in order to prevent the leaching from sludge which is stored before use;
- periods in which the use of sludge is not suitable because of weather conditions.

For use in agriculture and silviculture:

- the sludge shall be used when there is an agronomic interest for growing of crops or for the improvement of the soil;
- the sludge nutrient load, especially as regards nitrogen and phosphorous, shall be taken into account when the amount of fertilisers needed by crops is calculated;
- periods in which spreading of sludge is not suitable because crops would not benefit from the supplied organic matter or nutrients.

Prevention of pollution

A very important element in a global strategy to ensure the long term availability for the beneficial use of sludge would be to engage in an active reduction of pollution in waste water. It could be envisaged to draw up detailed plans for reducing the amount of potentially hazardous substances, materials, elements or compounds that end up in the sewer, and therefore in sewage sludge, because of their presence in cleaning products, detergents, cosmetics, medicines, animal fodder, pipes, amalgam fillings or others.

These plans should aim at:

- reducing the quantities of potentially hazardous substances, materials, elements or compounds that end up in sewage sludge so that it complies with the concentration limits for heavy metals and organic compounds as suggested for the beneficial use of sewage sludge;
- maximising the share of sewage sludge suitable for beneficial use as well as minimising the quantities of heavy metals and organic compounds released into the environment;
- inform consumers of the composition of the products, substances or materials that could end up in the sewer and how to dispose of them in a way which does not pollute waste waters.

These plans should aim at reducing the overall amount of potentially hazardous substances and elements in waste water and sludge, with a view to achieving in the Community these medium and long-term targets for the 90-percentile of sewage sludge:

Elements	Medium term (about 2015)		Long term (about 2025)	
	Limit values for concentrations of heavy metals in sludge for use on land (mg/kg dm)	Limit values for amounts of heavy metals which may be added annually to soil, based on a ten year average (g/ha/y)	Limit values for concentrations of heavy metals in sludge for use on land (mg/kg dm)	Limit values for amounts of heavy metals which may be added annually to soil, based on a ten year average (g/ha/y)
Cd	5	15	2	6
Cr	800	2 400	600	1 800
Cu	800	2 400	600	1 800
Hg	5	15	2	6
Ni	200	600	100	300
Pb	500	1 500	200	600
Zn	2 000	6 000	1 500	4 500

The measures taken in drawing up such plans shall be part of the periodic report which is to be sent to the Commission. In particular, the report shall contain information on implemented policy measures, implemented concrete measures, achieved improvements, and implemented consumer advisory services.

Committee procedure

In the implementation and monitoring of sludge management, the Commission will be helped by a Committee of representatives of the Member States. This Committee will have the possibility of adapting the Annexes to the technological progress, in particular the definitions of suitable treatments in Annex I.

Annex I: Sludge treatment processes

Advanced treatments (hygienisation)

- Thermal drying ensuring that the temperature of the sludge particles is higher than 80°C with a reduction of water content to less than 10% and maintaining a water activity above 0.90 in the first hour of treatment;
- Thermophilic aerobic stabilisation at a temperature of at least 55°C for 20 hours as a batch, without admixture or withdrawal during the treatment;
- Thermophilic anaerobic digestion at a temperature of at least 53°C for 20 hours as a batch, without admixture or withdrawal during the treatment;
- Thermal treatment of liquid sludge for a minimum of 30 minutes at 70°C followed by mesophilic anaerobic digestion at a temperature of 35°C with a mean retention period of 12 days;
- Conditioning with lime reaching a pH of 12 or more and maintaining a temperature of at least 55°C for 2 hours;
- Conditioning with lime reaching and maintaining a pH of 12 or more for three months.

The process shall be initially validated through a 6 Log₁₀ reduction of a test organism such as *Salmonella Senftenberg W 775*.

The treated sludge shall not contain *Salmonella spp* in 50 g (wet weight) and the treatment shall achieve at least a 6 Log₁₀ reduction in *Escherichia Coli* to less than 5•10² CFU/g.

Conventional treatments

- Thermophilic aerobic stabilisation at a temperature of at least 55°C with a mean retention period of 20 days;
- Thermophilic anaerobic digestion at a temperature of at least 53°C with a mean retention period of 20 days;
- Conditioning with lime ensuring a homogenous mixture of lime and sludge. The mixture shall reach a pH of more than 12 directly after liming and keep a pH of at least 12 for 24 hours;
- Mesophilic anaerobic digestion at a temperature of 35°C with a mean retention period of 15 days;
- Extended aeration at ambient temperature as a batch, without admixture or withdrawal during the treatment period⁽⁵⁾;
- Simultaneous aerobic stabilisation at ambient temperature⁽⁵⁾;
- Storage in liquid form at ambient temperature as a batch, without admixture or withdrawal during the storage period⁽⁵⁾. The sludge treatment shall at least achieve a 2 Log₁₀ reduction in *Escherichia Coli*.

The relevant process parameters shall be monitored at least daily, and preferably continuously if practicable. Records shall be kept and made available upon request to the competent authority for inspection purposes.

European standards for the monitoring of these treatment processes shall be developed. If CEN standards are not available and until they are developed, ISO, international or national standards shall apply.

When the competent authority of the concerned Member State is satisfied that a treatment process not listed in this Annex is capable of achieving the same results as the listed treatments, it shall inform the Commission thereof. The Commission, after evaluation of the information provided, may seize the Committee of representatives of Member States. If the opinion of the Committee is positive, the treatment process shall be included in this Annex.

[Without prejudice to other relevant Community legislation, in particular Directive 90/667/EEC on animal waste.]

Anex II: Limit values for concentration of heavy metals in soil

Elements	Limit values (mg/kg dm)			
	Directive 86/278/EEC 6<pH<7	5≤pH<6	6≤pH<7	pH≥7
Cd	1 – 3	0.5	1	1.5
Cr	-	30	60	100
Cu	50 – 140	20	50	100
Hg	1 – 1.5	0.1	0.5	1
Ni	30 – 75	15	50	70
Pb	50 – 300	70	70	100
Zn	150 – 300	60	150	200

⁵ The minimum time length of the treatment shall be laid down by the competent authority taking into consideration the prevailing climatic conditions in the area where the treatment plant is located.

When the concentration value of an element in a specific land area is higher than the concentration limit as set in the table, the competent authority may still allow the use of sludge on that land on a case-by-case basis and after evaluation of the following aspects:

- uptake of heavy metals by plants,
- intake of heavy metals by animals,
- groundwater contamination,
- long term effects on bio-diversity, in particular on soil biota.

The areas of land with higher heavy metal concentrations shall be monitored and the possibility of using sludge shall be subject to a periodical assessment by the competent authority.

Annex III: Limit values for concentration of heavy metals in sludge for use on land

Elements	Limit values (mg/kg dm)		Limit values (mg/kg P)
	Directive 86/278/EEC	Proposed	Proposed
Cd	20 – 40	10	250
Cr	-	1 000	25 000
Cu	1 000 – 1 750	1 000	25 000
Hg	16 – 25	10	250
Ni	300 – 400	300	7 500
Pb	750 – 1 200	750	18 750
Zn	2 500 – 4 000	2 500	62 500

The sludge producer may choose to observe either the dry matter related or the phosphorus related limit values.

Annex IV: Limit values for concentrations of organic compounds and dioxins in sludge for use on land

Organic compounds	Limit values (mg/kg dm)
AOX ⁶	500
LAS ⁷	2 600
DEHP ⁸	100
NPE ⁹	50
PAH ¹⁰	6
PCB ¹¹	0.8
Dioxins	Limit values (ng TE/kg dm)
PCDD/F ¹²	100

⁶ Sum of halogenated organic compounds.

⁷ Linear alkylbenzene sulphonates.

⁸ Di(2-ethylhexyl)phthalate.

⁹ It comprises the substances nonylphenol and nonylphenoethoxylates with 1 or 2 ethoxy groups.

¹⁰ Sum of the following polycyclic aromatic hydrocarbons: acenaphthene, phenanthrene, fluorene, flouranthene, pyrene, benzo(b+j+k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(ghi)perylene, indeno(1, 2, 3-c, d) pyrene.

¹¹ Sum of the polychlorinated byphenils components number 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

¹² Polychlorinated dibenzodioxins/ dibenzofuranes.

Annex V: Limit values for amounts of heavy metals which may be added annually to soil, based on a ten year average

Elements	Limit values (g/ha/y)	
	Directive 86/278/EEC	Proposed
Cd	150	30
Cr	-	3 000
Cu	12 000	3 000
Hg	100	30
Ni	3 000	900
Pb	15 000	2 250
Zn	30 000	7 500

The competent authority may decide to allow an increase in the loading rate for copper and zinc on a case by case basis for those plot of land that are copper or zinc-deficient and if it has been proven by qualified expert advice that there is a specific agronomic need for the crops.

Annex VI: Sampling frequency

The following parameters shall always be analysed in order to characterise the composition of sludge:

- dry matter and organic matter⁽¹³⁾;
- pH;
- primary nutrients: nitrogen (as total N and NH₄-N), phosphorus (P), potassium (K).

For agricultural and similar uses, the following parameters shall also be analysed in order to characterise the agronomic value of sludge:

- secondary nutrients: calcium (Ca), magnesium (Mg), sulphur (S);
- micro-nutrients: boron (B), cobalt (Co), iron (Fe), manganese (Mn), molybdenum (Mo).

As a minimum, the frequency of analysis for sludge shall be as in the following table. The analyses shall be carried out at regular intervals during the year.

Quantity of sludge produced per year and per plant (tonnes of dm)	Minimum number of analyses per year				
	Agronomic parameters	Heavy metals	Organic compounds	Dioxins	Microorganisms
< 250	2	2	-	-	2
250 – 1 000	4	4	1	-	4
1 000 – 2 500	8	4	2	-	8
2 500 – 4 000	12	8	4	1	12
> 4 000	12	12	6	1	12

Sludge shall be assumed to be conform to the concentration limit values for heavy metals, organic compounds, dioxins and micro-organisms if, for each

¹³ Dry matter and organic matter shall be evaluated from the measurements of dry residue and loss on ignition.

concentration limit considered individually, the 90-percentile of the samples within a twelve-month period are at or below the threshold value and if the 10-percentile of the samples exceed only one threshold value and by less than 50%.

The competent authority may decide on a case-by-case basis to allow a reduction of the frequency of the analysis of any of the pollutant parameters (heavy metals, organic compounds, micro-organisms) if in a two-year period it has been shown that each measured value of the parameter is consistently below 75% of the threshold limit.

The competent authority may decide on a case-by-case basis to allow a reduction of the frequency of the analysis of any of the agronomic parameters if in a two-year period it has been shown that each measured value of the parameter deviates for less than 20% from the average.

The competent authority may decide on a case-by-case basis and whenever justified on the analysis of pollutants other than those listed in Annexes II and IV and on the analysis of micro-organisms other than those listed in Annex I.

For those pollutants (heavy metals, organic compounds, micro-organisms) that are either not present at all or present only in negligible quantities in the industrial waste water of the sectors listed in Annex VIII, the competent authority shall decide on the parameters and the frequency of the analyses to be carried out. It shall inform the Commission thereof.

Annex VII: Analysis and sampling

The soil shall be analysed before the first use of sludge on land and every ten years thereafter for the following parameters:

- pH;
- cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead and zinc.

The representative soil sample for analysis shall be made up by mixing together 25 core samples taken over an area not exceeding 5 hectares which is farmed for the same purpose. In case of large agricultural exploitations and subject to the approval of the competent authority, the core samples may be taken over an area of 20 hectares which is farmed for the same purpose. The samples must be taken to a depth of 25 cm unless the depth of the surface soil is less than that value; however, the sampling depth in the latter case must not be less than 10 cm.

Sampling and analysis of the relevant parameters shall be carried out as given by CEN standards. If CEN standards are not available and until they are developed, ISO, international or national standards shall apply.

Methods for soil examination:

Parameter	Title	Reference (*)
Sampling	Soil quality – Sampling – Part: 1: Guidance on the design of sampling programmes	ISO/DIS 10381-1
	Soil quality – Sampling – Part: 4: Guidance on the design of sampling programmes	ISO/DIS 10381-4
Soil texture (clay and organic matter content)	Soil quality - Simplified soil description	ISO 11259
	Soil quality – Determination of particle size distribution in mineral soil material – Method by sieving and sedimentation	ISO 11277
	Soil quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)	ISO 10694
pH	Soil quality – Determination of pH	ISO 10390
Heavy metals	Soil quality - Extraction of trace elements soluble in aqua regia	ISO 11466
	Soil quality – Determination of cadmium, chromium, cobalt, copper, lead, manganese, nickel and zinc – Flame and electrothermal atomic absorption spectrometric methods	ISO 11047
Nitrogen	Soil quality – Determination of nitrate nitrogen, ammonium nitrogen and total soluble nitrogen in air-dry soils using calcium chloride solution as extractant	ISO 14255
Phosphorus	Soil quality – Determination of phosphorus – Spectrometric determination of phosphorus soluble in sodium hydrogen carbonate solution	ISO 11263

(*) Lastest available edition

Methods for sludge examination:

Parameter	Title	Reference (*)
Sampling	Water quality – Sampling - Part 13 : Guidance on sampling of sludges from sewage and watertreatment works	EN/ISO 5667P13
Dry matter	Characterization of sludge - Determination of dry residue and water content	prEN 12880
Organic matter	Characterization of sludges - Determination of the loss on ignition of dry mass	prEN 12879
pH	Characterization of sludge - Determination of pH-value of sludges	EN 12176
Nitrogen	Characterisation of sludges - Determination of Kjeldahl nitrogen	prEN 13 342
Phosphorus	Determination of phosphorus compounds	prEN 13 346
Potassium		
Heavy metals	Characterisation of sludges Aqua regia extraction methods - Determination of trace elements and phosphorus	prEN 13 346
Secondary nutrients and micro-nutrients		(prEN 13 346)
Salmonella Seftenberg W775		
Salmonella spp		
Escherichia Coli		
AOX		[ISO 15009]
LAS		
DEHP		
NPE		

(*) Lastest available edition

Parameter	Title	Reference (*)
PAH		[ISO 13877]
PCB		[CD 10382]
PCDD/F		

(*) Lastest available edition

Annex VIII: Industrial sectors

The code in the entries refers to the European Waste Catalogue adopted on 20 December 1993 with Commission Decision 94/3/EC.

1. 02 02 04 sludges from on site effluent treatment from the preparation and processing of meat, fish and other foods of animal origin [without prejudice to other relevant Community legislation, in particular Directive 90/667/EEC on animal waste]
2. 02 03 05 sludges from on site effluent treatment from fruit, vegetables, cereals, edible oils, cocoa, coffee [, tea] and tobacco preparation, processing; conserve production; tobacco processing [; yeast industry]
3. 02 04 03 sludges from on site effluent treatment from sugar processing
4. 02 05 02 sludges from on site effluent treatment from the dairy production industry
5. 02 06 03 sludges from on site effluent treatment from the baking and confectionery industry
6. 02 07 05 sludges from on site effluent treatment from the production of alcoholic and non-alcoholic beverages (excluding coffee, tea and cocoa)
7. 03 03 06 fibre and paper sludge
8. 04 01 06 sludges containing chromium from the leather industry
9. 04 01 07 sludges free of chromium from the leather industry