

Tesis doctoral

Bases Edafológicas para la Correcta Utilización de un Compost de Lodos de Aguas Residuales Urbanas, como Enmienda Orgánica

Lic. Antonio Luis Pérez Lomas



DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA
FACULTAD DE FARMACIA
UNIVERSIDAD DE GRANADA

Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: Antonio Luis Pérez Lomas
D.L.: GR. 2626-2009
ISBN: 978-84-692-3885-1

Tesis doctoral

Bases Edafológicas para la Correcta Utilización de un Compost de Lodos de Aguas Residuales Urbanas, como Enmienda Orgánica

Memoria para optar al grado de Doctor presentada por el
Licenciado en Farmacia Antonio Luis Pérez Lomas

Fdo.: D. Antonio Luis Pérez Lomas

El trabajo que se expone en la presente memoria ha sido realizado bajo la
dirección de los doctores:

Fdo.: Dr. Rafael Delgado Calvo-Flores
Catedrático de Universidad
Dpto. Edafología y Química Agrícola
Facultad de Farmacia
Universidad de Granada

Fdo.: Dr. Gabriel Delgado Calvo-Flores
Profesor Titular de Universidad
Dpto. Edafología y Química Agrícola
Facultad de Farmacia
Universidad de Granada

El presente trabajo para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Granada ha sido realizado en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Facultad de Farmacia, Universidad de Granada. La temática y objetivos tratados en este trabajo se enclavan dentro del Proyecto Interdisciplinar de Investigación: "Estudio de las bases microbiológicas y edafológicas para la correcta utilización de lodos de depuradoras en la agricultura (639/2006/3-4.2)" concedido por el Ministerio de Medio Ambiente (España) al Departamento de Microbiología de la Facultad de Ciencias, al Instituto del Agua y al Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Facultad de Farmacia, todos ellos pertenecientes a la Universidad de Granada. D. Antonio Luis Pérez Lomas, Licenciado en Farmacia, disfrutó de una beca de Formación de Profesorado Universitario (AP2005-4103) concedida por el Ministerio de Educación y Ciencia.

“Es de buen nacido ser agradecido”.

En primer lugar agradecer a mi familia (padres, hermanos, titos, sobrinos...), principal soporte de la vida... Sé que están orgullosos de mí, pero en este momento toca sentirme yo orgulloso de ellos.

A mis directores de Tesis, Dr. Gabriel Delgado Calvo-Flores por estar día a día pendiente de la evolución, de los retrocesos, de los ensayos de laboratorio, de las experiencias, de la discusión..., en fin, de toda la tesis. Al Dr. Rafael Delgado Calvo-Flores por acogerme en su grupo de investigación y por no escatimar ni tiempo, ni esfuerzo, dentro de su ocupada agenda, para la elaboración de esta Tesis.

Al Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Facultad de Farmacia (UGR), por acogerme como uno más y hacerme más ameno el día a día. Especialmente a los profesores Jesús Párraga y Encarnita Gamíz, por sus aportaciones a la tesis. Al resto de profesores y personal del departamento: Eduardo Ortega, Inmaculada Saura, Cayetano Sierra, a Marisol (a su alegría perenne), a Encarnita (que se recupere pronto), a Jesús Gutiérrez (del que echo de menos sus cafés y charlas), a María Virginia (por sus aportaciones y charlas), a Rocío Márquez (por su ayuda y por el SEM) y a Irene y Pilar (las técnicas del laboratorio). A Dr. Manolo Sánchez Marañón por su aportación al estudio del color del suelo. Si de alguien me olvido sirvan estas líneas como símbolo de mi gratitud.

Al Instituto del Agua (UGR), con mención especial al Dr. Jesús González cuyas aportaciones al proyecto son la base de esta tesis. A la Dra. Marina Rodríguez por encontrarse en el flanco de la batalla todos los días, por sus aportaciones, por sus cafés, por sus conversaciones y por sus discusiones, verdadero sentido de la palabra interdisciplinar ¡Gracias!. Al Dr. Eloy Robles por su contribución a esta tesis, le deseo muchos éxitos futuros.

Al Departamento de Microbiología de la Facultad de Ciencias (UGR), en especial al Dr. José María Arias cuya dirección del proyecto da sentido a esta tesis, a la Dra. Concepción Jiménez, Dra. María Teresa y a Fernando por sus contribuciones al proyecto y a esta tesis.

Al Dr. Rogelio Nogales, a la Dra. Esperanza Romero, al Dr. Emilio Benítez y a toda su “tropa” que me acogió, enseñó y ayudó durante mi estancia en la Estación Experimental del Zaidín (CSIC, Granada).

Agradecer al Dr. Gonzalo Almendros por su tiempo, por su esfuerzo, por “prestarme” su laboratorio durante mi estancia en Madrid y por contribuir en la medida de lo posible a esta Tesis ¡Gracias!. A la Dra. Ana Piedra-Buena y al resto de personal del Centro del Ciencias Medioambientales (CSIC, Madrid) por acogerme. Su trabajo incansable es germen de mi admiración.

Al Dr. Francisco Ocaña del Departamento de Estadística (UGR) por su ayuda incondicional en las cuestiones estadísticas tratadas en la presente memoria de tesis.

Agradecimientos especiales al Dr. Juan Manuel Martín, por actuar en ocasiones como un director más de esta Tesis. También agradecer al Dr. Julio Calero y al Dr. Víctor Aranda del Departamento de Geología (Universidad de Jaén), que me ayudaron en múltiples ocasiones

A las empresas Biomasas de Guadalquivir SA y Emasagra SA por ceder las muestras para esta tesis. A Rafael García cuyo trato fue más cercano. Y al Centro de Instrumentación Científica (UGR) por realizar medidas acertada o desacertadamente, pero realizarlas al fin y al cabo.

Al Decanato de la Facultad de Farmacia por cedernos los invernaderos para “aislarnos del mundo” durante la manipulación de algunas muestras.

A la gente del “labo” 203-204 y al resto de gente del López-Neyra (CSIC, Granada), donde pude obtener DEA y conocer a muchos compañeros y amigos.

A mis amigos del pueblo y de de la Facultad, que tanto me han apoyado en la realización de esta tesis.

Finalmente, a todos aquellos que de algún modo me han ayudado o han contribuido en la realización de esta tesis, incluido a ti, sí ¡tú!, el que estás leyendo estas palabras, porque si no las leyeras esta tesis carecería de su sentido de ser.

Mi eterna gratitud.

A mi familia

INDICE

SECCIÓN I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.- Introducción	3
1.1.- Generalidades sobre los suelos agrícolas	3
1.1.1.- Degradación-erosión de los suelos agrícolas	5
1.1.2.- Recuperación de los suelos agrícolas	9
1.1.3.- Agricultura y medioambiente	14
1.1.4.- El cultivo del olivar	15
1.1.5.- El cultivo subtropical	18
1.2.- Generalidades sobre la materia orgánica del suelo	21
1.2.1.- Mecanismos de humificación	22
1.2.2.- Fracciones de la materia orgánica	23
1.2.3.- Funciones de las sustancias húmicas y de la materia orgánica	25
1.2.4.- Enmiendas orgánicas en suelos agrícolas	26
1.3.- Residuos urbanos: lodos de aguas residuales	29
1.3.1.- Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)	32
1.3.2.- Lodos de aguas residuales	33
1.3.3.- Destinos potenciales de los lodos	34
1.3.4.- Riesgos derivados del empleo de los lodos en agricultura	38
1.3.5.- Mineralogía de los lodos y compost de lodos	39
1.4.- Compostaje	41
1.4.1.- Factores que afectan a la mineralización del compost tras su aplicación al suelo	44
1.4.2.- Tipos de compostaje	45
1.4.3.- Los beneficios del compost	46
1.4.4.- Usos del compost	47
1.4.5.- El compostaje de restos de poda vegetal	48
1.4.6.- El compostaje de lodos de depuradoras	49
1.4.7.- Co-compost de lodos de depuradoras y los restos de poda vegetal	49
1.5.- Generalidades sobre la actividad biológica y enzimática	53
1.5.1.- Biología del suelo	53
1.5.2.- Biología de lodos y compost de lodos	55
1.6.- Generalidades sobre la estructura del suelo	57
1.6.1.- Teorías de la agregación	57
1.6.2.- La porosidad	59

1.6.3.- Factores que influyen en la estructura del suelo	59
1.6.4.- Estudio de la estructura del suelo mediante Microscopio Electrónico de Barrido (SEM)	64
2.- Objetivos	67
3.- Materiales y métodos	69
3.1.- Lodos de depuradora de aguas residuales urbanas	69
3.2.- Co-compost de lodos y restos de poda vegetal	69
3.3.- Suelos	70
3.4.- Diseño experimental	70
3.4.1.- Microcosmos edáficos	70
3.4.2.- Control de humedad: Higrómetro	71
3.4.3.- Procedimiento experimental	72
3.5.- Métodos de análisis	74
3.5.1.- Análisis edafológicos básicos	74
3.5.2.- Análisis mineralógicos (difracción de rayos X)	80
3.5.3.- Análisis de metales pesados y elementos traza	81
3.5.4.- Análisis de la fracción orgánica	82
3.5.5.- Análisis de la microestructura	85
3.5.6.- Análisis microbiológicos	86
3.6.- Métodos estadísticos	88
SECCIÓN II: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	93
4.- Estudio de los lodos de aguas residuales y del co-compost de lodos y restos de poda vegetal	95
4.1.- Caracterización química y fisicoquímica	95
4.1.1.- Lodo y lodo deshidratado	95
4.1.2.- Co-compost	96
4.2.- Estudio de la mineralogía	103
5.- Estudio de los suelos	105
5.1.- Caracterización de los suelos	105
5.1.1.- Suelo K	107
5.1.2.- Suelo L	111
5.1.3.- Suelo M	114

5.1.4.- Suelo N	117
5.1.5.- Capa arable de los suelos	119
5.2.- Conductividad hidráulica	123
5.3.- Relaciones del higrómetro con la humedad del suelo	126
6.- Evolución de los parámetros edáficos en microcosmos	129
6.1.- Introducción	129
6.2.- Resultados	131
6.2.1.- Propiedades químicas y fisicoquímicas	131
6.2.2.- Propiedades físicas	143
6.2.2.1.- Propiedades hídricas de los suelos	143
6.2.2.2.- El color de los suelos	146
6.2.3.- Lixiviados	149
6.3.- Discusión	157
6.3.1.- Análisis estadísticos	157
6.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes	157
6.3.1.2.- Análisis discriminante	176
6.3.1.3.- Análisis de correlación	179
6.3.1.4.- Análisis componentes principales	181
6.3.2.- Evolución de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos durante el proceso de incubación	183
6.3.2.1.- Propiedades químicas y fisicoquímicas	183
6.3.2.2.- Propiedades físicas	187
6.3.2.3.- Lixiviación	188
6.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos	189
6.4.- Anexos	192
7.- Estudio de los metales pesados asimilables en microcosmos	203
7.1.- Introducción	203
7.2.- Resultados	205
7.3.- Discusión	209
7.3.1.- Análisis estadísticos	209
7.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes	209
7.3.1.2.- Análisis discriminante	214
7.3.1.3.- Análisis de correlación	219
7.3.1.4.- Análisis componentes principales	220

7.3.2.- Evolución de los metales pesados asimilables	221
7.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos	223
7.4.- Anexos	225
8.- Evolución de la materia orgánica en microcosmos	229
8.1.- Introducción	229
8.2.- Resultados	232
8.2.1.- Análisis cuantitativo	232
8.2.2.- Análisis cualitativo de ácidos húmicos	234
8.3.- Discusión	237
8.3.1.- Análisis estadísticos	237
8.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes	237
8.3.1.2.- Análisis discriminante	239
8.3.1.3.- Análisis de correlación	242
8.3.1.4.- Análisis componentes principales	242
8.3.2.- Evolución de las fracciones de materia orgánica	243
8.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos	245
8.4.- Anexos	247
9.- Estudio parámetros microbiológicos en microcosmos	252
9.1.- Introducción	252
9.2.- Resultados	254
9.2.1.- Coliformes, colifagos y unidades formadoras de colonias (UFC)	254
9.2.2.- Actividad enzimática	254
9.3.- Discusión	260
9.3.1.- Análisis estadísticos	260
9.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes	260
9.3.1.2.- Análisis discriminante	264
9.3.1.3.- Análisis de correlación	267
9.3.1.4.- Análisis componentes principales	268
9.3.2.- Evolución de los parámetros microbiológicos	268
9.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos	270
9.4.- Anexos	272

10.- Estudio con Microscopio Electrónico de Barrido y Análisis de Imagen (SEM-IA) en microcosmos	279
10.1.- Introducción	279
10.2.- Materiales y métodos específicos	284
10.3.- Resultados	288
10.3.1.- Agregados edáficos	288
10.3.2.- Microporosidad	291
10.4.- Discusión	297
10.4.1.- Análisis estadístico: Componentes principales	297
10.4.2.- Evolución de los agregados edáficos	298
10.4.3.- Evolución de la microporosidad edáfica	302
10.4.4.- Valoración de experimento en microcosmos	305
11.- Análisis estadísticos	307
11.1.- Relaciones entre los diversos tipos de parámetros edáficos estudiados	307
11.1.1.- Análisis de correlación	307
11.1.2.- Análisis componentes principales	311
11.1.3.- Consideraciones generales	313
11.2.- Correlaciones de la microestructura del suelo L con otros parámetros edáficos	314
11.2.1.- Microestructura y parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos	314
11.2.2.- Microestructura y metales pesados	320
11.2.3.- Microestructura y fracciones de la materia orgánica	321
11.2.4.- Microestructura y parámetros microbiológicos	325
11.2.5.- Consideraciones finales sobre la microestructura	329
11.3.- Anexos	335
CONCLUSIONES	345
BIBLIOGRAFÍA	353

ABREVIATURAS

AF: Ácidos fúlvicos

AH: Ácidos húmicos

CC: Capacidad de campo (33 kPa)

CE: Conductividad eléctrica (mS)

C/N: Carbono orgánico total / nitrógeno kjendahl total

COT: Carbono orgánico total

DHPQ: Dihidroxiperilenquinonas

DSH: Actividad deshidrogenasa

FAO: *Food and Agriculture Organization of the United Nations*

GAP: Buenas Prácticas Agrícolas

HE: Humina extraíble

HNE: Humina no extraíble

HT: Humina total

LL: Lípidos libres

MO: Materia orgánica

MOL: Materia orgánica libre

PM: Punto de marchitamiento (1500 kPa)

SEM: Microscopia electrónica de barrido

SEM-IA: Microscopia electrónica de barrido y análisis de imagen

TNK: Nitrógeno Kjendahl Total

UFC: Unidades Formadoras de Colonias (bacterianas)

US-EPA: *Environmental Protection Agency of United States*

VPSEM: Microscopio electrónico de barrido de presión variable

SECCIÓN I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.- Introducción

1.1.- Generalidades sobre los suelos agrícolas

Cuando utilizamos el termino Tierra, pensamos en un todo donde podemos incluir el concepto de suelo, no obstante, Tierra podría ser considerado como un concepto ampliado del suelo, donde además del suelo incluimos todo lo que se encuentra directamente relacionado con el suelo, así, podríamos incluir recursos naturales como el clima y el agua y además la morfología del terreno, la vegetación, la microbiota, la macrobiota..., todos ellos son en sí los factores que hacen que un suelo se desarrolle hacia uno u otro lado.

Los suelos constituyen uno de los factores más importantes en el equilibrio global de la biosfera. El suelo es dinámico, complejo, abierto, vivo y frágil y debe ser protegido para asegurar su estabilidad y su productividad a largo plazo (Porta *et al.*, 1994). La agricultura, por concepto, es un desequilibrio en la naturaleza, sin embargo, no por ello deja de ser necesaria. En EEUU un agricultor en los años 50 alimentaba de media a 19 personas mientras que según las actuales estadísticas alimenta a 129 personas (López-Bellido, 2007).

A raíz de la Revolución Industrial las sociedades humanas desarrollaron la agricultura, la ganadería y la minería a su máximo nivel, contemplando el máximo beneficio como único argumento para su desarrollo. La agricultura tradicional de subsistencia, antaño realizada, no solo dejó de ser viable sino que, debido al tremendo incremento de la población mundial, nuevos tipos de explotaciones agrarias eran

necesarias e imprescindibles, todo ello en detrimento de la calidad del suelo, el cual resulta sobreexplotado (Figura 1.1). El uso de los fertilizantes se hizo necesario e imprescindible, siendo los fertilizantes químicos en primer término y los orgánicos en menor medida, los más empleados. Pero, como hemos dicho, no solo se puede hablar de la Revolución Industrial como único origen de la degradación de los suelos, desde que se descubrieron los primeros medicamentos como la penicilina por Fleming o las vacunas de Pasteur existe un espectacular aumento de la población. En primer lugar el aumento fue en los países más desarrollados, y en la actualidad, el aumento afecta principalmente a los países en vías de desarrollo. No obstante, el incremento de la población parece tener un límite y cada vez se tiende a estabilizar más la población mundial, y por fin, parece tener un final la vorágine consumista (López-Bellido, 2007). A partir de ese momento, cuando se establezca las necesidades de la población mundial, será cuando realmente se podrá volver la vista hacia atrás y empezar a reparar todo el daño causado a la Tierra.

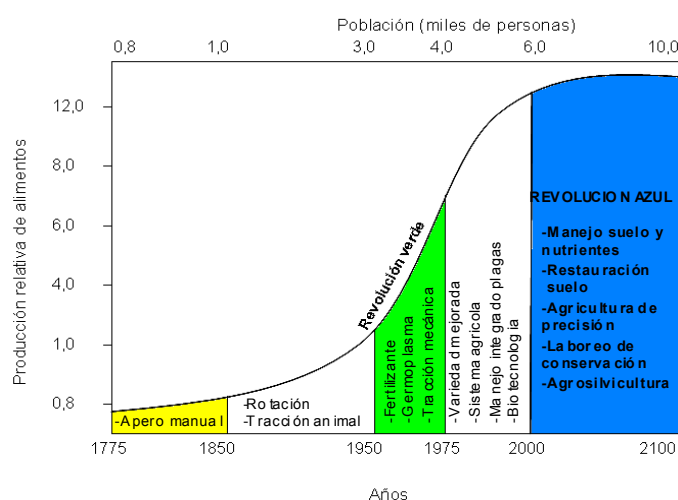


Figura 1.1.- Producción relativa de alimentos en función de los años y de la población.

El suelo tiene una capacidad funcional tremenda y potencialmente muy elevada (Cerde, 2007a):

- *El suelo como reciclador de la materia orgánica:* El suelo combina perfectamente lo biótico con lo abiótico y desarrolla una transferencia de materia en los dos sentidos. Los restos biológicos vegetales o animales son degradados por bacterias e insectos y son incorporados como material inorgánico al suelo, este sustrato inorgánico es a su vez captado por plantas que a su vez son comidas por los herbívoros, cerrando de este modo el ciclo.
- *El suelo como fijador de CO₂:* La materia orgánica del suelo es fruto de la acumulación de carbono, por tanto cuando aumenta en contenido de materia orgánica del suelo estamos secuestrando un *pool* de CO₂. El CO₂ forma parte del ciclo del carbón y es el responsable del efecto invernadero y de la actual temperatura de la Tierra. Su origen es volcánico y la combustión de biomasa, pero las actividades industriales han aumentado enormemente sus emisiones llegando en la actualidad, a ser un verdadero problema. El Dr. Sequi en 1998 indicó que un incremento de un 0.15% de carbono orgánico en los suelos agrícolas italianos podría significar la fijación de la misma cantidad de carbono que normalmente se

libera a la atmosfera por el consumo de combustibles fósiles durante un año en Italia (Soliva-Torrento *et al.*, 2008).

- *El suelo como reserva de agua:* El suelo posee un papel fundamental en el ciclo hidrológico. Una mala calidad del suelo influye en que se generen procesos de escorrentía donde se genera agua con muchos elementos en suspensión y de baja calidad, por no hablar de sus nefastos efectos sobre las obras de ingeniería hidráulica como pantanos, embalses, acequias, estaciones depuradoras de agua, sistemas de riego, etc. En un suelo de buena calidad raramente se generan escorrentía, actuando más bien como un bioquimiofiltro para la limpieza del agua. Antaño se originaban *pools* de agua subterráneas (capas freáticas), fuentes y nacimientos de agua de una extraordinaria calidad y pureza, esto parece lejano en el tiempo, ya que en la actualidad estas aguas subterráneas y los pocos nacimientos que quedan sufren a menudo problemas de contaminación por fertilizantes y fitosanitarios.
- *El suelo como base de la vida:* El suelo nos proporciona alimentos no solo a los seres humanos sino a toda clase de seres vivos, desde plantas hasta incluso animales carnívoros (por alimentarse estos de animales herbívoros).

1.1.1.- Degradación-erosión de los suelos agrícolas

La degradación del suelo se define como un proceso que rebaja la capacidad actual y potencial del suelo para producir bienes o servicios (FAO/PNUM/UNESCO, 1980). Este proceso incluye un conjunto de cambios físicos, químicos y biológicos en las propiedades y mecanismos edáficos que conducen a un deterioro de la calidad edáfica (López Bermúdez, 2007). En la actualidad se consideran dos modos para medir la degradación: *La degradación actual*, definida por la intensidad del proceso de degradación en la actualidad y el *riesgo de degradación*, definido por la disminución de la productividad debido a la acción degradativa. La FAO establece una clasificación para los diferentes tipos de degradación, los tipos más relevantes son la *degradación física*, la *degradación química* y la *degradación biológica*. La Tabla 1.1 recoge los principales procesos relacionados con la degradación (FAO/PNUM/UNESCO, 1980).

Degradación física	Degradación química	Degradación biológica
Encostramiento	Perdida de nutrientes	Disminución mat. orgánica
Compactación	Lixiviación de bases	Disminución macrofauna
Reducción de permeabilidad	Salinización	Disminución microfauna
Encharcamiento	Solidificación	Manejo exhaustivo
Degradación estructura...	Acidificación	-
-	Contaminación agro-químicos	-

Tabla 1.1.- Tipos de degradación y sus fenómenos asociados

La degradación del suelo es un proceso inducido por la acción humana sobre el territorio que supone la reducción de la capacidad de los ecosistemas terrestres en la producción de energía, agua, biomasa y nutrientes. Un efecto relevante de la degradación edáfica es la reducción de la funcionalidad del suelo como filtrador de aguas, como productor de biomasa, como reciclador de la materia orgánica, como liberador de nutrientes para plantas y como filtro en los ciclos biogeoquímicos (Cerde, 2007a). El

desarrollo de sistemas de laboreo mediante tracción animal y la mecanización generalizada del siglo XX ha permitido aumentar la productividad de los suelos agrícolas, pero también ha incrementado los riesgos de erosión y degradación. La Revolución Verde añadió en los años 60 sustancias como plaguicidas, herbicidas y abonos químicos de síntesis para aumentar la producción agraria. Estas sustancias son la clave en numerosas ocasiones de la degradación de los suelos debido al descenso de la actividad biológica y pérdida continuada de la materia orgánica del suelo (Cerdeira, 2007b) (Figura 1.1).

El proceso a través del cual se ha llegado a la situación actual es bien conocido, una intensa deforestación de los suelos en tiempos pasados, seguido de una rotulación e invasión agrícola y ganadera de las áreas originalmente arboladas, ha desembocado en una desprotección del suelo. El posterior abandono de muchas de estas tierras agrícolas, así como las rotulaciones intensivas de los suelos pobres (cuando los cultivos son muy demandados) han acentuado el proceso de degradación. Tanto el clima mediterráneo como la vegetación que lo acompaña (crecimiento lento y poca densidad arbórea) dificulta la regeneración de las comunidades bioclimáticas (encinas, quejigo, matorral, tomillos...), quedando enormemente acentuado el fenómeno de la erosión (López Bermúdez, 2007). En general, se describen una serie de factores responsables de la degradación de los suelos:

- *La sodificación:* Se trata de una concentración excesiva de sodio (superior al 15% del capacidad de intercambio catiónico). Suele darse en zonas semiáridas y lleva a la denominada sequía fisiológica, la alta concentración de electrolitos en la solución del suelo impide que las plantas disponer del agua del medio esto lleva no solo a un déficit de agua sino también de nutrientes incapaces de pasar a la planta por la alta osmolaridad del suelo. La germinación de las plantas es reducida y su crecimiento escaso, únicamente la vegetación halófila es capaz de establecerse.
- *La alcalinización del suelo:* Se origina cuando el pH del suelo supera 8.5. Se suele dar en suelos forestales rotulados con posterior pérdida de la cubierta vegetal; el riego con aguas con excesivo contenido en sales y una rápida evaporación de la misma es la responsable. Sus efectos son muy negativos, por ejemplo el complejo arcillas-humus se dispersa, destruyendo los agregados y originando una estructura masiva. Su única solución es el aumento de la materia orgánica del suelo que permita equilibrar el pH.
- *La salinización del suelo:* Ocurre cuando la conductividad de suelo supera los 4 mmhos/cm en superficie o 15 mmhos/cm en profundidad. Se suele dar en zonas áridas donde el balance hídrico es deficitario y existe una falta de lavado del suelo. Se produce una estructura floculada que disminuye el paso del agua y dificulta el desarrollo de raíces por parte de las plantas.
- *La urbanización del suelo:* Supone el asilamiento del suelo mediante hormigón o asfalto, no hay paso de agua ni intercambio gaseoso, ni producción de biomasa, ni reciclaje de material orgánico.
- *La contaminación del suelo:* Vamos a destacar las actividades industriales y agrícolas que conllevan contaminación por diversos productos como fertilizantes, pesticidas, abonos nitrogenados con la incorporación de nitritos al suelo (tóxicos para los seres

vivos), residuos sólidos y líquidos, purines, restos orgánicos de granjas, lluvias ácidas...

- *La desbasificación*: El lavado de bases se da por procesos de lixiviación de nutrientes debido a unas elevadas precipitaciones o a un excesivo riego. Las raíces no llegan a los nutrientes, hay un aumento de la acidez que finalmente origina un desequilibrio en el suelo. Suele darse en zonas montañosas o en suelos arenosos con poco o nulo desarrollo vegetal.
- *La reducción de la cubierta vegetal*: Su déficit supone entre otras cosas la falta de incorporación de materia orgánica, falta de buena estructuración del suelo por raíces, falta de fertilidad del suelo, decrecimiento de la retención de agua por el suelo, etc., en general, pérdida de suelo. Los procesos responsables de esta reducción son ya conocidos: La agricultura intensiva con un laboreo excesivo, un uso inapropiado de herbicidas, el pastoreo intensivo, la tala indiscriminada de árboles y matorrales, los incendios forestales...
- *La disminución del contenido de material orgánico*: Debido a una reducción paulatina de sustrato vegetal que aporta restos vegetales, además, el laboreo provoca la alteración de los procesos de humidificación y mineralización. Esta disminución conlleva un deterioro estructural del suelo con la disminución de la porosidad y de la capacidad de retención de agua. Se origina un debilitamiento del complejo húmico-coloidal con la consiguiente disminución de productividad del suelo.



Fotografía 1.1.- Encostramiento de suelo de olivar (elaboración propia).

- *Compactación del suelo* (Fotografía 1.1): Es un grave problema que se está dando por las actuales técnicas de laboreo. Se debe principalmente al continuo uso de maquinaria pesada sobre los suelos a lo largo de los años, esto origina costras superficiales que se van haciendo más profundas a lo largo del tiempo. El uso excesivo de fitosanitarios facilita la compactación del suelo. Finalmente se originan problemas de ausencia de vegetación por la dificultad de enraizamiento, pérdida de semilla por uso reiterado de herbicidas, casi nula capacidad de infiltración de agua, ausencia de intercambio de gases, disminución la actividad biológica y disminución de la materia orgánica...

La erosión edáfica es el fenómeno más espectacular, es un síntoma inmediato e irreversible de unas inadecuadas prácticas en la agricultura y es una indicación de las consecuencias de las prácticas intensivas que permiten dejar zonas de suelo devastadas y deprimidas (Nogales *et al.*, 1995; Manlay *et al.*, 2007). España junto a Portugal, son los países mediterráneos con mayores tasas de erosión actual y potencial (CORINE, 1992). Se cree que el 40% del territorio de España posee una tasa de pérdida del suelo superior a la tasa de formación del mismo, siendo esta situación especialmente alarmante en el 18% de los casos, donde el proceso de desertificación es severo (PAND, 2003). Dadas las condiciones bioclimáticas dominantes en España, la mayor parte de los suelos están condicionados por una fuerte dependencia del material parenteral y por las precipitaciones escasas. Los procesos de edafogénesis son lentos y con frecuencia el origen de los suelos es poligénico y se halla afectado por la migración de los materiales, por las fluctuaciones climáticas y por la acción humana (Vallejo, 1993; Serrásosles *et al.*, 2004). Por tanto, el balance de formación-erosión de suelo es casi siempre negativo.

Existen numerosos estudios a cerca de las tasas de pérdida de suelo relacionadas con su situación biofísica, no obstante, los datos arrojados son muy variables, López Bermúdez (2007) resume los trabajos elaborados en este aspecto (Tabla 1.2).

Situación biofísica	Pérdida de suelo (t ha ⁻¹ .año ⁻¹)	
	Máxima pérdida	Mínima pérdida
Áreas de matorral	0.1	3.0
Campos de cultivo	1.8	10.6
Campos abandonados	1.8	32.0
Montes incendiados	0.3	40.7
Batimetría	2.1	80.4
Bosques	0.6	84.0
Suelo desnudo	17.0	93.0
Badlands	12.0	150.0

Tabla 1.2.- Pérdidas de suelo según situación biofísica del suelo (López Bermúdez, 2007).

Los umbrales de sostenibilidad frente a la pérdida de suelo se encuentra en 2-5 t ha⁻¹ año⁻¹ para suelos frágiles y de 10-11 t ha⁻¹ año⁻¹ en suelos desarrollados, esto quiere decir que mayores pérdidas podrían ocasionar un proceso irreversible de degradación del suelo (López Bermúdez, 2007). Las consecuencias ambientales, económicas y sociales de la degradación de los suelos son graves sobre todo bajo aquellas condiciones geoambientales en donde la capacidad de regeneración de los ecosistemas es débil. En estas áreas, el suelo es considerado como un recurso no renovable (López Bermúdez, 2007).

Los trabajos sobre la erosión en España se inician relativamente tarde con respecto a otros países, al principio se dedicaba a limitar las pendientes máximas para la implantación de un cultivo y delimitar que tipos de pendientes pueden originar una movilización de sus materiales finos; posteriormente se trato de profundizar más en este fenómeno desarrollando índices, definiciones, métodos de evaluación... y obteniendo datos experimentales (Fourier, 1960; López Cadenas *et al.*, 1968; Magister, 1973). En la década de los años 70 se desarrolló la *Universal Soil Loss Equation* (USLE) (Wischmeier, 1959; Wischmeier *et al.*, 1978) y los modelos revisados *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE) y *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) para el estudio y la aplicación de proyectos de restauración.

A nivel gubernamental, en los años 80 el ICONA, en el marco del proyecto LUCDEME y del *Plan Nacional de Restauración Hidrológico-Forestal y Control de Erosión* promueve un estudio sobre los paisajes erosivos del sureste español y los estados erosivos de las cuencas hidrográficas españolas, el estudio culminó en el año 2003 con los *Mapas de Estados Erosivos* (DGCN, 2003). Estos estudios han servido como instrumento para la restauración hidrológico-forestal y el control de la erosión.

En el año 2001, se redactó *El Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias en materia de Restauración Hidrológico-Forestal, control de la Erosión y lucha contra la Desertificación* por el Ministerio de Medio Ambiente, documento ligado al *Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación* (PAND, 2003), al *Plan Forestal Español*, al *Plan Nacional de Restauración Hidrológico Forestal* y a los *Planes Hidrológicos de Cuenca*. El proyecto LUCDEME continua hoy día mediante la *Red de Estaciones Experimentales de Seguimiento y Evaluación de la Erosión y la Desertificación* (RESEL), iniciado en el año 1995, sus objetivos genéricos versan sobre dos aspectos: *El Inventario*, dada la práctica ausencia de datos sobre los procesos erosivos, y *La Experimentación*, como ensayos de sistemas de gestión y control de la erosión. En la actualidad, el Ministerio de Medio Ambiente ha asignado a la *Dirección General de Conservación de la Naturaleza* la realización de un *Inventario Nacional de Erosión del Suelo* (2002-2012), el mencionado inventario sirve de herramienta para la actualización periódica de los planes gubernamentales.

1.1.2.- Recuperación de los suelos agrícolas

El suelo se forma a partir de la roca madre, los fenómenos de meteorización disgregan la roca que es colonizada por formas de vida adaptadas a los ambientes más hostiles (líquenes, musgos y algas). Estos seres vivos llevan al desarrollo de las primeras formas de material orgánico que propicia suelos más porosos, con mayor retención de agua y mayor actividad biológica. Podemos resumirlo en tres pasos: *Génesis*, sucede la meteorización del suelo y la colonización de las primeras formas de vida, se caracteriza por ser un suelo con reducido contenido de materia orgánica, escasa porosidad y poca diferenciación con la roca madre. *Juvenil*, comienza a distinguirse un horizonte orgánico con mayor retención de agua, mayor porosidad... *Madurez*, se da una diferenciación de los horizontes con mayor desarrollo, elevados contenidos en materia orgánica y una estructura desarrollada y estable.

o *Modelo de conversión de hábitats de Dobson*

La conversión del hábitat es la mayor amenaza para la biodiversidad (Reid, 1992). Los bosques templados se están convirtiendo en tierras agrícolas, terrenos urbanizables, carreteras, campos de golf... La duración de su uso va en función de diversos factores, las tierras agrícolas pueden fácilmente no llegar a ser rentables y ser abandonadas, las antiguas minas a campo abierto dejan de ser explotadas una vez agotados los yacimientos, las carreteras son abandonadas cuando se construye una autovía cercana... Sin embargo, el mayor peso en la actual crisis de diversidad biológica es la conversión de bosques a zonas de agricultura y de ahí, a tierras degradadas (Pimm *et al.*, 1995).

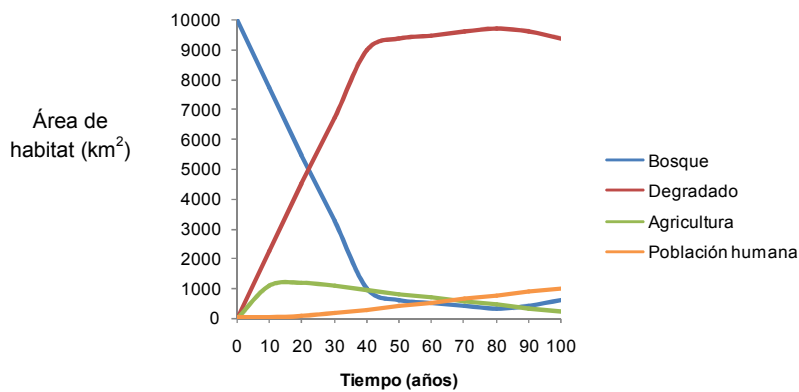


Figura 1.2.- Dinámicas transitorias del modelo cuando un área inicial de 10.000km² de bosque es invadida por 50 personas. El área de bosque originario disminuye y el área de tierras agrícolas crece; las tierras abandonadas e inservibles lentamente se recuperan a bosque (Gutiérrez-Rave J, 2007).

La Figura 1.2 muestra la sensibilidad del paisaje a la ocupación humana, cabe destacar que el proceso de restauración del bosque será en función del tiempo de uso agrícola del terreno, de modo que a más tiempo de agricultura menor bosque final queda y menor capacidad de regeneración posee. Las tierras que solo tienen uso agrícola por un corto espacio de tiempo y que la presencia humana es baja puede tener cantidades significativas de bosque inalterado o poco alterado (Gutiérrez-Rave, 2007). Actualmente, estamos sufriendo un proceso de equilibrio entre las tierras de cultivo y los bosques, de modo que tierras de cultivo pasan a ser abandonadas por su baja rentabilidad, esta tendencia esta hoy día al alza, incluso resulta incentivada por la Unión Europea. La conversión del hábitat ha originado dos frentes de lucha: *Declaración de aéreas protegidas* como parques, reservas naturales... como puntos de inicio de la regeneración de las aéreas degradadas, es necesario un terreno suficientemente grande donde se respete el ecosistema original. *Restauración de paisajes agrícolas e industriales*, para ello la disminución de la presión humana ejercida sobre los mismos, suministro de nuevas tierras poco rentables para el incremento de la masa boscosa, desarrollo de ecosistemas que respeten la biodiversidad existente.... La restauración es crítica en la gestión del medio ambiente y proporciona una vía crucial para reducir el tiempo necesario para la recuperación de los ecosistemas del Mediterráneo (Gutiérrez-Rave, 2007).

La *sucesión primaria* es el desarrollo de ecosistemas en zonas donde no existía previamente suelo, sin la intervención humana. Existen dos procesos fundamentales como origen de estos nuevos ecosistemas, los *procesos biológicos* y los *procesos edáficos*; ambos son necesarios y co-participan en la formación del ecosistema y no son sustituibles. Esto se pone de manifiesto en las necesidades de nitrógeno, el nitrógeno solo es acumulable como materia orgánica desde donde se libera lentamente, el suelo debe incorporar al menos 1 t de nitrógeno por hectárea para proveer las cantidades necesarias del mismo al ecosistema. El material geológico aporta muy poco nitrógeno y su cantidad es habitualmente el factor limitante para el desarrollo del ecosistema mediterráneo (Marrs y Bradshaw, 1993). Los procesos de sucesión primaria también llevan al desarrollo del ecosistema desde aquellas situaciones donde el hábitat ha sido degradado por la actividad humana (Leisman, 1957; Dancer *et al.*, 1977). Los estadios iniciales de la sucesión son pobres ecológicamente hablando, son muy sensibles a los cambios por lo que pueden generar diversos ecosistemas ricos en especies que resultan fácilmente eliminados por la competencia de otros ecosistemas más desarrollados.

La *sucesión secundaria* trata el desarrollo de ecosistemas donde permanece el suelo original, en principio sin que haga falta intervención humana. Su ejecución es más sencilla que en la primaria y los procesos desarrollados ya viene contemplado en la sucesión primaria. La restauración ecológica de un ecosistema sin la intervención humana puede llegar a durar décadas, siglos e incluso milenios debido a problemas específicos (Tabla 1.3 y 1.4). No obstante, estos problemas pueden ser identificados y superados artificialmente, llegando a tener éxito si logramos imitar a los procesos naturales, acortando considerablemente el tiempo de espera. Este es el único fundamento de la intervención humana en la restauración ecológica.

Procesos biológicos		Procesos edáficos	
Escala de tiempo (años)	Procesos	Escala de tiempo (años)	Procesos
1-10	Acumulación de materiales finos capturados por las plantas		
	Migración de la fauna y de la flora del suelo que proporciona acumulación de materia orgánica		
	Cambios en la estructura del suelo y en el <i>turnover</i> debido a las plantas, microorganismos del suelo y actividad de animales		
1-20	Mejora en la capacidad de retención del agua en el suelo debido a cambios introducidos en la estructura del suelo por organismos.	1-100	Mejora del agua disponible en el ecosistema
	Migración de especies de planta apropiadas		
1-50	Establecimiento de especies de plantas apropiadas		
	Acumulación de nutrientes por la acción de las plantas a partir de minerales del suelo		
1-100	Acumulación de nitrógeno por fijación biológica y a partir de entradas atmosféricas		
	Reducción de toxicidad por acumulación de materia orgánica	1-1.000	Acumulación de material fino por erosión de rocas
10-1.000			Descomposición de minerales del suelo por erosión
			Liberación de nutrientes minerales a partir de minerales del suelo
		10-10.000	Lixiviado de materia desde la superficie a capas inferiores
		100-10.000	Formación de horizontes diferenciados en el perfil de suelo.

Tabla 1.3.- Escala de tiempos de los procesos biológicos y edáficos implicados en el desarrollo de ecosistemas a partir de nuevas áreas desnudas (Gutiérrez-Rave, 2007; Dobson *et al.*, 1997).

El proceso de restauración ecológica trata de identificar el problema y realizar un tratamiento bien inmediato, bien a largo plazo o bien una combinación de ambos. Sirva como ejemplo el déficit de materia orgánica propio de los suelos mediterráneos, una vez identificado el problema, podemos incorporar materiales orgánicos (purines, lodos de depuradoras, compost...) como suplemento de los suelos a corto plazo o bien sembrar masa vegetal para que lentamente se incorporen residuos orgánicos al suelo. En el caso de déficit de nitrógeno, diferentes especies vegetales pueden incorporar nitrógeno al suelo (Dobson *et al.*, 1997). Aunque la restauración de las propiedades biológicas fácilmente puede recuperarse, la características estructurales de los suelos tardan mucho tiempo en regenerarse y solo se puede hablar de funcionalidad del ecosistema en un plazo de al menos 10 años (Gutiérrez-Rave, 2007).

Propiedad	Problema	Tratamiento inmediato	Tratamiento a largo plazo
Físicas			
Textura	Gruesa	Aportar materia orgánica o finos	
	Fina	Aportar materia orgánica	Revegetar
Estructura	Compacta	Subsolado del suelo (>50cm)	
	Suelta	Compactar	
Estabilidad	Inestable	Estabilizar o cuidar	Regenerar o revegetar
Humedad	Húmedo		Drenar
	Seco	Irrigar o enmienda orgánica	Revegetar con plantas tolerantes
Nutricionales			
Macronutrientes	Nitrógeno	Fertilizar	Revegetar con especies fijadoras de nitrógeno
	Otros	Fertilizar y enmendar con cal.	
Micronutrientes	Deficiencia	Fertilizar	
Toxicidad	Baja	Enmendar con cal	Enmendar con cal o especies tolerantes
pH	Alto	Enmendar con desechos piríticos o utilizar plantas tolerantes	Alteración meteórica
Metales pesados	Alto contenido	Abonar con materia orgánica o utilizar plantas tolerantes	Cubierta inerte o birremediación.
Compuesto orgánicos	Alto contenido	Colocar cubiertas inertes	Descomposición microbiana
Salinidad	Alta	Alteración meteórica o irrigar	Alteración meteórica o implantar especies tolerantes

Tabla 1.4.- Formas de abordar problemas de suelos en la restauración ecológica a corto y largo plazo (Gutiérrez-Rave, 2007; Dobson *et al.*, 1997).

La sucesión primaria da nota de que la recuperación de ecosistemas sin ayuda del ser humano es posible, no obstante está demostrado que la intervención humana puede tener y tiene éxito (Fotografía 1.2) (Gunn y Keller, 1995). Lo que no está claro es si el proceso de restauración debe ir dirigido hacia la generación de ecosistemas que anteriormente existían o bien generar un nuevo ecosistema, hay varias alternativas posibles, normalmente se busca retener la biodiversidad del mundo.

La restauración ecológica no puede quedar limitada a los parques y espacios protegidos puesto que ya son de por si los más vigilados. El problema real, a buscar y proteger, son las zonas menos protegidas, caracterizadas por una gran biodiversidad, una escasa extensión de terreno, una alta dispersión geográfica y una fuerte presión humana. Estos lugares, las pequeñas zonas de monte no rotuladas, los pequeños ríos, las sierras

escarpadas, las dehesas que no llegaron a ser rotuladas, etc. son realmente los verdaderos lugares de interés, por donde se inicia la restauración ecológica (semilleros y fuente de flora y fauna) y un ejemplo a seguir (Fotografía 1.2).



Fotografía 1.2.- Restauración cuenca minera Gallarta-La Arboleda en Vizcaya (arriba izquierda). Integración entre cebada y el ecosistema nativo (arriba derecha). Sucesión desde terraza de cultivo (abajo izquierda), abandono (abajo centro) y restauración natural (abajo derecha) (Elaboración propia).

○ *Las buenas prácticas agrícolas (GAP)*

El concepto de buenas prácticas agrícolas (GAP) indica la permanente protección de la fertilidad de los suelos y la protección de su capacidad como un recurso natural. La ley alemana sobre las buenas prácticas agrícolas incluye el mantenimiento o mejora de la estructura edáfica, evitar la compactación y la erosión del terreno, mantenimiento de las lindes, conservación de la actividad biológica, rotación de cultivos, etc. La ley británica habla del mantenimiento de la fertilidad, restauración del suelo, peligro de la compactación y de la contaminación del suelo, etc. En Francia el código GAP ha sido introducido mediante decreto en 1993 y hace referencia casi exclusivamente a la protección del agua frente a la contaminación. En general, los países miembros de la UE tienen distintos códigos, por tanto, un único código Europeo de GAP es muy conveniente, puesto que los principios de protección deben ser similares en cualquier lugar, evitando, eliminando o reduciendo la carga de pesticidas y eliminando, en general, los factores de riesgo de la erosión del suelo (*EU Soil Thematic Strategy, 2003*).

○ *Control mediante la enmienda orgánica*

Considerando el control de la erosión como el ensayo prioritario en la rehabilitación de suelos degradados, es interesante examinar como la aplicación de enmiendas orgánicas puede modificar la agregación del suelo y su estabilidad estructural (Sort y

Alcañiz, 1999a). La agricultura necesita una enmienda segura, que aporte nutrientes a largo plazo y mantenga los niveles de materia orgánica para compensar las pérdidas debidas a los cultivos, al pastoreo y a la migración hacia aguas superficiales, aguas profundas y a la atmosfera. El uso de residuos biodegradables en agricultura es un camino para mantener y restaurar la calidad de nuestros suelos (*EU Soil Thematic Strategy, 2003*). Los contenidos de nutrientes en los biosólidos ofrecen diversas ventajas en comparación con los fertilizantes inorgánicos debido a que son orgánicos y, por tanto, son liberación lenta. Estas formas orgánicas de nutrientes son menos solubles en agua, por lo tanto tienen una menor probabilidad de lixiviarse al agua subterránea o de ser arrastradas por las aguas superficiales (EPA, 2007). Este tipo de enmienda tiene especial importancia en las regiones más al sur de Europa donde es un instrumento para la lucha contra la desertificación y la erosión de los suelos, sobre todo en áreas sobreexplotadas en la producción agrícola (*EU Soil Thematic Strategy, 2003*). Los niveles de materia orgánica considerados mínimos para el cultivo en suelo a largo plazo se sitúa entre 2.5-3.0%, sin embargo, los suelos con menos de un 1 % de materia orgánica son comunes en cuenca Mediterránea de la Unión Europea. Estudios preliminares indican que el 74% de la tierra del sur de Europa está cubierta por suelos con menos de 2% de materia orgánica en su capa arable, en estas condiciones los suelos se definen como en etapa de pre-desertificación (*EU Soil Thematic Strategy, 2003*).

1.1.3.- Agricultura y medio ambiente

La variedad del sistema agrícola mediterráneo se pone de manifiesto incluso en las técnicas agrícolas empleadas. Frente a las técnicas tradicionales han surgido técnicas modernas, esta dualidad se pone de manifiesto en el proceso económico donde coexiste una agricultura de subsistencia, impermeable al desarrollo y una agricultura de mercado, cuyo potencial va marcado por las exigencias de la población (López-Bellido, 1992).

La capacidad de un suelo para producir un cultivo se mide en términos de producción obtenida (*outputs*) en relación a los factores que influyen en la producción (*inputs*); en general, los ambientes áridos y semiáridos tienen un grave problema de productividad del suelo debida en gran parte a los procesos de erosión incluida la pérdida de nutrientes y sobre todo el agotamiento de materia orgánica (Nogales *et al.*, 1995). La agricultura de mercado está caracterizada por unos altos gastos en *inputs* que son recompensados con una elevada tasa de producción *outputs* (en detrimento de la calidad) pero con unos beneficios normalmente elevados, según dicte el mercado. Estos suelos son sobreexplotados de modo que este tipo de agricultura es como un círculo que cuando se entra es difícil de salir, la pobreza del suelo hace necesaria e indispensable unos altos *inputs*.

La cuenca mediterránea se encuentra más próxima a los objetivos que pretende la agricultura sostenible, frente a los sistemas intensivos de las zonas templadas del centro y norte de Europa. Los sistemas mediterráneos se caracterizan por un uso limitado de los medios de producción donde cabría preguntarse si es factible una disminución de los *inputs*. Hay necesidad de revisar los factores de sostenibilidad de la agricultura mediterránea tomando como base los índices de productividad del suelo o el contenido en materia orgánica del suelo. Para alcanzar la agricultura sostenible los sistemas de cultivo deben tener unos bajos *inputs*, minimizar el uso de medios externos a la explotación agraria (fitosanitarios y fertilizantes), limitar los gastos de producción, evitar la

contaminación de aguas superficiales y subterráneas y aumentar a corto-largo plazo la rentabilidad del cultivo. Para ello, hemos de tener en cuenta el laboreo reducido o de conservación, el papel del barbecho, las rotaciones de cultivos, la introducción de leguminosas, los cultivos de cobertura y el abonado verde u orgánico (López-Bellido, 2007)

La agricultura ecológica se encuentra basada en un máximo respecto a la naturaleza, los pilares claves para la agricultura ecológica son: 1-Rotación el cultivo con el objetivo de mantener la fertilidad del suelo y dificultar la aparición de plagas. 2-Lucha contra las plagas mediante el empleo de predadores naturales o competidores. 3-Reducción de la aparición de adventicias mediante métodos manuales, practicas naturales o uso de cubiertas verdes u orgánicas. 4- Uso exclusivo de compuestos naturales como fertilizantes, en general se suele utilizar abonos verdes o residuos orgánicos.

El compost es el principal fertilizante utilizado en la agricultura ecológica, sin embargo, los más puristas se limitan al uso de un compost que carezca de materiales no procedentes de actividades ecológicas, de modo que los lodos de depuradora y los residuos urbanos no clasificados escaparían en un primer momento de este tipo de agricultura.

1.1.4.- El cultivo del olivar

La cuenca mediterránea siempre ha estado asociada a una tipología de cultivos propios de su clima, hoy día adquiere mayor relevancia dos tipos de cultivo: la vid y el olivar.

Existen evidencias de que el olivar ya fue empleado hace unos cinco mil años en la cuenca mediterránea (Guzmán, 2004). Andalucía es la región de España con mayor producción de aceite de oliva y aceituna de mesa con un 39% y un 24 %, respectivamente, entre los años 2000-2003 (Consejería de Agricultura y Pesca, 2006).

En la comunidad andaluza, el olivar se centra en el 86% de la superficie agrícola en las provincias de Jaén, Córdoba, Sevilla y Granada en régimen de monocultivo. A la hora de considerar los procesos erosivos resulta muy importante mencionar que el 25% de la superficie se encuentra en zonas de pendiente superior al 20%, y la mayoría, el 59% se sitúa en pendientes entorno al 5-20% (Consejería de Agricultura y Pesca, 2003). A esto hay que añadir la limitación de la productividad debido a la pobreza de los suelos, de poco espesor, con bajos contenidos en nutrientes, con bajos contenidos de materia orgánica (inferiores al 1%) y con una baja capacidad de retención de agua. Históricamente el olivar siempre a ocupado las zonas de peor calidad en detrimento del cereal, leguminosas, hortalizas... que eran sembradas en los mejores terrenos. La mayoría del olivar es de tipo extensivo con unas bajas densidades de plantación (alrededor de 100 olivos por hectárea) o moderadas (alrededor de 100-200 olivos por hectárea). En todas ellas los olivos suelen estar separados entre sí unos 9-14 metros. Frentes a estas viejas plantaciones están surgiendo las plantaciones intensivas con más de 400 olivos por hectárea (Fotografía 1.3); en muchas de estas plantaciones, los olivos son plantados cada metro y no se dejan crecer durante mucho tiempo con el objeto de que puedan ser recolectados por maquinas similares a las empleadas en las vides. El inconveniente de estas plantaciones es la necesidad de renovar la planta cada cierto tiempo (Gómez, 2007) y, sobre todo, la fuerte

explotación de los recursos nutritivos del suelo, el cual queda totalmente agotado. A nivel gubernamental se distinguen 4 tipos básicos de explotaciones agrarias de olivar:

-El *cultivo tradicional de secano con alta pendiente* ocupa sobre un 30% del olivar.

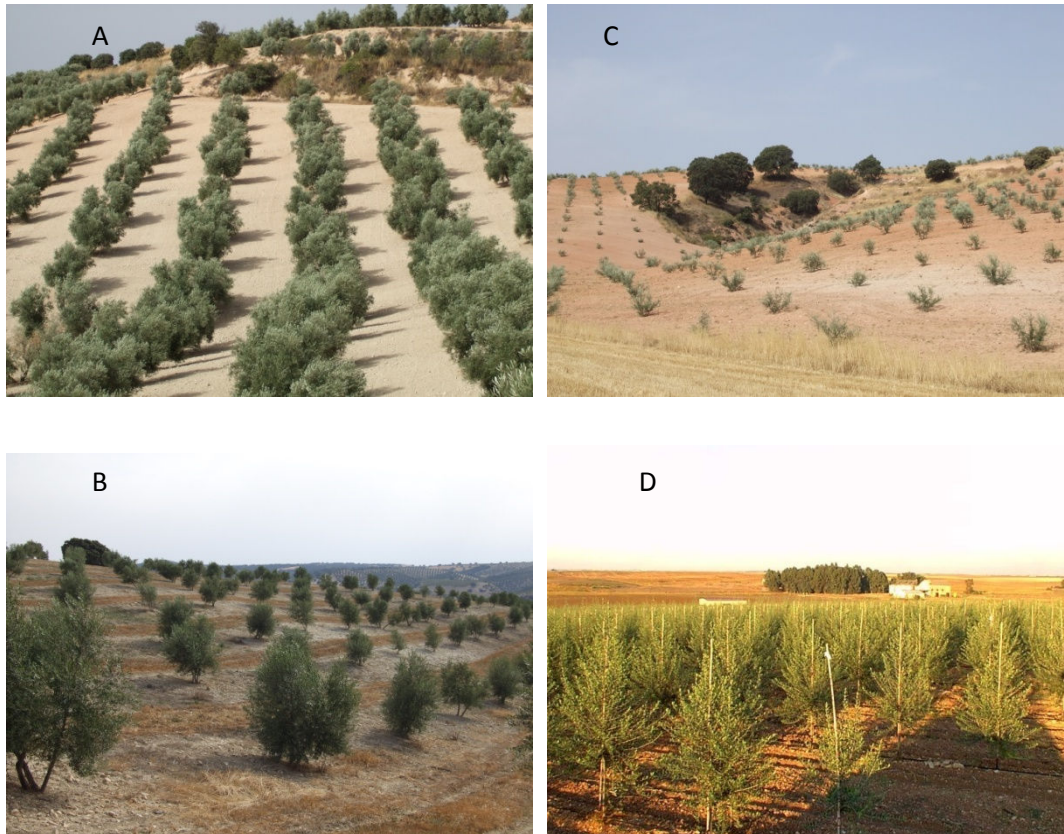
-El *cultivo tradicional de secano con pendiente moderada* esta poco intensificado por la limitación del agua y abarca sobre un 40% de la superficie de olivar.

-El *cultivo tradicional de regadío*: Corresponde a cultivo tradicional de secano con pendiente moderada, a la que se aplica agua y, normalmente, nutrientes solubles. Suelen ser más intensivos (mayor numero de olivos por hectárea) y se sitúa en torno al 20% de la superficie de olivar

-El *cultivo intenso*: Muy controlado con nutrientes y fitosanitarios, mucho *inputs* pero que conllevan a la vez muchos *outputs*; solo representa a un 5 % de la superficie de olivar.

Todos los factores arriba mencionados, zonas de pendiente, suelos someros, baja cobertura del suelo, etc. contribuyen que el olivar sea un candidato idóneo para sufrir procesos de erosión y degradación del suelo, sobre todo en zonas del clima mediterráneo donde son relativamente frecuentes episodios de lluvia muy intensos.

Con anterioridad a los años 50, cuando se cultivaba con tracción animal, no se encuentran descritos procesos de erosión en los suelos de olivar, presumiblemente debido a un laboreo poco intenso y a una baja frecuencia de labores, lo que dejaba frecuentemente cobertura vegetal (Álvarez *et al.*, 2007). La introducción del laboreo mecanizado permite la expansión de los cultivos y el aumento y la frecuencia del laboreo, el éxito del agricultor consiste en mantener el suelo completamente libre de vegetación creando escenas del olivar tradicional donde empiezan a ser habituales los procesos erosivos además de otros problemas como la perdida de la biodiversidad vegetal y microbiana, compactación del terreno y los problemas de contaminación de aguas superficiales y profundas (Gómez, 2007). Las antaño existentes terrazas, creadas con diversos fines como la mejora de la calidad del suelo, evitar erosión, disminución del esfuerzo para su laboreo, etc., fueron frecuentemente eliminadas por potentes tractores cuya envergadura hacía imposible el laboreo y la mecanización de las mismas. Sin embargo, la siembra del olivar en curvas a nivel origina que el laboreo se efectuó a curva a nivel, por lo que con el paso del tiempo se desarrolla unas terrazas semejantes a las ya utilizadas antaño en el siglo XIX y principios de XX muy beneficiosas para el mantenimiento de los suelos (De Alba *et al.*, 2003).



Fotografía 1.3.- A) Cultivo olivar sin capa vegetal. B) Cultivo olivar capa vegetal. C) Bosque-isla en mitad de un cultivo de olivar. D) Cultivo olivar intensivo (Elaboración propia)

En el cultivo de olivar podemos encontrar el suelo bien con cobertura vegetal o bien sin cobertura. El suelo con cobertura puede tener dos tipos de cobertura, la *cubierta vegetal viva* formada principalmente por malas hierbas que pueden estar o no controladas mediante la siega, picadoras de vegetales, herbicidas o el pastoreo, también existen cubiertas vegetales sembradas donde normalmente se utilizan gramíneas y/o leguminosas fijadoras de nitrógeno. La *cobertura inerte* no son más que restos de poda, hojas secas, paja, materiales diversos, compost, etc., todos estos materiales normalmente son picados bien directamente sobre el suelo o bien son picados previamente a su depósito sobre el suelo. Las zonas de olivar con suelo desnudo se pueden achacar a un excesivo laboreo tradicional, sin embargo, también nos encontramos casos de poco laboreo donde la pérdida de masa vegetal es debida a su extinción por un rígido control mediante herbicidas (Pastor *et al.*, 1999).

A finales de los años 80 y principios de los 90 comienzan a arrojarse datos a cerca de la pérdida de suelo, situándose las comarcas andaluzas de olivar entre las que poseen mayor riesgo real y potencial de sufrir procesos erosivos, con unas tasas de erosión mucho mayor a las tolerables. (Kirkby *et al.*, 2004). Desde la implantación del laboreo mecanizado, los problemas de la erosión comenzaron a acentuarse y se reconocieron como evidentes, a partir de este momento tanto la administración como los propios agricultores optaron por una reducción del laboreo tanto en el número de labores como en su intensidad, de modo que se trata de combinar un laboreo reducido con el uso de herbicidas. En la actualidad, este laboreo reducido se traduce en arar únicamente las calles, lo que mejora la filtración del agua; dejando sin arar la zona situada bajo la copa del

olivo, esta zona se mantiene desnuda mediante el uso de herbicidas, cabe mencionar que esta zona tiene de por sí un mayor contenido en materia orgánica y siempre posee una mayor capacidad de infiltración de agua. El hecho de no arar la zona situada bajo la copa del olivo obedece en ocasiones a otros factores que nada tienen que ver con la erosión, como es la preparación de los suelos (preferentemente lisos, sin masa vegetal) con el objeto de facilitar la recogida de la aceituna que cae al suelo, y otro factor importante es el miedo a la rotura de las raíces del árbol, la cual se desconoce si pudiera resultar saludable o perjudicial.

Más radical, si cabe, resulta el no laboreo o mínimo laboreo donde la vegetación es controlada mediante el uso intensivo de herbicidas, esto conduce a un suelo enormemente compacto y sin masa vegetal alguna, donde la vida vegetal parece casi un milagro dado la enorme compactación del suelo que limita la penetración de raíces, y donde las semillas parecen ya extinguidas por el uso reiterado de herbicidas (Fotografía 1.1).

La técnica con mayor proyección de futuro está relacionada con el mínimo laboreo o incluso una nula labor; pero, en este caso, el herbicida controla la masa vegetal situada bajo la copa de los olivos, dejando crecer en las calles las malas hierbas o bien sembrando vegetación fijadora de nitrógeno en estas calles (Fotografía 1.3). Llegado el verano, únicamente se procede al picado a unos 10 cm del suelo de la masa vegetal de las calles aprovechando por un lado que las hierbas están secas y por otro lado tratando de eliminar hierbas que pudiesen crecer con la poca agua que cae en épocas estivales. Esta técnica suele combinarse con una cobertura inerte procedente de los restos de poda, si bien los restos de poda pueden ser compostados previamente a su esparcimiento por el suelo, es recomendable realizar un co-compost a partir de los restos de poda y otros elementos orgánicos como lodos de aguas residuales puesto que la capacidad fertilizante del producto es mucho mayor (Manios, 2004).

Resulta interesante los estudios llevados a cabo por Gómez *et al.* (2007b) y Martínez (2006), observan como el nitrógeno, fósforo, potasio y nitratos se pierden con mucha más facilidad en el caso de los suelos desnudos sometidos a no laboreo, siendo menores las pérdidas de estos elementos cuando el suelo tiene un laboreo convencional y siendo mínimas las pérdidas cuando el suelo posee una cubierta vegetal.

1.1.5.- El cultivo subtropical

Las características de los litorales de la costa de Málaga y Granada han propiciado que desde hace años se venga desarrollando el cultivo de especies cuyo lugar de procedencia se sitúa en latitudes tropicales. Esta zona se encuentra delimitada por el sur con el mar Mediterráneo que atempera las fluctuaciones de temperatura y por el norte con las estribaciones montañosas del sistema Penibético que constituyen una barrera natural frente a las masas de aire frías procedentes del norte. Estos litorales se caracterizan por temperaturas suaves situadas por encima de 16-17°C.

En la época de los años 50 el cultivo de cítricos se extendía a lo largo del valle del río Guadalhorce, mientras que en la costa occidental granadina se implantaron los cultivos denominados subtropicales, siendo el chirimoyo el máximo representante (Fotografía 1.4). La rentabilidad del cultivo de fruta subtropical hizo que este pasase a cultivar con gran éxito en la costa de Málaga. Posteriormente se incorporaron nuevos frutales como el

aguacate, el mango, la papaya, el babaco, el lichi, etc (Larrubia-Vargas, 1991). A pesar de ello, los cultivos subtropicales mejor establecidos siguen siendo el chirimoyo y el aguacate, los cuales tienen una extensa red comercial.

El máximo auge de cultivos subtropicales en la costa granadina y malagueña se sitúa a finales de años 80 y principios de los 90, antes que se originase la vorágine urbanística, en estos años se cifra en 13.200 ha de árboles frutales, 12.877 ha de árboles no frutales, 5.532 ha de aguacates, 4.538 ha de chirimoyos, 530 ha de nísperos y 2.277 ha de otros frutales. El cultivo subtropical de esta región suponía el 86.6% de la superficie total de España dedicada al cultivo subtropical, tan solo las Islas Canarias desarrollan también cultivo subtropical, aunque con mucha menor superficie (Larrubia-Vargas, 1991)

En este litoral también merece mención especial el cultivo de la caña de azúcar (Fotografía 1.4), este cultivo antaño también fue ampliamente sembrado en la vega de Granada, sin embargo, la presión urbanística y los bajos precios en origen han hecho que su producción quede reducida prácticamente a la costa granadina, donde coexiste un tejido industrial propio. Sin embargo, la presión urbanística y otras fuentes de azúcar más económicas están llevando a una reducción considerable en el cultivo de la caña de azúcar en la costa granadina.

El futuro del cultivo subtropical de España sigue estando en esta zona del sureste español (Larrubia-Vargas, 1991) y pese a su actual declive, la situación económica actual y la falta de alimentos a nivel mundial predicen que un nuevo renacer para este cultivo.



Fotografía 1.4.- Vista general del cultivo de chirimoyo en las laderas de la montaña. B: Cultivo de chirimoyo en zona alta de la vega subtropical. C: Caña de azúcar en vega de Motril. D: Recolección de caña de azúcar (www.flickr.com y www.juntadeandalucia.es).

1.2.- Generalidades sobre la materia orgánica del suelo

El almacén de carbono en el suelo es tres veces superior al de la atmósfera (Manlay *et al.*, 2007). En general, la principal fuente de material orgánico son productos fotosintéticos como hojas, raíces, tallos... y como segunda fuente están los restos animales y otras fuentes externas como estiércoles, compost, lodos de depuradoras... (FAO, 2001), aunque estas últimas fuentes no pueden ser consideradas como naturales ya que proviene de la acción del hombre. Por definición se excluye del concepto de materia orgánica a los restos groseros de material vegetal o animal (> 2 cm). Los recursos de material orgánico contienen además: Agua (20-90%) y materia mineral (1-10%), en la materia mineral es mayoritario el K, Ca, Mg, Na, P, S... (Schroeder, 1984). La materia orgánica del suelo (MO) está formada por (Figura 1.3):

- Partículas en descomposición de residuos de plantas
- Microorganismos y microflora envuelta en la descomposición.
- Productos de crecimiento y descomposición microbiana.
- Humus en proceso de humificación

Solo una pequeña proporción de la materia orgánica de los suelos se encuentra en forma de restos vegetales, animales y/o microbianos, todos estos compuestos experimentan transformaciones normalmente de origen biológico denominadas humificación y conforman un nuevo conjunto de sustancias que se conocen con el nombre genérico de *humus* (Schroeder, 1984). La materia orgánica incluye: *Carbohidratos* como azúcares y féculas (contenido celular); *pectinas, hemicelulosa y células* (paredes celulares); *lignina* proveniente de las paredes celulares y *compuestos derivados del nitrógeno* como proteínas, péptidos, aminoácidos, ácidos nucleídos, aminoazúcares, pirimidinas...; además, podemos encontrar *grasas, resinas, ceras, resinas y alcanos*. Sin embargo, la composición de la materia orgánica del suelo varía enormemente en función de las condiciones climáticas y de la tipología del suelo.

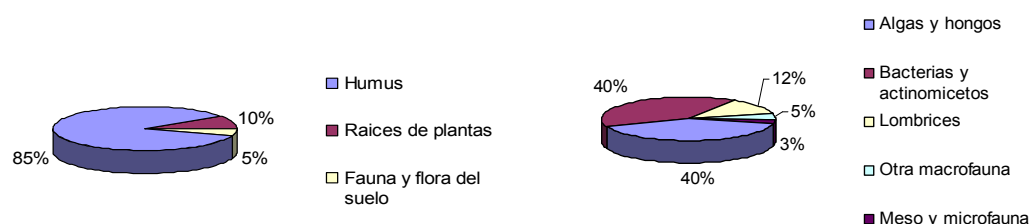


Figura 1.3.- Porcentaje de los componentes de la materia orgánica del suelo (arriba) y porcentaje de la biota en el suelo (abajo).

La lignina ha sido tradicionalmente descrita como *molécula madre* desde donde se originan gran parte de las sustancias húmicas. La biodegradación de la lignina se atribuye principalmente a la acción de los hongos, aunque se ha comprobado que bacterias, hongos imperfectos y actinomicetos también son capaces de degradarla (Fengel y Wegener, 1984; Schoemaker *et al.*, 1991). Existen procesos de *síntesis abiótica o*

extracelular enzimática donde los fenoles procedentes de la degradación de la lignina junto con los que generan los microorganismos, constituyen los materiales de partida en la formación de las sustancias húmicas. Los fenoles se oxidan fácilmente a quinonas en medio alcalino o por la acción de enzimas. Las reacciones de condensación de quinonas se encuentran favorecidas por la presencia de compuestos nitrogenados como los aminoácidos procedentes del metabolismo microbiano. Este mecanismo permite explicar la incorporación de nitrógeno a las sustancias húmicas (Stevenson, 1982; Tinoco, 2002).

Por otro lado encontramos la *síntesis biótica*: El micelio de hongos (principalmente en el caso de los imperfectos o deuteromicetos) se encuentra impregnado de sustancias oscuras con características similares a las sustancias húmicas (Haider y Martín, 1967). Este tipo de macromoléculas se conocen genéricamente como melaninas fúngicas o microbianas, y pueden ser tanto productos extracelulares como constituyentes de la pared celular. Las melaninas fúngicas son de color negro, son insolubles en agua y disolventes orgánicos, parcialmente resistentes a la hidrólisis con ácidos fuertes. Se decoloran con agentes oxidantes (como H₂O₂), son solubles, o al menos se despolimerizan, con soluciones alcalinas en caliente y muestran espectros similares a los ácidos húmicos en el rango visible-UV (Nicolaus *et al.* 1964). Las más estudiadas y extendidas en los suelos son las derivadas del dihidroxinaftaleno, que tras experimentar una serie de transformaciones, dan lugar a estructuras de tipo dihidroxiperilenquinona (DHPQ), que se reconocen en los laboratorios por sus valores de absorbancia característicos en el rango del visible-UV (Sato y Kumada, 1967).

La materia orgánica del suelo está *viva*, por esto entendemos que se encuentra sometida a cambios. Se han desarrollado modelos simuladores de la evolución de la materia orgánica basados en la ciencia de la descomposición que predicen la dinámica de la materia orgánica del suelo; estos modelos distinguen, al menos, dos almacenes de materia orgánica, uno lábil con entorno a meses de formación y otro más estable, que incluye la materia orgánica asociada a la arcillas, cuyos cambios duran años e incluso décadas y es relativamente resistente a desaparecer (Manlay *et al.*, 2007).

En cuanto a la distribución de la materia orgánica en las distintas fracciones del suelo, estudios realizados por Bronick y Lal (2005) muestran que la fracción arcilla posee un mayor contenido en carbono orgánico, el limo tiene niveles intermedios y finalmente la arena será la que tenga un menor contenido en carbono orgánico, sus estudios indican 20 veces más de carbono orgánico en la fracción arcilla respecto a la fracción arena y de 5 veces más carbono orgánico en la fracción limo respecto a la fracción arena.

1.2.1.- Mecanismos de humificación

El proceso de humificación implica cambios en la complejidad química de la materia orgánica que confieren estabilidad a los compuestos húmicos, aumentando su resistencia a la biodegradación y mineralización (Tate, 1987), así como una progresiva capacidad y tendencia a asociarse con las superficies reactivas de los minerales del suelo. Existe, por otro lado, el proceso de descomposición de la materia orgánica que no conduce a la formación de sustancias húmicas, sino a que la materia orgánica sea objeto de una rápida mineralización, pasando el carbono orgánico a inorgánico, y este a la atmósfera en forma de CO₂.

Hay una serie de mecanismos que conllevan la formación de las sustancias húmicas (Figura 1.4). La humificación es posible gracias a reacciones químicas de grupos relevantes, al metabolismo biológico y a la autólisis en el tracto digestivo de la fauna (Schroeder, 1984).

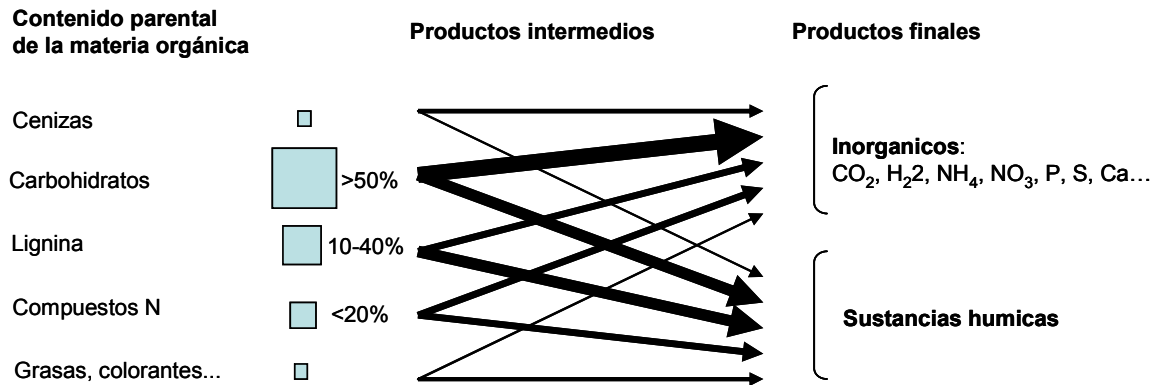


Figura 1.4.- Evolución de los constituyentes de la materia orgánica.

Podemos resumir los mecanismos de humificación en:

-Alteración de la biomacromoléculas: Destacamos la alteración microbiana de las ligninas, la diagénesis de biomacromoléculas lipídicas que contribuyen al dominio alquílico de las sustancias húmicas y la alteración de los carbohidratos insolubles o coloidales mediante la deshidratación en medios reductores de limitada actividad biológica.

-Neoformación de sustancias húmicas: La biosíntesis microbiana, los procesos de condensación enzimática, la condensación abiótica de fenoles, aminoácidos y ciertos azúcares y finalmente la condensación entre cadenas de triglicéridos son descritos como posibles orígenes de la materia orgánica estable.

1.2.2.- Fracciones de la materia orgánica

En sentido estricto, podemos distinguir dos fracciones orgánicas, las sustancias húmicas (solubles a pH alcalino) que hace referencia a constituyentes del *humus* como ácidos húmicos y ácidos fúlvicos (Labrador, 1996) y las huminas, que se encuentran asociadas irreversiblemente al material inorgánico. Ambos tipos de sustancias están conformadas por anillos iso o hetero-cíclicos de 5-6 átomos de carbono (bencenos, piridinas, quinonas, furanos, pirroles, naftalenos, quinolonas, indoles...) combinados con cadenas laterales o unidos a través de puentes (-O-, -NH-, -CH₂-...) a otros anillos (Schroeder, 1984).

Se estima que del orden del 50% de la materia orgánica está formada por las denominadas sustancias húmicas que se forman en el propio suelo a partir de la degradación y/o alteración de los residuos orgánicos (Schnitzer y Khan, 1972). Las sustancias de naturaleza húmica constituyen el mayor reservorio de carbono orgánico del planeta, presentan una intensa coloración oscura y una elevada resistencia a la degradación. Su caracterización química nos da información acerca de la calidad, estabilidad, fertilidad... de los ecosistemas (Stevenson, 1982). Una descripción

simplificada de la composición estructural de las sustancias húmicas, podría basarse en considerar que: a) Los constituyentes aromáticos con grupos carboxilo conforman entre un 10 y un 40%. b) Las estructuras alquílicas derivadas de ácidos mono- y dibásicos oscilan entre el 25-40%, incluyendo OH-ácidos y cadenas ramificadas. c) Una proporción variable de estructuras O-alquílicas podrían asimilarse a productos de deshidratación de carbohidratos, taninos complejos o productos de ciclación y fragmentación de lípidos insaturados (Hayes *et al.*, 1989; Almendros y Sanz, 1992). Las sustancias húmicas coloidales generalmente son fraccionadas en ácidos húmicos y ácidos fúlvicos (Tabla 1.5). La evolución de ambas sustancias húmicas se encuentra afectada principalmente por varios factores como son la descomposición de las formas no extraíbles de carbono (aumentan los ácidos húmicos), descomposición de los ácidos húmicos hacia ácidos fúlvicos, mineralización o degradación de las fracciones móviles de la materia orgánica (disminuyen ácidos fúlvicos) y, finalmente, transformación de ácidos fúlvicos a sustancias más complejas (ácidos húmicos), este último fenómeno se asocia a la humificación de la materia orgánica (Boyd *et al.*, 1980; Madrid *et al.*, 2004; Fernández *et al.*, 2007).

	Ácidos fúlvicos	Ácidos húmicos	Huminas
Polimerización	Baja	Esferocoloidal	Alta
Color	Amarillo-naranja	Marrón-negro	Negro
C %	45	45-60	60
N %	0,5-2,0	3-8	-
Acidez	Alta	Intermedia	Baja
Absorción de agua	Ligera	Alta	Ligera
Movilidad	Muy móvil	Movilidad media	Ligeramente móvil
Origen	Químico	Biológico	A partir de fúlvicos y húmicos
Suceso	Suelos ácidos pobres, con poca actividad biológica	Débilmente ácidos-neutros, ricos en nutrientes y con alta actividad biológica	En todo los suelos

Tabla 1.5.- Clasificación y propiedades de sustancias orgánicas del suelo (Schroeder, 1984).

Los *ácidos húmicos* están formados por macromoléculas heteropolicondensadas con tamaños moleculares que pueden alcanzar 10^6 Dalton y de estructura tridimensional flexible y poco conocida. Suelen ser compuestos aromáticos (20-60%) y estructuras alquílicas lineales (10-40%). Presentan un extenso dominio O-alquílico poco conocido. Suelen ser de carácter anfótero, sus radicales suelen ser grupos carboxilo, hidroxilo y quinonas, normalmente estables. Son insolubles en pH ácido o en presencia de iones polivalentes.

Los *ácidos fúlvicos* tienen una estructura más sencilla y son de menor peso molecular, poseen mayor contenido de constituyentes O-alquílicos y de grupos funcionales oxigenados. Son solubles en todo el rango de pH, no obstante pueden precipitar en presencia de iones metálicos.

La *huminas* son sustancias de color negro con un 60% de carbono, en parte formadas a partir de los ácidos húmicos y fúlvicos, y conforman la materia orgánica íntimamente unida a la fracción mineral (Schroeder, 1984) (Tabla 1.5).

Aparte debemos destacar otras dos fracciones muy importantes de la materia orgánica:

Los *lípidos libres* son una importante fracción de la materia orgánica (15%) envuelta en numerosos procesos químicos y biológicos (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008), su origen y su composición es poco conocida (Jandl *et al.*, 2007); estos lípidos resultan especialmente importantes en las enmiendas de derivados de lodos de aguas residuales por el fenómeno de acumulación que tiende a producirse en los suelos (Almendros, 2000).

La *materia orgánica libre* se extrae mediante ácidos fosfórico puesto que su alta densidad hace que esta fracción flote, constituye un importante reservorio de materia orgánica. Los suelos de carácter forestales son los más ricos en esta fracción (Rovira y Vallejo, 2003), y resulta interesante por ser muy escasa en los suelos agrícolas.

1.2.3.- Funciones de las sustancias húmicas y de la materia orgánica

Las sustancias húmicas pueden formar complejos órgano-minerales normalmente de sales cálcicas, actuando de puentes entre los distintos constituyentes del suelo, esto condiciona su estructura y sus propiedades hidrofísicas:

- Actúan en los procesos de movilización-liberación de micronutrientes (Almendros, 2000).
- Interviene en la retención de macromoléculas siendo más relevante su papel en la detoxificación ambiental, al retener productos tóxicos que de otro modo se incorporarían a la cadena trópica (Almendros, 2000).
- Solubilización de sustancias hidrófobas (Almendros, 2000).
- El secuestro de carbón en una importante defensa frente al incremento de la concentración de CO₂ (Bronick y Lal, 2005).
- Reduce la compactabilidad del terreno (Busby *et al.*, 2007)
- Incrementa la capacidad de campo del suelo (Hudson, 1994)
- Incrementa agregación de partículas (McDowell y Sharpley, 2004)
- Reduce erodibilidad (Busby *et al.*, 2007)
- Capacidad de amortiguación y/o fijación de compuestos contaminantes (Ingelmo-Sánchez y Rubio Delgado, 2008).
- Formación de complejos quelantes (Ingelmo-Sánchez y Rubio Delgado, 2008).
- Regulación del pH (Ingelmo-Sánchez y Rubio Delgado, 2008).
- Atenuación de gases de efecto invernadero (Ingelmo-Sánchez y Rubio Delgado, 2008).

-
- Tienen un papel muy relevante en la dinámica de xenobióticos como plaguicidas (Romero *et al.*, 2008)

Durante el *2nd European Soil Forum* celebrado en Italia (2001) se indicaron las principales funciones de la materia orgánica en relación a sus propiedades físicas (Félix, 2001):

- El color oscuro del suelo es causa de la materia orgánica y facilita unas temperaturas templadas en la primavera.
- La materia orgánica almacena hasta 20 veces su peso en agua lo que previene de sequedad a los suelos.
- La estructuración edáfica relacionada con la materia orgánica permite el intercambio de gases, incrementa la permeabilidad, aumenta porosidad y aireación.
- La baja densidad de la materia orgánica se asocia al incremento de la porosidad.
- Las formas estables de materia orgánica se complejan con aniones tipo Cu^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} y otros cationes que son fácilmente disponibles como micronutrientes para plantas y organismos.
- La descomposición de la materia orgánica origina anhídrido carbónico, amonio, nitrato, fosfatos y sulfatos que sirven de recurso para plantas y organismos.
- La materia orgánica puede incrementar la capacidad de intercambio catiónico del suelo, se cree que el 20-70% de la capacidad de intercambio catiónico está asociada a la materia orgánica.
- La materia orgánica actúa como tampón, manteniendo uniforme el pH del suelo.
- La insolubilidad de la materia orgánica limita su pérdida.
- La materia orgánica previene la humedad excesiva, la variación de temperatura, la compactación y la erosión del suelo.
- La materia orgánica es una fuente de recursos y energía para la biomasa del suelo y facilita la biodiversidad.

1.2.4.- Enmiendas orgánicas en suelos agrícolas

La materia orgánica del suelo contribuye a la fertilidad y al crecimiento de la plantas (Fernández *et al.*, 2007). Cabe destacar que el proceso de mineralización de la materia orgánica es de gran importancia para el mantenimiento de la fertilidad de los suelos puesto que se reciclan nutrientes como nitrógeno, fósforo y dióxido de carbono (Calderón *et al.*, 2001). Este proceso se encuentra influenciado por el clima, la mineralogía de las arcillas, el estado de los nutrientes, la actividad biótica y la calidad de los recursos en descomposición (Geissen y Brumer, 1999). Se han descrito que los suelos incubados con alta concentración de materia orgánica que alcanzan tasas de mineralización superiores que suelos en labranza (Burke *et al.*, 1995).

En los suelos naturales existe un equilibrio en los contenidos de la materia orgánica; este equilibrio se rompe cuando los suelos son cultivados, especialmente en los suelos con reducida cantidad de material vegetal y con poca calidad. Por tanto, resulta necesario incorporar enmiendas orgánicas, rotar los cultivos, no retirar los restos vegetales y promover una agricultura sostenible para conservar el humus del suelo. Cuando el ratio de descomposición de materia orgánica resulta mayor al ratio de formación resulta difícil acumular material orgánico en el suelo. En general, cuando el carbono orgánico total es inferior al 0.5% hay un déficit de materia orgánica, con un contenido entre 0.5-1% hay relativamente poca materia orgánica, entre 1-2% hay una cantidad media de materia orgánica, de 2-4% hay alta cantidad de materia orgánica, de 4-8% es rico en materia orgánica y cuando es superior a 8% ya hablamos de otros productos.

Según Parr *et al.* (1990), una vez alterada la condición original del suelo tras la deforestación o el laboreo, suele requerirse la perpetuación de la intervención humana para lograr niveles aceptables de productividad. La agricultura convencional centrada en la productividad ha dado paso a una gestión agrícola sostenible en las tierras de labor. El cultivo del suelo agrícola disminuye la concentración de material orgánico mientras que un laboreo mínimo, la rotación de cultivos y la enmiendas orgánicas aumentan la concentración de carbono orgánico (Bronick y Lal, 2005). Ante un déficit de materia orgánica lo más inmediato es la enmienda con material orgánico, además se han descrito otros efectos positivos ya que contribuyen a reducir las enfermedades asociadas a suelos (Bailey y Lazarovits, 2003), incrementar el desarrollo de la estructura del suelo y mejorar la estabilidad edáfica (Shepherd *et al.*, 2002). La mayoría de estudios se centran en las potenciales enmiendas orgánicas a los suelos agrícolas con lodos de aguas residuales, desechos sólidos urbanos, estiércol, vermicompost, etc. (Nogales, 1984; Bruneti *et al.*, 2006; Benítez *et al.*, 2004) como un método válido para aplacar la degradación de los suelos. La utilización de los lodos de depuradora como enmiendas orgánicas representa una alternativa para la eliminación de este tipo de residuos potencialmente nocivos (Bertoncini *et al.*, 2007) y de muy difícil eliminación; mediante el compostaje obtenemos un producto biológicamente estabilizado que conserva las propiedades nutritivas favorables (Sugahara e Inoko, 1981), de modo que esta técnica se viene utilizando para multitud de residuos (Nogales *et al.*, 1998).

Entre las distintas enmiendas orgánicas a suelos agrícolas, podemos distinguir:

- *Residuos agrícolas y forestales*: También denominados residuos lignocelulósicos. Encontramos *los residuos herbáceos* como la paja del cereal que es fácilmente biodegradable (fácil compostaje), tiene mayor riqueza mineral, mayor contenido en nitrógeno, rico en compuestos hidrosoluble y en carbohidratos, pero suele dar problemas de fitotoxicidad y de *hambre de nitrógeno*. *Los residuos leñosos* como los restos de poda son pobres en nitrógeno y ricos en lignina, difícilmente compostan requiriendo a veces inóculos para ello. No suelen plantear problemas debido a su lenta degradación (Almendros, 2000).
- *Residuos urbanos*: Podemos distinguir entre los residuos sólidos urbanos y los lodos de depuración de aguas residuales, ambos compostan rápidamente por lo que a largo plazo pueden perder nitrógeno y carbohidratos. Pueden poseer fitotóxicos de difícil eliminación. Los residuos sólidos no necesitan aditivos para su compostaje mientras

que los lodos necesitan algún agente estructurante para facilitar su aireación. Suelen presentar pH neutro o ligeramente básico con cierto contenido en carbonatos y metales pesados. Si nos centramos en los lodos, estos suelen tener carácter alifático por su abundancia en lípidos complejos, las grasas suelen ser fluidas y fácilmente degradables, no obstante suelen poseer compuestos como alcanos, ceras, ftalatos... difícilmente biodegradables que tienden a acumularse en el suelo (Nogales, 1984; Almendros, 2000).

- *Recursos fósiles*: No requieren compostaje, son resistentes a la biodegradación, no tienen problemas de fitotoxicidad pero también tienen sus inconvenientes ya que suelen ser pobres en nitrógeno y presenta bajo contenido, normalmente, en ácidos fúlvicos (interesantes como movilizadores de compuestos sencillos). Suelen usarse *turbas* tipo fibroso (buenas propiedades hidrofísicas) y tipo sáprico (ricas en sustancias húmicas), también se usan *carbones de bajo rango* (lignito) adicionados con fuentes de nitrógeno y micronutrientes. Finalmente suelen emplearse *humatos solubles* (sales húmicas potásicas concentradas por tratamiento alcalino del lignito: Leordanita y homólogos) aunque necesitan alta dosis de enmienda (Almendros, 2000).

Sin embargo, como hemos mencionado, algunos tipos de enmiendas pueden tener peligro para el cultivo agrícola, hemos de tener en cuenta los posibles efectos adversos:

- La fitotoxicidad, puede ser primaria a partir de restos vegetales compostados o bien secundaria a partir de productos sintetizados por microorganismos (Patrick, 1971; Lynch, 1976).
- Inmovilización biológica del nitrógeno y/o fosforo por aplicación de enmiendas fácilmente biodegradables y de elevado C/N, el rápido desarrollo de microorganismos agota las existencias de N y P, siendo estos un factor limitante para el crecimiento.
- Efectos residuales. El uso continuado de basuras solidas y lodos pueden conllevar una efímera mejoría, poseen poca proporción de lignina y precursores aromáticos, alta cantidad de N fácilmente degradable y lípidos libres por lo que conllevan efectos a corto plazo en comparación con los estiércoles tradicionales.
- Metales pesados asimilables. Las normativas establecen unos límites estrictos para los metales pesados a la hora de aplicar residuos al campo, hemos de tener en cuenta también la importancia del pH en la liberación de los metales pesados y sobre todo los carbonatos como inmovilizadores de metales pesados, los suelos andaluces con alto porcentaje de carbonatos suelen tolerar mejor la adición de metales pesados con respecto a otros suelos.

1.3.- Residuos urbanos: lodos de aguas residuales

En las últimas 3 décadas se ha incrementado enormemente la producción de residuos urbanos, industriales y agrícolas (Cordovil *et al.*, 2005). Varios son los factores que han contribuido a agravar el problema medioambiental de estos residuos:

-El aumento de la población y su concentración en grandes zonas urbanas, además el incremento del nivel de vida ha provocado un aumento de producción y diversidad de los residuos.

-La acción del hombre ha roto el ciclo natural de la materia, hay una mayor producción de desechos difíciles de reciclar.

-Las políticas medioambientales inadecuadas en el tratamiento y en la eliminación de los residuos.

-Falta de concienciación de la sociedad sobre el problema medioambiental.

La Unión Europea elaboró la Directiva 91/271/CEE *sobre el tratamiento de residuos urbanos por parte de los Estados Miembros de la Unión Europea* mediante la cual se obliga a todos los países miembros a depurar todas sus aguas residuales en el año 2015. Además, plantea otro objetivo añadido, sanear antes del año 2005 las aguas de las localidades que tengan más de 2.000 *habitantes equivalentes*, sistema de medida de la contaminación que significa lo que contaminarían esos habitantes junto a todas sus actividades asociadas.

Asimismo, con la publicación de la *Directiva Marco de Aguas* (2000), la Unión Europea obliga a sus países miembros a que el coste de depuración de las aguas residuales se tenga que imputar como canon en el precio de suministro del agua potable a los ciudadanos, es decir, que no se pueden subvencionar las obras hidráulicas, algo bastante razonable si lo que se pretende es sensibilizar sobre su coste, fomentar el ahorro y racionalizar su uso. Hay que plantear sistemas de depuración lo suficientemente adecuados y eficientes como para que la inversión y el coste de mantenimiento sean asumibles por los habitantes de los municipios pequeños (Alonso Mateos, 2007).

Durante la reunión del *Grupo Europeo de Trabajo en Materia Orgánica (EU Soil Thematic Strategy, 2003)* se mostraron cifras que merece la pena recordar. La generación de residuos mantiene un leve pero continuo incremento en la Unión Europea y se contabilizaba ya en 1995 en 3.5 t/año de residuo sólido por persona proveniente de la manufactura, construcción, demolición y minería, la razón es la implantación de las normativas y el incremento de la población en los países de la UE (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008). En relación a los lodos de depuradora, se ha incrementado la cantidad de lodos generados con la depuración, de manera que en el año 2000 se produjeron unos 8 millones de toneladas de lodos (peso seco) en toda la Unión Europea, España se sitúa en cuarto lugar en cuanto a producción de lodos de aguas residuales, por detrás de Alemania, Reino Unido y Francia, se cuantifica en más de un 1 millón de toneladas métricas al año la producción española (Tabla 1.6) (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008).

<i>País</i>	<i>Año</i>	<i>Total generado (t materia seca)</i>	<i>Reciclado (t materia seca)</i>	<i>% de reciclado</i>
España	2000	1.069,000	578,000	54%
Francia	2000	980,000	640,000	65%
Inglaterra	2000	1.470,000	1.014,000	69%
Unión Europea	-	8.926,000	-	-

Tabla 1.6.- Lodos de aguas residuales: Total generado y reciclado en la UE (European Topic Centre on Waste, 2001)

El programa *Acción de la Unión Europea hacia un desarrollo sostenible* versa sobre la gestión de residuos urbanos en la Unión Europea y establece una estrategia basada en: Prevención, reutilización, valorización energética y eliminación en vertederos controlados. El programa establece una reducción global de los volúmenes de residuos generados, una disminución de la peligrosidad de los residuos, una reintroducción de los residuos en el ciclo económico mediante el reciclado o incorporación inocua y útil al medio ambiente, una disminución de los residuos destinados a su eliminación y un tratamiento de los residuos lo más cercano posible del lugar de origen para minimizar gastos de transporte.

La jerarquización de los procesos preferenciales de tratamiento de los residuos orgánicos coloca en primer lugar al compostaje seguido del tratamiento mecánico-biológico y de la valorización energética (Chica-Pérez *et al.*, 2008).

En relación a los lodos procedentes de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales, la incineración y la aplicación de estos residuos a suelos agrícolas (directa o indirectamente), son las dos prácticas más habituales en la Comunidad Europea, se cree que el 65% de los lodos están esparcidos en el suelo y en el caso de algunos países este porcentaje asciende hasta el 80% (*EU Soil Thematic Strategy, 2003*). Su disposición en vertederos o el vertido de aguas superficiales se ha estabilizado o incluso ha disminuido (Figura 1.5).

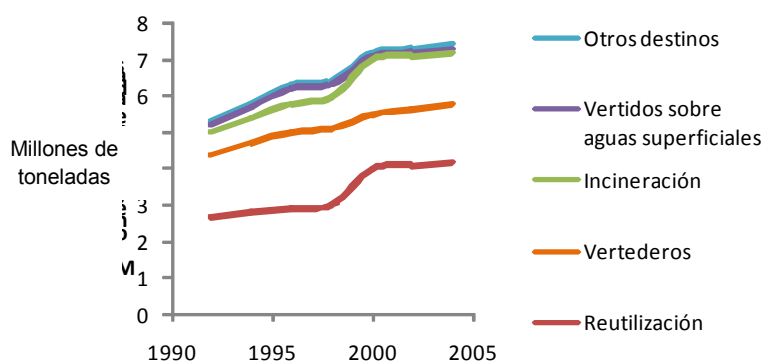


Figura 1.5.- Evolución de la producción de lodos de depuradora y su destino en la UE (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008).

A nivel de España, como se indica en la Tabla 1.7, las comunidades más desarrolladas (Madrid, Valencia y Cataluña) serán las que manifiesten mayor producción de lodos. Según datos del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA, 2003), en España el destino final de los lodos es muy diverso, varía según las regiones, según la situación geográfica, según la población y según la facilidad para reutilización o verterlo. España se recicla el 54% de los lodos, lejos de países como Inglaterra y Francia que reciclan entorno al 65-70% de los lodos generados (Tabla 1.6) o de Estados Unidos (60%)

(Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008), el segundo destino más habitual es la disposición en vertedero y el tercero es la incineración de los lodos (Tabla 1.8).

Comunidad autónoma	Toneladas de lodo (materia seca)
Andalucía	63.594
Aragón	30.576
Asturias	2.229
CF de Navarra	14.003
Baleares	34.619
Canarias	10.856
Cantabria	12.472
Castilla-La Mancha	2.350
Castilla y León	53.926
Cataluña	306.676
Valencia	249.260
Extremadura	9.430
Galicia	34.211
Madrid	144.115
Murcia	2.731
País Vasco	24.391
La Rioja	15.257
Ceuta y Melilla	1.460
Total	1.012.157

Tabla 1.7.- Producción de lodos en España (MAPA 2003)

Año	Producción total	Utilización en agricultura	Vertedero	Incineración
1997	689	332	132	20
1998	716	254	144	34
1999	785	414	151	34
2000	853	454	153	70
2001	892	606	131	55
2002	987	658	160	69
2003	1012	670	163	77

Tabla 1.8.-Producción de lodos (miles de toneladas de materia seca) según MAPA 2003 en España (Flotats-Ripoll y Sole-Mauri, 2008).

Las directivas, recomendaciones y decisiones del Consejo y la Comisión de Europa nos encaminan en los últimos años hacia una progresiva reducción de los lodos destinados a los vertederos u otros métodos que no se valoricen. Ante esta situación, la mejor opción y, probablemente, la más recomendable en un país caracterizado por el empobrecimiento de la materia orgánica de sus suelos, es el compostaje de dichos residuos para la obtención de fertilizantes agrícolas (Flotats-Ripoll y Sole-Mauri, 2008). De este modo, *el Plan Nacional de Lodos de Depuradora (2001-2006)* recoge como primera opción y más recomendable, el aprovechamiento agrícola como alternativa para su destino final (artículo 1.1 de la Ley 10/98 de Residuos).

No obstante, como indica la FAO (FAO, 2008), los lodos de las aguas residuales pueden contener organismos patógenos (bacterias, virus, protozoos y otros parásitos como helmintos...) potencialmente nocivos para la salud de humanos, animales y plantas. Un informe de la OMS de 1981 destaca el riesgo para la salud de patógenos de las aguas

residuales e identifica a *Salmonella spp* y a *Taenia spp* como grandes amenazas. El numero de organismos patógenos y parásitos debe ser significativamente reducido antes de la aplicación de los lodos al suelo mediante un apropiado tratamiento como el compostaje (FAO, 2008).

1.3.1.- Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)

Las EDAR son los lugares indicados para la recogida de las aguas residuales, en estos sitios se procede a la separación física del agua y del lodo residual, de modo que mediante un tratamiento adecuado se obtienen productos potencialmente menos peligrosos. En las EDAR podemos distinguir dos líneas principales por donde transcurren las citadas fracciones:

o Línea de Agua

-Pretratamiento (Zona A en Figura 1.6): Eliminación cuerpos groseros como arena, cuerpos voluminosos, grasas, etc.

-Tratamiento primario (Zona B en Figura 1.6): Eliminación partículas en suspensión mediante decantadores o por procesos fisicoquímicos.

-Tratamiento secundario (Zona C en Figura 1.6): Proceso fermentación aeróbica y decantación secundaria

-Tratamiento terciario (Zona F en Figura 1.6): Tratamiento del agua mediante cloración, ozonización... previa a su liberación a los ríos.



Figura 1.6.- Esquema de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EMASAGRA SA.)

o Línea de Fango

-Espesamiento del fango procedente de la línea de agua y mezcla con fango activo y Cl_3Fe (Zona D en Figura 1.6): Mediante concentración, flotación o centrifugación y agitadores de paleta, respectivamente.

-Digestión anaerobia (Zona E en Figura 1.6): Con producción de CO_2 y metano, origina un lodo biológicamente más estable (Fotografía 1.5)

-Deshidratación (Zona F en Figura 1.6): Obtención de un lodo semisólido (torta seca) fácilmente manipulable previo tratamiento con polielectrolitos y posterior centrifugación (Fotografía 1.5).

-Tratamiento terciario del agua liberada a partir del lodo líquido (Zona F en Figura 1.6): Desnitrificación, cloración, ozonización... previa a la evacuación del agua.



Fotografía 1.5.- Lodo líquido (izquierda) y torta seca (derecha) (Elaboración propia)

1.3.2.- Lodos de aguas residuales

Podemos distinguir entre dos tipos de lodos, el *lodo fresco*, que no han recibido tratamiento alguno y se caracterizan por el mal olor y su alto contenido en patógenos, se produce por sedimentación debido a la fuerza de la gravedad. Y el *lodo digerido*, que ha sido sometido a un proceso de digestión aerobia o anaerobia, tienen un olor menos desagradable, un menor contenido en gérmenes y resulta más estable biológicamente hablando. Ambos lodos suelen someterse a procesos de deshidratación mediante secado o sistemas mecánicos obteniendo un producto más pastoso con menos problemas de olores y patógenos, el cual se utiliza directamente en agricultura o bien se somete a compostaje (Flotats-Ripoll y Sole-Mauri, 2008).

En la directiva 86/278/EEC de la Unión Europea (Council Directive, 1986) se describe a los lodos de aguas residuales como un *by-product* del proceso de depuración de las aguas residuales. Este producto puede estar contaminado con metales pesados y microorganismos potencialmente patógenos los cuales pueden dañar la funcionalidad del suelo. La directiva establece el principio de que los lodos deben ser tratados antes de su uso, la directiva entiende por tratamiento a procesos de alteración biológica, alteración química, tratamiento térmico, almacenaje a largo plazo o cualquier otro proceso que reduzca significativamente el riesgo de fermentación y los peligros para la salud que pudieran derivarse de su uso. Esta directiva está siendo modificada dado que no contempla las incorporaciones sucesivas de lodos sobre un mismo suelo, lo que puede alterar significativamente los niveles de metales pesados y compuestos orgánicos presentes en el suelo.

Según la *Part 503* de la *Environment Protection Agency* de Estados Unidos (EPA, 2007), los lodos de aguas residuales son definidos como un residuo sólido, semisólido o líquido generado durante el tratamiento de depuración de los lodos domésticos (Hseu y Huang, 2005). La EPA también define los biosólidos como el producto orgánico sólido primario obtenido del procesamiento de las aguas residuales municipales que puede ser reciclado como enmienda agrícola (Hseu y Huang, 2005). La aplicación de biosólidos al suelo agrícola está considerada como un método para reducir la acumulación de desechos

y una práctica beneficiosa para el incremento de la fertilidad edáfica (Hseu y Huang, 2005).

La EPA clasifica a los biosólidos atendiendo a una serie de normas (Tabla 1.9), esta clasificación determina su potencial uso (Tabla 1.10). Los biosólidos de clase A no contienen niveles detectables de organismos patógenos y niveles muy bajos de metales pesados, esta clase de biosólidos pasan unos estrictos estándares de calidad y pueden ser utilizados en pequeñas cantidades por y para todo tipo de cultivo, área de cultivo, etc., pero cuando son utilizados en grandes volúmenes es necesario delimitar una zona de separación. Los biosólidos clase B contienen niveles detectables de organismos patógenos por lo que el acceso público, consumo de vegetales por ganado y el tiempo de cosecha post-enmienda está limitado. Finalmente los biosólidos Clase C son los que tienen un contenido más alto de contaminantes, se pueden emplear en casos donde haya un contacto mínimo con el público tales como uso forestal, agrícola o para la recuperación de suelos muy degradados. (EPA, 2007).

Clase	Indicador bacteriológico de contaminación	Patógenos	Parásitos
	Coliformes NMP/g en base seca	Salmonella spp. NMP/g en base seca	Huevos de helmintos/g en base seca
A	Menor a 1.000	Menor a 3	Menor a 1(a)
B	Menor a 1.000	Menor a 3	Menor a 10
C	Menor a 2.000.000	Menor a 300	Menor a 35

Tabla 1.9.- Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos. (a) Huevos de helmintos viables

Tipo	Clase	Aprovechamiento
Excelente	A	-Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación. -Los establecidos para la clase B y C.
Excelente o bueno	B	-Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación. -Los establecidos para la clase C.
Excelente o bueno	C	-Usos forestales -Mejoramiento de suelos -Usos agrícolas

Tabla 1.10.- Aprovechamiento de biosólidos

1.3.3.- Destinos potenciales de los lodos

Los principales destinos de los lodos son:

- o Enmienda orgánica al suelo

La directiva 86/278/CEE del Consejo de Europa de 12 de Junio de 1986 relativa a la protección de medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de lodos de depuradora en agricultura, fija límites de concentración de determinadas sustancias en los lodos y prohíbe su uso en ciertos casos (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008). La utilización de los lodos debe tener en cuenta las necesidades de las plantas, no perjudicar la calidad de los suelos ni la producción agrícola (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008).

La Directiva 91/676/CE relativa a la protección de las aguas de la contaminación debida a nitrógeno de origen agrario también introduce limitaciones a las dosis de

nitrógeno aplicadas al suelo y cultivos. El Dictamen del Comité Económico y Social de 2001 pone especial atención a los niveles de fósforo. Las tasas de aplicación deben realizarse acorde con los niveles del suelo y acorde con las necesidades del cultivo, teniendo en cuenta otras aportaciones de nutrientes ya sea químicos u orgánicos (Flotats-Ripoll y Sole-Mauri, 2008).

Sobre suelos agrícolas: Los nutrientes contenidos en los biosólidos ofrecen diversas ventajas en comparación con los fertilizantes inorgánicos debido a que son incorporados lentamente por las plantas en crecimiento. Estas formas hidrofóbicas de nutrientes son menos solubles en agua y, por lo tanto, tienen una menor probabilidad de lixiviarse al agua subterránea o ser arrastradas con las aguas superficiales de escorrentía (EPA, 2007). La incorporación de lodos y biosólidos permite abastecer de nutrientes al suelo, permite renovar la materia orgánica existente (EPA, 2007) y, además, incrementa el ratio de infiltración de agua, disminuye la erosión hídrica del suelo, mejora la estructura del suelo, incrementa el diámetro medio de los agregados y aumenta la resistencia al agua (Sort y Alcaníz, 1996). Las autoridades se están esforzando en poner restricciones en la cantidad de metales pesados de los lodos para uso agrícola, pero la verdad es que hay poca información científica en este aspecto (Wang y Jones, 1994). Algunos autores indican que no existe un incremento significativo en el contenido de metales pesados (Wong y Ho, 1994), ni tampoco existe una modificación significativa en las propiedades microbiológicas del suelo (Debosz *et al.*, 2002), sin embargo, otros investigadores advierten de la posible acumulación de agentes tóxicos (Wang y Jones, 1994; Stabnikova *et al.*, 2005). Los lodos contribuyen a un incremento de la capacidad de cambio de iones como Ca, Mg, K y Na y al incremento del porcentaje de saturación de bases así como de la mejor estructura y mayor estabilidad del suelo (Mbagwu *et al.*, 1991). Las incorporaciones de material orgánica al suelo son recomendables realizarlas conjuntamente con un mínimo laboreo, este juega un papel necesario para el aumento de la penetración del agua a través de las posibles costras que se generan durante las épocas de sequía (Thiefelder *et al.*, 2005). Se recomienda una aplicación agrícola máxima de 150 t ha⁻¹ para que no existan problemas de toxicidad de metales pesados (Wei y Liu, 2005). La mejora de las propiedades físicas (capacidad de retención de agua, porosidad total, distribución del tamaño de poro, estabilidad agregados y agregación...) y químicas están directamente relacionadas con la dosis de aplicación del compost (Aggelides y Londra, 2000).

Tipo de Área	Periodo	Frecuencia de aplicación	Tasa de aplicación
Terreno agrícola			
Maíz	Abril, mayo y tras cosecha	Anualmente	12,5 a 25 t ha ⁻¹
Granos	De Marzo a junio y en otoño	Hasta 3 veces al año	5 a 12,5 t ha ⁻¹
Área de bosques	Todo el año	Una vez cada 2-5 años	12,5 a 250 t ha ⁻¹
Terreno de pastoreo	Todo el año	Una vez cada 1-2 años	5 a 150 t ha ⁻¹
Áreas de recuperación	Todo el año	Una vez	150 a 250 t ha ⁻¹

Tabla 1.11.- Extraído de EPA Part 503 Biosolids Rule (EPA, 2007)

Sobre suelos no agrícolas: La EPA contempla que los biosólidos pueden ser potencialmente empleados como enmienda en suelo forestal, en lugares de recreo, en

campos de golf, en parques públicos, en laterales de carreteras y en jardines de casa (EPA, 2007). La EPA establece unos límites máximos de aplicación de biosólidos en suelo (Tabla 1.11). Siendo los límites superiores en las áreas de recuperación, áreas forestales... e inferiores en los terrenos agrícolas.



Fotografía 1.6.- A-Equipo de inyección de lodos líquidos. B- Aplicación de lodos líquidos. C- Aplicación de lodos líquidos en bosques (US EPA, 1986). D- Sistema de aplicación de lodos sólidos desecados (Elaboración propia).

Existen diversos métodos para la aplicación de biosólidos al suelo en función del tipo de biosólido; los biosólidos líquidos (94-97% de agua) se pueden inyectar al suelo o pueden ser aplicados a la superficie del terreno (Fotografía 1.6 A, B y C). Para la economía no es rentable un producto donde la mayoría es agua, de modo que mediante drenado, prensa o centrifugación podemos reducir la humedad hasta el 70%. Los biosólidos deshidratados son fácilmente manejables e incorporados al suelo (EPA, 2007) (Fotografía 1.6 D).

- Vertido aguas continentales

Como hemos indicado anteriormente, la Unión Europea elaboró la Directiva 91/271/CEE mediante la cual se obliga a todos los países miembros a depurar todas sus aguas residuales en el año 2015. El depósito de lodos procedente de agua residuales en las aguas superficiales podría considerarse una no depuración del agua residual, por tanto este uso está condenado a desaparecer (Alonso Mateos, 2007). Esta norma se incumple sistemáticamente por el costo que conlleva la depuración de las aguas residuales y por la dificultad para deshacerse de los lodos generados.

- Deposito en vertederos controlados

El depósito en vertederos es la última opción y la menos satisfactoria para el destino final de residuos (Ley 10/1998 de 21 de abril sobre Residuos), pese a ello sigue siendo una alternativa predominante (44%) (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008). La directiva 99/31/CE de la UE relativa a la disposición de residuos es muy explícita en este sentido y programa una reducción gradual y obligatoria de residuos biodegradables

destinados a vertederos con valores de reducción del 25% a los 5 años, el 50% a los 8 años y el 65% a los 15 años a partir de la transposición de la directiva a las legislaciones estatales (año 2001).

- Producción de biogás por medio de procesos anaerobios

Distintos autores contemplan esta posibilidad como un método de valorización de los lodos de depuradora (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008; Flotats-Ripoll y Solé-Mauri, 2008). La digestión anaerobia contempla la posibilidad de la generación de biogás (metano) con amplias posibilidades energéticas.

- Incineración: Uso como recurso calórico

La incineración para la recuperación de energía sigue siendo la opción principal en algunos países de la Unión Europea (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008). Alcanzar un mínimo de 12% de producción de energía mediante fuentes renovables en la UE en 2010 ha puesto de manifiesto el potencial uso de biomasa y especialmente de biomasa residual como recurso energético (Flotats-Ripoll y Solé-Mauri, 2008). El RD 2818/1998 contempla la posibilidad de instalaciones de plantas de cogeneración mediante la incineración de lodos, vertiendo a la red la electricidad producida y utilizando la energía térmica para el secado de los lodos. Como ventaja destacar que la generación de energía con combustibles no fósiles no modifica el balance global de producción de CO₂. Los actuales problemas son por un lado los requerimientos ingenieriles para la eficiencia térmica de las plantas incineradoras, las exigencias para la emisión de los gases de combustión por parte de las legislaciones vigentes y la difícil salida para las cenizas y escorias generadas (Flotats-Ripoll y Solé-Mauri, 2008).

- Compostaje

Previamente a la dispersión de los biosólidos es necesario una etapa de *estabilización* que contribuye a eliminar malos olores, destruir patógenos y reducir la atracción de posibles vectores (moscas, mosquitos, roedores...). Entre los métodos empleados para la *estabilización* del biosólido encontramos según la EPA (EPA, 2007): a) Ajuste del pH o estabilización alcalina. b) La digestión. c) El secado térmico. d) El compostaje, el cual es considerado más económico y sostenible, razón por la que es el más utilizado (Warman y Termeer, 2005b). El reciclado mediante compostaje de los lodos de depuradora ha experimentado un crecimiento hasta alcanzar un 32% en 2003, aunque este porcentaje varía entre los distintos Estados miembros de la UE (Bernal-Calderón y Gondar-Bouzada, 2008). Esta práctica está priorizada por encima de prácticas de eliminación o asilamiento según la Directiva 91/156/CE relativa a residuos. Se debe priorizar la obtención de productos de calidad y al reciclaje del producto obtenido mediante su incorporación en las cadenas productivas o en proyectos de mejora ambiental (Flotats-Ripoll y Solé-Mauri, 2008).

- Otros usos

Diferentes usos para los lodos son estudiados. El empleo de los lodos para su adición al hormigón es totalmente desaconsejable en el hormigón estructural debido a las fuertes retracciones y al aumento de la carbonatación en el hormigón. No obstante, los

lodos se pueden utilizar en otros campos como materiales de relleno y piezas o elementos prefabricados que no estén destinados a soportar cargas excesivas (Albareda-Parés, 2003)

La obtención de vidrio a partir de lodos de EDAR modifica la composición del vidrio hasta obtener una composición más similar a las rocas básicas, tales como los basaltos, con puntos de fusión relativamente bajos ($\approx 1400^{\circ}\text{C}$) y con viscosidades adecuadas para su conformación (Martínez-Manent *et al.*, 2007)

1.3.4.- Riesgos derivados del empleo de los lodos en agricultura

El Dictamen del Comité Económico y Social de la UE (2001) nos indica la necesidad de ser muy estrictos en el control de calidad de los productos utilizados en agricultura a fin de preservar la fuente de alimentación de las generaciones presentes y futuras (Flotats-Ripoll y Solé-Mauri, 2008). Muchos autores han descrito los potenciales peligros del empleo de lodos de aguas residuales en agricultura, en este punto vamos a realizar un mero resumen que se ampliará a lo largo del trabajo:

- Trasmisión de organismos patógenos: Los lodos de depuradora contienen patógenos humanos (*Salmonellas spp.*, enterovirus...) algunos de los cuales sobreviven solo unos pocos días, otros aguantan durante 6 meses o más. Los huevos de *Ascaris lumbricoides* pueden sobrevivir durante años (Korentajer, 1991). Mención especial merecen los fitopatógenos que deben ser tenidos en cuenta.
- Acumulación de nitratos en la capa freática y contaminación de suelo: Para minimizar estos problemas es conveniente mantener el pH del suelo en tono a 6,5 usando las técnicas apropiadas y monitorizar el suelo, el agua y las plantas circundantes (Korentajer, 1991).
- Los compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos: Los compuestos tóxicos suelen encontrarse en mayor concentración a nivel de las fracciones pequeñas de suelo, es decir, limo fino y arcilla (Amellal *et al.*, 2001). Especial atención merecen los productos farmacéuticos que puedan concentrarse en residuos municipales y lodos de depuradora (Flotats-Ripoll y Solé-Mauri, 2008).
- Metales pesados: El uso de lodos de aguas residuales como enmienda orgánica produce una ligera acumulación de metales pesados en la capa arable y en cultivos, sin embargo los beneficios obtenidos son muy positivos. Grandes cantidades de metales pesados y sustancias químicas industriales pueden llevar a problemas de fitotoxicidad. El problema de la acumulación de metales pesados tiene una difícil solución, se han descrito números métodos de disminuir la asimilabilidad de los metales pesados, destacar que Usman *et al.* (2006) emplean adiciones de bentonita sódica, bentonita cálcica, zeolita, hematites y goethita para inmovilizar los metales pesados.

Además de estos potenciales peligros, hay un gran número de problemas que deben ser considerados cuando se aplica lodos de depuradora sin compostar al suelo agrícola:

- Los olores pueden ser el mayor problema de la aplicación de lodos, los lugares de esparcimiento deben situarse lejos de la población, tener ventilación y previniendo la dirección del aire.
- La aplicación de lodos requiere un aparataje especializado, sobre todo los lodos deshidratados.
- La poca aceptación pública es un problema.
- El residuo líquido de los lodos puede llevar a la contaminación de aguas subterráneas o superficiales.
- La aplicación de lodos se puede reducir en los meses de invierno, incluso llega a prohibirse en lugares nevados de Estados Unidos, esto lleva a la necesidad de almacenar los lodos, algo que resulta costoso y puede llevar a fenómenos de descomposición anaeróbica.

En la segunda edición del *Manual of Good Practice on Soil Injection of Sewage Sludge* elaborado en Reino Unido por el *Water Research Centre*, se describen una serie de métodos permisibles para aplicar lodos no tratados, sin embargo, estos procesos resultan largos y tediosos frente a otros procesos como el compostaje.

1.3.5.- Mineralogía de los lodos y compost de lodos

- Fracción inorgánica de los lodos

Los biosólidos procedentes de las aguas residuales urbanas pese a su aparente carácter orgánico, poseen una cantidad muy variable de material inorgánico, esta cantidad varía en función de la localización geográfica, estación, precipitaciones, tipo de suelo, presencia industrial, etc. Se han descrito porcentajes de material inorgánica entre el 46-57% (Sommers *et al.*, 1976), entre 50-60% (Terry *et al.*, 1979) y otros lo amplían a 44-77% (Jaynes y Zartman, 2005). Parece ser que aunque no existe una proporción de material inorgánico claramente definida, en la mayoría de los casos se sitúa en torno al 50 % del total de los biosólidos.

- Minerales en los lodos de depuradoras

Los productos minerales son empleados con numerosas finalidades, así la tierra de diatomeas, los óxidos de hierro, el sílice, las sales de aluminio y la bentonita son empleados en el procesamiento de alimentos (USFDA, 1993), la caolinita es usada en medicina y para la fabricación de fármacos y cosméticos (Jaynes y Zartman, 2005), el dióxido de titanio es usado en cosmética y pinturas, el hidróxido de aluminio es usado para desodorantes (Jaynes y Zartman, 2005), el talco resulta bastante empleado en el cuidado de los bebés y como excipiente de numerosos fármacos, etc. Muchos de estos minerales se eliminan a través de los desagües de las casas e industrias o a través de los residuos sólidos municipales. De este modo, a nivel de biosólidos procedentes de aguas residuales de ciudades se detectan muchos minerales. Jaynes y Zartman (2005) describen en Nueva York (EEUU) a nivel de la fracción limo, cuarzo y feldespato, mayoritariamente, y en menor medida de mica, talco y caolinita, y a nivel de las arcillas, vermiculita, esméctica, mica,

caolín, clorita, fosfatos de hierro y óxido de titanio. En Tokio (Japón), Zhang *et al.* (2004) observan mayoritariamente la presencia de complejos desconocidos de Ca-P y además describe la presencia de cuarzo, calcita, caolinita, apatito, alúmina y montmorillonita en los biosólidos. Esakku *et al.* (2005) describen la presencia de montmorillonita, illita, cuarzo y carbonato cálcico en suelos contaminados con residuos municipales sólidos. Parece por tanto evidente y razonable que los minerales estén presentes en los lodos de las aguas residuales y, no solo en los lodos, sino incluso en los compost elaborados a partir de estos.

- Alteración de minerales en los lodos

Algunos de los minerales presentes en los lodos pueden sufrir procesos de transformación durante las diferentes etapas del tratamiento de las aguas residuales en las EDAR, del proceso de almacenaje, durante su distribución por las redes. Además pueden generarse nuevos minerales que anteriormente no existían, esto ocurre normalmente bien por precipitación de sales disueltas o por co-precipitación con productos añadidos en las EDAR (Cl_3Fe , polielectrolitos, $(\text{SO}_4)_3\text{Fe}_2\dots$), de este modo se ha detectado estruvita, fosfatos de calcio (Ekama *et al.*, 2006) y vivianita (Robertson, 2000) en los lodos procedentes de las aguas residuales. También la vivianita $[\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}]$, reddingita $[\text{Mn}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}]$ y anapaita $[\text{Ca}_2\text{Fe}(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}]$, minerales derivados del fosfato, suelen formarse en aguas contaminadas, estancadas y con ambiente reductor (Nriagu y Dell, 1974).

1.4.- Compostaje

El compostaje es un proceso dinámico, biológico, aerobio y en consecuencia termófilo, para llevarse a cabo necesita: materia orgánica, población microbiana inicial y condiciones óptimas para que se desarrollen la multiplicidad de funciones y actividades sinérgicas (Soliva-Torrento *et al.*, 2008). El compostaje puede considerarse como un antiguo arte o bien como una ciencia moderna, su evolución es cíclica. Sus objetivos han ido variando al cambiar el desarrollo y los intereses de la sociedad (Soliva-Torrento *et al.*, 2008). Existen evidencias de que romanos, griegos y tribus de Israel conocían el compost. Olivier de Serres en el siglo XVII pone de manifiesto el valor del compost, elaborado a partir de las inmundicias recogidas en las calles, como fertilizante agrícola. En 1909 con la síntesis del amoníaco, se comienza la aplicación masiva de fertilizantes inorgánicos; en esta época se denuncian que los fertilizantes minerales arruinan la tierra y devoran el humus (Soliva-Torrento *et al.*, 2008). En 1940, Sir Albert Howard publico *An Agricultural Testament* donde se inicia el movimiento de agricultura ecológica y establece unas correctas prácticas de compostaje. Durante la Segunda Guerra Mundial debido a la escasez de alimentos y a la falta de fertilizantes minerales resurge el uso del compost como fertilizante. Sin embargo, con la recuperación económica, la mala calidad de algunos productos y el precio exagerado provocan la sustitución del compost por fertilizantes minerales. A partir de la crisis del petróleo en 1973 vuelve a tener interés el reciclaje de la materia orgánica, lo que da un importante impulso al uso de compost (Soliva-Torrento *et al.*, 2008). En la actualidad, el uso del compost vuelve a tener gran importancia debido al crecimiento desmesurado de los residuos, a la pobreza de los suelos agrícolas, a la falta de espacios para ubicar vertederos y a las medidas medioambientales restrictivas.

El compostaje es considerado el mejor pretratamiento para resolver todos los problemas relacionados con patógenos, fermentaciones, etc. (Nogales *et al.*, 2008; Jouraiphy *et al.*, 2005). El compostaje tiene carácter de estabilización, se obtiene un producto biológicamente más estable y con propiedades favorables para el crecimiento vegetal, sin embargo, hemos de tener muy en cuenta los elementos de partida (Nogales *et al.*, 2008). El compostaje se basa en la acción de diversos microorganismos aerobios que actúan de modo sucesivo sobre la materia orgánica original, en función de determinados factores, y conlleva un aumento de la temperatura, una reducción del volumen y del peso (suele conllevar una pérdida de peso del 10-50% en solo 2-4 meses) y una importante pérdida de nitrógeno por volatilización. Finalmente se produce la humificación y oscurecimiento de la materia orgánica (Bueno-Márquez *et al.*, 2008). Las sustancias húmicas formadas durante el compostaje son distintas a las formadas en el suelo natural (Sugahara e Inoko, 1981) y su contenido disminuye a medida que se prolonga excesivamente el proceso de compostaje.

Debemos considerar que el propio proceso de compostaje altera de modo significativo la composición inicial de las materias primas a compostar debido según Moral-Herrero y Muro-Erreguerena (2008) a:

-La potencial perdida de nutrientes solubles y volátiles, en el caso del nitrógeno reduce su disponibilidad.

-El efecto de concentración ocasionado por la pérdida de materia, fundamentalmente CO₂ y compuestos nitrogenados.

-Cambio en la biodisponibilidad de los nutrientes.

Para valorar la calidad de compost durante el compostaje debemos fijarnos en la estabilidad biológica del compost (medidas respirométricas, hidrólisis ácida, etc.), carencia de sustancias tóxicas (índices de germinación, etc.), semejanza estructural y funcional con sustancias húmicas del suelo (microscópicamente, espectrofotométricamente, etc.) y capacidad fertilizadora del suelo (capacidad de intercambio catiónico, relación C/N, composición cenizas, etc.). De acuerdo con el Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes, el compost debe ajustarse a unos requerimientos nutricionales (Tabla 1.12) (BOE 171, de 19 de Julio, 2005). Sin embargo, otros parámetros pueden ser utilizados para medir la calidad del compost, Bernal *et al.* (1998) describe el uso del ratio $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ como índice de madurez, cuantificado en los compost maduros un ratio inferior a 0.16. Iglesias-Jiménez *et al.* (2008) describen la capacidad de intercambio catiónico como índice de madurez, situando a los compost maduros en 60 cmol kg^{-1} . Sin embargo, la relación C/N sigue siendo la más utilizada, los ratios cercanos o inferiores a 10 son los más convenientes.

Tipo	Forma de obtención y los componentes esenciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa)	Otras informaciones sobre la denominación del tipo o del etiquetado	Contenido en nutrientes que debe declararse y garantizarse.
Enmienda orgánica Compost	Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termófila), de materiales orgánicos biodegradables bajo condiciones controladas	-Materia orgánica total: 35% - Humedad máxima: 40% - C/N < 20 Las piedras y gravas eventualmente presentes de diámetro superior a 5 mm, no superarán el 5%. Las impurezas (metales, vidrios y plásticos) eventualmente presentes de diámetro superior a 2 mm, no superarán el 3%. El 90% de las partículas pasarán por la malla de 25 mm	- pH - Conductividad eléctrica - Relación C/N - Humedad mínima y máxima - Materias primas utilizadas - Tratamiento o proceso de elaboración	- Materia orgánica total - C orgánico - N total (si supera el 1%) - N orgánico (si supera el 1%) - N amoniacal (si supera el 1%) - P_2O_5 total (si supera el 1%) - K_2O total (si supera el 1%) - Ácidos húmicos - Granulometría

Tabla 1.12.- Caracteres del compost de acuerdo con la legislación vigente en España (BOE 171, de 19 de Julio, 2005)

Con respecto a los conocidos efectos adversos, por ejemplo, de los lodos de aguas residuales, el compostaje no origina efectos acumulativos ni en los agregados del suelo ni en las propiedades microbiológicas (Deboz *et al.*, 2002). La aplicación de compost en suelos muy degradados puede producir un incremento de la productividad agrícola mayor al obtenido cuando se emplean fertilizantes inorgánicos comerciales con similar cantidad de nitrógeno (Parr *et al.*, 1978). No obstante, algunos autores indican que el compost no puede ser utilizado para suplir todos los requerimientos nutricionales de los cultivos agrarios ya que se necesitaría la aplicación de grandes cantidades, según Parr *et al.*

(1978) el mayor potencial del compost se obtiene cuando es combinado con fertilizantes inorgánicos, de este modo se optimizan los requerimientos nutricionales y recursos suficientes de materia orgánica para mantener la productividad del suelo.

A continuación vamos a ver más detalladamente el proceso de compostaje, este proceso depende de dos tipos de variables (Bueno-Márquez *et al.*, 2008):

- *Parámetros de seguimiento:* Son parámetros que han de ser medidos y valorados durante todo el proceso y habrá que adecuarlos a los valores estándar. Entre estos parámetros podemos encontrar:

-*La temperatura:* Durante la descomposición aerobia se observan tres fases: la fase mesófila inicial, la fase termófila y la fase mesófila final (momento en el que podemos dar por concluido el compostaje). Cada microorganismo tiene su intervalo de temperatura óptimo.

-*La humedad:* El agua no debe ocupar totalmente los poros de la masa puesto que impide la circulación del oxígeno. La humedad óptima se sitúa entre 50-70%.

-*El pH:* Durante el compostaje destacamos que en la primera fase mesófila se produce una disminución del pH por la liberación de ácidos orgánicos, durante la fase termófila se da una progresiva alcalinización debido a la pérdida de ácidos orgánicos y la generación de amoníaco, y en la segunda fase mesófila se produce una bajada del pH por generación de compuestos húmicos con propiedades tampón.

-*La aireación:* La falta de aire provoca fenómenos de anaerobiosis con aparición de sulfhídrico y malos olores, sin embargo el exceso de ventilación provoca el enfriamiento de la masa y una alta desecación.

-*El espacio de aire libre:* Concepto creado por Shulze en 1962 donde se relaciona la humedad, la densidad aparente, la densidad real y la porosidad; resulta muy importante a la hora del compostaje.

- *Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato:* Son aquellos parámetros que han de ser medidos y adecuados al inicio del proceso.

-*El tamaño de partícula:* A menor tamaño, existe mayor superficie expuesta y por tanto se acelera el proceso, pero por el contrario, disminuye la difusión de oxígeno. El óptimo se sitúa entre 1 y 5 cm.

-*Las relaciones C/N y C/P:* Respecto al C/N, el intervalo óptimo para el compostaje de un producto es de 25-35, puesto que se consume 30 veces más de carbono que de nitrógeno. El compost maduro debe tener una C/N entorno a 10. Respecto a la relación C/P esta debe situarse entre 75 y 150.

-*Los niveles de nutrientes:* Además del C, N y P podemos encontrar los micronutrientes de gran importancia para enzimas, metabolismo y mecanismos de transporte.

-*La materia orgánica*: Durante el compostaje entorno al 20% de la materia orgánica se mineraliza y se libera como CO₂. Existen dos etapas, en la primera se degrada los compuestos más simples y se comienzan a formar sustancias húmicas y en la segunda fase ocurre la degradación de sustancias más resistentes (lignina) formándose también sustancias húmicas, este segundo paso no finaliza tras el compostaje. La biodegradabilidad de los componentes orgánicos según Haug (1993) está en un 70% para celulosas, hemicelulosas y otros azúcares, en 50% para lípidos y proteínas y un 0% para lignina.

-*La conductividad eléctrica*: La conductividad eléctrica tiende a aumentar debido a la mineralización de la materia orgánica, no obstante a veces disminuye debido a fenómenos de lixiviación. Este parámetro podría limitar la utilización de compost en los suelos agrícolas.

A nivel Europeo, Alemania será el mayor productor de compost, seguido de Países Bajos, Austria, España, Italia, Francia, Dinamarca y Bélgica (Chica-Pérez *et al.*, 2008) Los datos del ministerio de Medio Ambiente del año 2003 indican que en España se compostaron unos 6 millones de toneladas de residuos urbanos obteniéndose medio millón de toneladas de compost (MMA, 2005). La ubicación de las plantas de compostaje en España no es homogénea y será el Levante y el Sur de España donde se concentren el 75% de las plantas (Tabla 1.13).

Comunidad autónoma	Nº de plantas	T de compost/año
Andalucía	14	95.303
Baleares	1	6.268
Canarias	1	900
Cantabria	1	9.936
Castilla-La Mancha	4	17.076
Castilla y León	6	28.838
Cataluña	15	15.343
Extremadura	3	12.310
Galicia	1	24.264
Madrid	3	89.775
Murcia	5	43.796
Navarra	1	625
Valencia	10	131.840
Total...	55	476.274

Tabla 1.13.- Plantas de compostaje de residuos urbanos en España (MMA, 2004).

1.4.1.- Factores que afectan a la mineralización del compost tras su aplicación al suelo

Según Moral-Herrero y Muro-Erreguerena (2008) los principales factores que afectan al compost tras la aplicación al suelo son:

-*La humedad*: En condiciones de humedad alta o condiciones muy secas, la mineralización se ralentiza. El rango idóneo de humedad de saturación se sitúa entre 30-40%. En los suelos enmendados se acelera la mineralización debido a la mayor retención de humedad.

-La temperatura: En condiciones de temperatura extrema (alta o baja), la mineralización se ralentiza. El rango idóneo está entre 10-35°C. Dentro de este rango, la tasa de mineralización se duplica por cada 10°C.

-La salinidad: La mineralización de los compost en los suelos enmendados se ve favorecida en suelos de naturaleza acida (pH 5-7).

-La naturaleza del suelo: La tipología del suelo receptor puede favorecer o no la mineralización el compost. La existencia de condiciones adecuadas para la degradación (aireación, humedad...) junto a granulometrías no demasiado finas favorecen dicha mineralización, mientras que las arcillas protegen en mayor medida a las sustancias orgánicas de la descomposición.

-La naturaleza del compost: La relación C/N baja favorece la mineralización, el grado de humificación cuando es elevado limita la mineralización y la granulometría influye por el hecho de exponer mayor o menor superficie.

1.4.2.- Tipos de compostaje

Existen varias clasificaciones del compost, ya sea atendiendo a su composición o ya sea atendiendo a su modo de elaboración. Chica-Pérez *et al.* (2008) recogen las diversas tecnologías empleadas para la elaboración del compost:

- Según la movilidad del material a compostar:
 - Sistemas dinámicos.
 - Sistemas estáticos.
- Según proceso aireación:
 - Anaerobiosis: Ausencia de oxígeno.
 - Aireación pasiva o natural: El aire penetra por difusión molecular, viento o por convección térmica.
 - Aireación forzada: Puede ser de presión positiva o negativa.
- Según el revestimiento superior:
 - Sistemas abiertos: De bajo coste y depende de la climatología.
 - Sistemas cerrados o compostaje en reactores: El compost nunca va a estar en contacto con el aire exterior, las distintas variables pueden ser controladas. En general origina un producto de alta calidad.
 - Sistemas semicerrados: Se lleva a cabo en una nave cerrada, disponen de un sistema de extracción de la atmosfera interior a la atmosfera exterior.
- Según la forma física en que se dispone el material:

-Pilas o hileras volteadas: Los materiales a compostar se mezclan y colocan en hileras triangulares, suelen tener entre 3 ó 4 metros de base y 2 ó 3 metros de altura.

-Pilas estáticas aireadas: Desarrollado en EEUU, los componentes se colocan sobre una placa porosa sobre la que se coloca presión negativa o positiva.

-Trincheras y canales semicerrados: Se colocan una serie de canales de unos 3-5 metros de anchura por 2-3 metros de altura y una longitud de unos 60-140 metros. Los canales se encuentran abiertos por arriba y mediante una maquina son volteados y se hacen avanzar unos 3-4 metros periódicamente.

-Túneles estáticos: Son contenedores de hormigón (normalmente), con sistema de aireación forzada, que se llenan 2/3, se utilizan para una fase termófila más homogénea. Posteriormente necesitan un proceso de maduración exterior.

-Cilindros rotatorios: Son cilindros de unos pocos metros de diámetro que se colocan ligeramente inclinados de modo que el material se introduce por un extremo y mediante el volteo continuo o discontinuo el material avanza hasta el otro extremo donde obtenemos el producto final compostado.

o Según el proceso de compostaje:

-Vermicompost: Se trata de un compost obtenido por acción de lombrices (Nogales et al., 2008).

1.4.3.- Los beneficios del compost

Se ha descrito que el compost resulta beneficioso para el suelo debido a numerosas causas (Parr *et al.*, 1978; Cabezas *et al.*, 2003; Sastre-Conde *et al.*, 2006; Lobo *et al.*, 2006; Soliva-Torrento *et al.*, 2008; Ingelmo-Sanchez y Rubio-Delgado, 2008):

-Aporte nutritivo para las plantas y biota del suelo.

-Incrementa la infiltración de agua.

-Incrementa la retención de agua.

-Disminuye las fluctuaciones de temperatura.

-Reduce la erosión.

-Aumento del contenido del agua del suelo.

-Aumenta la agregación del suelo.

-Incrementa la aireación del suelo.

-Mejora la permeabilidad edáfica.

-Disminuye la posibilidad de formación de corteza en el suelo.

-En suelos arcillosos se reduce la compactabilidad de los suelos e incrementa la penetración radicular hacia horizontes más profundos.

-Efectos directos sobre los patógenos vegetales (Control natural de plagas): Mediante competencia por nutrientes, producción de antibióticos o microparasitismo.

-Remediación de los suelos contaminados con elementos traza: Cuando nos encontramos con un terreno contaminado tenemos varias alternativas: Dejar la contaminación tal cual y restringir el uso del terreno, excavar el terreno contaminado y rellenarlo con suelo nuevo o bien tratar el terreno contaminado *in-situ* o *ex-situ*; entre los tratamientos se encuentra la enmienda de compost como fijador de sustancias contaminantes.

-La mayoría del nitrógeno en el compost esta en forma orgánica y debe ser mineralizado a amonio o nitrato inorgánico antes de ser biodisponible para el cultivo, por tanto, tenemos un fertilizante de liberación prolongada.

1.4.4.- Usos del compost

Los beneficios de compost, anteriormente descritos, indican que la enmienda de compost tiene distintas finalidades:

- Uso como abono orgánico en agricultura y jardinería; ha sido el más generalizado, es una forma de fertilización del suelo debido no solo al aporte de nutrientes sino que además entraña beneficios físicos, químicos y fisicoquímicos, sin embargo, el aumento del rendimiento vegetal es el parámetro más valorado por el agricultor (Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008).
- Uso como sustrato en mezcla con otros materiales. La utilización del compost como único sustrato está limitada por su escasa capacidad de aireación y por su elevada salinidad, sin embargo, existen numerosos ensayos con mezclas (turba, fibra de madera...) donde esta mezcla origina mejores resultados que el sustrato solo.
- Uso como enmienda en la recuperación de terrenos degradados: La materia orgánica del suelo juega un papel fundamental en el desarrollo y funcionamiento de los ecosistemas terrestres, tanto el contenido como la dinámica de la misma determina su potencial productividad en los sistemas naturales (García-Izquierdo y Lobo-Bedmar, 2008).
- Bioremediación de terrenos contaminados: Existen técnicas de remediación de suelos contaminados basadas en el uso de enmiendas de compost con el objetivo de disminuir la biodisponibilidad y reducir la movilidad de elementos traza. Madejón *et al.* (2006) y Manios *et al.* (2003) muestran que los procesos de aplicación de compost en suelos contaminados son útiles y fiables, además de incrementar el pH y carbonatos, reduce la concentración y movilidad de elementos y fomenta el crecimiento vegetal que implica fenómenos de fitoestabilización, haciendo el hábitat más accesible a otras comunidades vegetales.

- Fitoremediación: el uso de plantas acumuladoras de metales pesados es tradicional en los suelos contaminados, la aplicación de compost en estas zonas favorece su implantación y el aumento de la biomasa (Mc Grath, 1998).
- Biocontrol de fitopatógenos: La manipulación incorrecta de los sistemas agrarios podría ocasionar un desequilibrio biológico lo que se traduce en aparición de nuevas enfermedades ocasionadas por patógenos como *Fusarium* spp., *Phytophthora* spp., *Rhizoctonia solani*, *Verticillium* spp, etc (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008). Un número importante de los microorganismos detectados en el compost han sido identificados como agentes de control biológico, estos son: *Bacillus* spp., *Enterobacter* spp., *Flavobacterium* spp., *Pseudomonas* spp., *Streptomyces* spp., *Trichoderma* spp., *Gliocladium* spp, etc (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008). Estos agentes de control biológico ejercen un efecto supresor sobre los patógenos mediante competitividad por nutrientes, ocupación de hábitats, producción de antibióticos, inducción de genes de resistencia en plantas, producción de agentes estimuladores o tóxicos a partir del compost y por cambio de las propiedades físicas (Hoitink y Boehm, 1999; Coventry *et al.*, 2002).

1.4.5.- El compostaje de restos de poda vegetal

España tiene una elevada producción de cítricos, almendros y olivo en relación a Europa (Tabla 1.14). La media de la relación residuo/producto de los cultivos se sitúa en torno al 0.81, sin embargo el olivo (1.13) y especialmente almendro (3.17) originan una enorme producción de restos de poda en relación a su producción agrícola. Estos restos de poda tienen un destino inmediato, su valorización como recurso energético, sin embargo, también pueden valorizarse como recurso de materia orgánica del suelo, mediante una incorporación directa o bien indirecta, o como material complementario para el proceso de compostaje (Solé y Flotats, 2004)

Cultivo	Producción en la UE	Producción en España	Residuo en España	Relación residuo/producción
Vid	27.075.180	5.420.700	2.326.000	0,43
Cítricos	10.602.032	5.820.900	436.359	0,07
Almendro	455.821	279.100	885.323	3,17
Olivo	4.358.543	3.394.700	3.850.066	1,13
Total...	-	-	-	0,81

Tabla 1.14.- Producción de cultivos y residuos en toneladas anuales (1999-2000)

El uso de esta biomasa para la obtención de energía es una medida muy corriente y una alternativa, pero su eficacia es todavía reducida y quedan por resolver problemas como la emisión de humos o gases contaminantes (López-López y Boluda-Hernández, 2008). Mediante el compostaje obtenemos formas biológicamente más estables (*humus*). Los pesticidas y patógenos potencialmente presentes en los restos de poda suelen ser eliminados durante el proceso de compostaje por la actividad microbiana y las elevadas temperaturas del proceso (Moreno, 2005), además, la emisión de humos o gases contaminantes está controlada y resulta ser un proceso barato y con una tecnología fácilmente aplicable (Eweis *et al.*, 1999). Por lo tanto, el compostaje es la técnica más aceptada. El mayor problema de este tipo de compost elaborado únicamente con restos de poda es su elevado contenido en ligninas de difícil degradación por lo que este tipo de compost requiere largos periodos de compostaje y la materia orgánica será difícilmente

biodegradable en el suelo receptor (Soliva-Torrento *et al.*, 2008). Además, la mayoría de residuos de poda tienen una elevada relación C/N para ser compostados, por lo que muchos deben enriquecerse en nitrógeno o mezclarse con residuos ricos en tal elemento. Sus caracteres junto con su capacidad estructurante hacen que sean unos estupendos compuestos para ser mezclados con residuos semisólidos.

1.4.6.- El compostaje de lodos de depuradora

El compostaje de fangos conlleva una serie de problemas asociados a su alta humedad (hasta un 95%). La elevada humedad disminuye los espacios vacíos en el lodo y favorece la fermentación anaerobia. En una etapa previa debe acondicionarse el lodo antes de su compostaje. Hay dos sistemas generales para la realización del compostaje de lodos (Fernández-Arroyo, 2007): Sistemas cerrados donde se utilizan reactores o digestores anaerobios (Fotografía no mostrada) y sistemas abiertos donde los residuos se colocan en grandes pilas estáticas asociadas bien a volteos periódicos o bien a ventilación forzada (Fotografía 1.7).



Fotografía 1.7.- Sistema abierto de compostaje (Fernández-Arroyo, 2007).

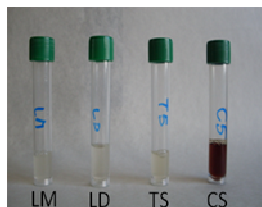
La digestión anaerobia en sistemas cerrados está condicionada por el efecto tóxico causado por la presencia de metales pesados que pueden formar diferentes compuestos durante la fermentación y precipitar en forma de compuestos inorgánicos como sulfuros o carbonatos.

El compostaje en pilas, asociado a un volteo periódico o a una ventilación forzada, es un método barato y eficiente; sin embargo tiene dos problemas generales, la necesidad de eliminar la humedad del lodo semisólido (>70% de humedad) y evitar la generación de procesos anaeróbicos que conllevan malos olores. Esto limita mucho su uso sobre todo en zonas próximas a las ciudades, por ello, este tipo de compostaje (elaborado únicamente con lodos de aguas residuales) en sistemas abiertos se encuentra actualmente en desuso.

1.4.7.- Co-compost de lodos de depuradora y los restos de poda vegetal

La mezcla de materiales conlleva un proceso de compostaje más exitoso (Manios, 2004). El origen del co-compostaje podría situarse en 1930 cuando Sir Albert Howard realizó la primera aproximación científica mediante el sistema *Indore* combinando capas de estiércol, lodos de aguas residuales, hojas y paja. El co-compostaje de los lodos de depuradora y los restos de poda origina una descomposición biológica controlada de la

materia orgánica bajo condiciones aerobias y una transformación de la materia orgánica residual en sustancias similares a las sustancias húmicas que químicamente se asemejan a las sustancias húmicas del suelo (Fernández *et al.*, 2007). La Fotografía 1.8 refleja fielmente la formación de sustancias húmicas solubles en el co-compost respecto a productos previos.



Fotografía 1.8.- Extracto con agua de mezcla de lodos (LM), lodo con digestión anaerobia (LD), lodo deshidratado (TS) y co-compost de lodos y resto de poda (CS) (elaboración propia).

Al proceso de compostaje de lodos secos apilados en pilas, anteriormente reseñado, se le suma el uso de acondicionadores estructurantes y nutricionales que fomentan los procesos aeróbicos. Los restos de poda conllevan una disminución en la pérdida de nitrógeno, reducción de emisiones y adsorción en el agente estructurante (Flotats-Ripoll y Sole-Mauri, 2008). Estudio realizados por Badr El-Din *et al.* (2000) muestran los beneficios del co-compost frente a la aplicación de fertilizantes inorgánicos o incluso frente a la aplicación de otros fertilizantes orgánicos de origen animal.

En la Tabla 1.15 observamos los caracteres del compost de lodos de EDAR y del compost de restos vegetales por separado y observamos claramente que las propiedades negativas de cada compost se contrarrestan con el otro compost, por tanto, el co-compostaje de ambos productos (lodos de depuradora y restos vegetales) permite obtener un producto que potencia los efectos beneficiosos de ambos compost y mitiga las propiedades más negativas de ambos.

Tipo de compost	Densidad	Porosidad	Humedad	M.O.	Biodegradabilidad	C/N	Contaminantes	Patógenos	Como afecta a:	
									Proceso	Calidad producto
Lodos EDAR urbana	Alta	Baja	Alta	Alta	Alta-media	Baja	Alta	Alta	-Material complementario -Necesidad de correcta mezcla -Control estricto -Lixiviados	Regular
Restos vegetales	Baja	Alta	Baja	Alta	Baja	Alta	Baja	Baja	-Lentitud -Poco control	Buena

Tabla 1.15.- Características del compost de lodos y de restos de poda y su relación con el proceso de compostaje y la calidad del producto final (Soliva-Torrento *et al.*, 2008)

El proceso de co-compostaje, similar al compostaje, consta de cuatro etapas básicas (FUNDASES, 2008) (Figura 1.7):

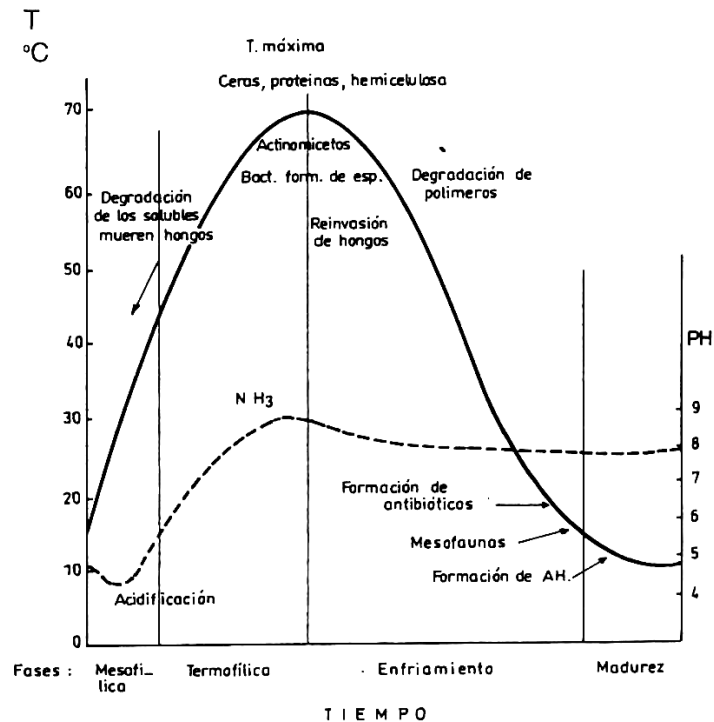


Figura 1.7.- Evolución de la temperatura y pH durante las diferentes etapas del compostaje (Dalzell *et al.*, 1981)

- Fase mesófila inicial: Durante esta etapa la temperatura de las pilas de compostaje alcanza rápidamente los 40°C, los microorganismos mesófilos se encuentran en condiciones óptimas y se alimentarán de proteínas y azúcares, su crecimiento será rápido. Las bacterias se encontrarán en mayor número durante esta etapa y su actividad biológica será la responsable del aumento de temperatura. La evolución del pH en esta etapa estará marcada por una ligera acidificación debido a la producción de ácidos orgánicos.
- Fase termófila: Las temperaturas se sitúan por encima de los 40°C, de modo que únicamente los microorganismos termotolerantes continúan la transformación del material orgánico. El predominio será en esta etapa de hongos termófilos y actinomycetos (capaces de degradar la lignina), ya a partir de 65°C las bacterias esporuladas predominan y los hongos mueren. El incremento de temperatura estará condicionado por la actividad microbiológica que a su vez está limitada bien por la cantidad de nutrientes fácilmente disponibles o bien por las altas temperaturas que inhiban el crecimiento microbiológico. Durante esta etapa la celulosa y la hemicelulosa son transformadas. El pH se hace más básico debido al consumo de ácidos orgánicos por parte de los microorganismos, alcanzando un pH de 8-9, a la vez se originan numerosos iones como potasio, calcio y magnesio.
- Fase mesófila final: La temperatura desciende hasta los 40°C y se reactivan los organismos mesófilos. Las bacterias y hongos transforman parte de la celulosa y de la lignina. La caída de la actividad biológica implica el descenso de la temperatura.

-
- Fase de maduración: La temperatura de la pila disminuye hasta la temperatura ambiente, hay una disminución de la población de microorganismos y el pH se estabiliza entre 7-8. El compost ya está listo para ser usado.

Debido a la actividad metabólica de las poblaciones microbianas, se da una intensa mineralización primaria parcial de la materia orgánica y se van formando una serie de unidades estructurales precursoras de ácidos húmicos entre otros (polifenoles, productos de la degradación de la lignina, compuestos fenólicos, taninos, pigmentos aromáticos, aminoácidos, péptidos, polisacáridos, ácidos grasos, alcanos...). El eslabón más importante son los procesos de neoformación en el medio natural de unidades estructurales como fenoles, la teoría más plausible es la policondensación por medio de enzimas polifenol-oxidasas hasta quinonas, las cuales se conjugan con aminoácidos, péptidos, ácidos grasos, alcanos... para formar heteropolímeros de enorme complejidad estructural (sustancias húmicas) (Stevenson, 1994). En primer lugar ocurre la formación de ácidos fúlvicos donde predominan las cadenas alifáticas en los núcleos aromáticos y posteriormente se forman los ácidos húmicos por aumento del volumen de los núcleos y disminución de las cadenas alifáticas (Stevenson, 1994). Distintos autores indican que con el transcurso del proceso de compostaje de los lodos de depuradora y restos de poda se da un incremento paulatino de la fracción de los ácidos húmicos y un descenso paulatino de los ácidos fúlvicos y, por tanto, un incremento de la tasa de polimerización entendida como un aumento de la relación AH/AF (Iglesias Jiménez y Pérez-García, 1991 y 1992), a tenor de lo mencionado, este parámetro puede constituir un indicador del grado de madurez del compost.

1.5.- Generalidades sobre la actividad biológica y enzimática.

La flora y fauna representa un 5 % de la materia orgánica del suelo común, como destacados miembros de la flora podemos destacar a los siguientes organismos:

- *Bacterias*: Organismos unicelulares procariotas de 1 a 10 μm , pueden estar aisladas, formar cadenas, racimos, colonias, etc. y pueden tener formas de resistencia (esporas). La mayoría son heterótrofas, aerobias y saprofitas, usando comúnmente como nutrientes los compuestos orgánicos fácilmente degradables como azúcares, celulosa... (Dalal, 1998). Resultan especialmente importantes las bacterias nitrificantes por su capacidad de oxidar amonio hasta nitritos y nitratos, y las bacterias fijadoras de nitrógeno por su capacidad de transformar el nitrógeno atmosférico en nitrógeno orgánico, pudiendo ser de vida libre (*Amilobácter spp.*) o simbióticas con raíces de leguminosas (*Rhizobium spp.*).
- *Actinomicetos*: Son organismos unicelulares que conforman micelios. Suelen ser aerobios, heterótrofos y saprofitos, pueden usar compuestos orgánicos difícilmente hidrolizables (lignina).
- *Hongos*. Suelen formar micelios pluricelulares llegando a ser macroscópicos, siempre son aerobios y heterótrofos.
- *Algas*. Organismos autótrofos que dependen de la fotosíntesis, son menos importantes.
- *Líquenes*. Son asociaciones entre algas y hongos.

La actividad de esta flora se incrementa con la temperatura y con la buena aireación (salvo excepciones). Su número y proporción dependen fundamentalmente de la humedad (factor muy limitante en el clima mediterráneo) y de la cantidad de nutrientes del suelo.

Respecto a la fauna, aunque para nuestro estudio carece de importancia, simplemente decir que existe una microfauna constituida por protozoos y por nematodos ($<100\mu\text{m}$), una mesofauna constituida por artrópodos ($100\mu\text{m}$ a $1.000\mu\text{m}$) y una macrofauna ($>1.000\mu\text{m}$) constituida por artrópodos, gasterópodos (lombrices), etc.

1.5.1.- Biología del suelo

La biología del suelo es un factor determinante en las características de los suelos. La interacción entre microorganismos, raíces, polisacáridos y humus conduce a la combinación de partículas primarias para una estructura edáfica (Sort y Alcaníz, 1999a; Oades y Waters, 1991). Roldan *et al.* (1996) hacen referencia a la relación directa entre la población de hongos y la estabilidad de los agregados en suelo semiáridos. La microbiota edáfica varía en función del tamaño de los agregados, con las estaciones, con los cultivos agrícolas, con las prácticas agrícolas, con las enmiendas agrícolas, con la calidad de los suelos, etc.

El estudio biológico del suelo puede dividirse en estudio de la *biodiversidad microbiológica* y el estudio de la *actividad enzimática*. En relación con la *biodiversidad*

microbiológica, en el suelo existe una amplia representación de comunidades bacterianas, los trabajos al respecto indican que la composición, diversidad y riqueza de la comunidad bacteriana cambia con el suelo, con el desarrollo del ecosistema (Tarlera *et al.*, 2008), con la temperatura, con la humedad, con el pH y con la vegetación (Zhou *et al.*, 1997). Stackebrandt *et al.* (1993) y Zhou *et al.* (1997) resumen la diversidad bacteriana encontrada en diferentes suelos. En los suelos subtropicales se encuentra gran cantidad de α *Proteobacteria*, en este grupo podemos encontrar miembros como *Rhizobium*, *Nitrobacter*... relacionados con el nitrógeno, esto puede ser debido al alto contenido de amonio y nitratos en estos suelos. En suelos agrícolas de Wisconsin (EEUU) la mayoría de grupos bacterianos son del grupo *Cytophaga-Flexibacter-Bacteroides* (22%), bacterias gram positivo de bajo GC (22%) y *Proteobacteria* (16%). En suelos de tundra la mayoría de comunidades son *Proteobacteria* (60%) y *Fibrobacter* (16%), y solo un clon del grupo *Cytophaga-Flexibacter-Bacteroides* (2%).

La mayor diversidad de microorganismos y la mayor biomasa se sitúa a nivel de las fracciones pequeñas de suelo, de este modo limo fino y arcilla son los hábitats prioritario para las colonias bacterianas (Amellal *et al.*, 2001). La falta de nutrientes y la competencia de hongos y protozoos parecen ser las causas responsables de la reducida diversidad microbiana a nivel de las fracciones de mayor tamaño del suelo (Sessitch *et al.*, 2001).

La *actividad enzimática* se ejerce a través de un amplio grupo de enzimas capacitadas para una extensa gama de reacciones que permiten entre otras cosas, poner a disposición de las plantas los nutrientes del suelo, mantener la funcionalidad del suelo, restablecer las propiedades de los suelos alterados, etc. (Ros *et al.*, 2007). Según indican diversos autores, resulta más interesante conocer el grado de actividad enzimática de un determinado suelo que conocer la densidad microbiana o que su biodiversidad puesto que muchas familias bacterianas realizan similares funciones (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008). Debido a la variedad de actividades enzimáticas, en la práctica debemos ceñirnos a unas pocas actividades que nos ofrezcan una información suficiente (Tabla 1.16).

Enzima	Reacción	Indicador de...
Deshidrogenasa	Sistema de transporte electrónico	Actividad microbiana
β -Glucosidasa	Hidrólisis de celobiosa	Ciclo del carbono
Celulasa	Hidrólisis de celulosa	Ciclo del carbono
Fenol oxidasa	Hidrólisis de lignina	Ciclo del carbono
Ureasa	Hidrólisis de urea	Ciclo del nitrógeno
Amidasa	Mineralización de nitrógeno	Ciclo del nitrógeno
Proteasa	Hidrólisis de péptidos y proteínas	Ciclo del nitrógeno
Fosfatasa	Liberación de fosfato	Ciclo del fósforo
Arilsulfatasa	Liberación de sulfato	Ciclo del azufre
Rodanasa	Metabolismo sulfato	Ciclo del azufre
Otras enzimas...	Procesos hidrolíticos	Actividad general degradativa de la materia orgánica.

Tabla 1.16.- Enzimas edáficas utilizadas como indicadores del estado del suelo (modificada de Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008).

La actividad deshidrogenasa representa la actividad oxidativa de la microbiota edáfica y se asocia con el número total de microorganismos viables (Taylor *et al.*, 2002). La actividad β -glucosidasa nos informa sobre el estado evolutivo de la materia orgánica, su

función es incrementar la disponibilidad de sustratos carbonatados. La ureasa y proteasa tienen capacidad de hidrolizar distintos compuestos nitrogenados hasta amonio. La fosfatasa, arilsulfatasa y rodanasa son indicadores de procesos de mineralización de fósforo orgánico y sulfatos asimilables, respectivamente.

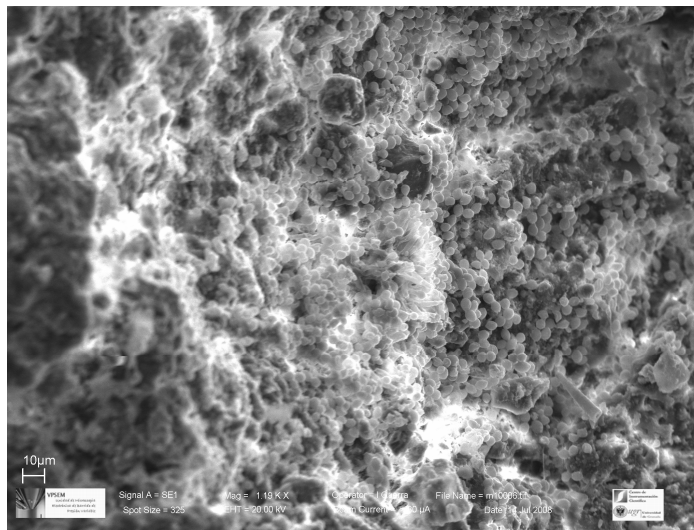
1.5.2.- Biología de lodos y co-compost de lodos aplicados a suelos

La aplicación de enmiendas orgánicas origina un aumento de la actividad enzimática del suelo, mientras que el desarrollo de la biomasa microbiana dependerá más del tipo de suelo donde se realice la enmienda (Emmerling *et al.*, 2000). La producción de polisacáridos y mucilagos microbianos aumenta los primeros meses tras la aplicación de las enmiendas orgánicas. Los carbohidratos son considerados unos de los más importantes agentes estabilizantes de la agregación (Sort y Alcaníz, 1999a); no obstante, este grupo de sustancias orgánicas cementantes son transitorias y tienen un corto efecto que pueden hacerse insignificante al año de la aplicación (Tisdall y Oades, 1982).

Los efectos de los lodos de depuradoras sin compostar son más radicales en cuanto al aumento microbiano frente al compost cuyos efectos son más lentos debido, en parte, a la fragmentación de la materia orgánica, a la reducida energía de los nutrientes suplementados y al proceso de estabilización que ha sufrido el producto (Emmerling *et al.*, 2000). El aumento tanto del tamaño como de la actividad de la biomasa microbiana del suelo enmendado dependerá, por tanto, del grado de estabilización del compost (Sánchez-Monedero *et al.*, 2004). Sin embargo, uno de los mayores problemas cuando se aplican derivados de lodo de depuradora es la incorporación de microorganismos patógenos como bacterias coliformes fecales (García-Orenes *et al.*, 2003), virus y hongos (Moreno-Casco y Mormeneo-Bernat, 2008). El proceso de compostaje afecta a las propiedades físicas y químicas, incluyendo la temperatura, aireación, contenido de humedad, C/N y al pH, esto conlleva una re-colonización del compost con una nueva población, metabólicamente activa que llega a suprimir los potenciales patógenos (Boulter *et al.*, 2000). Los efectos sobre los patógenos pueden ser directos (mediante aportación de microorganismos antagónicos que compiten por hábitat y nutrientes) y bien indirectos (elevadas temperaturas, pérdida de viabilidad del patógeno...). Las comunidades bacterianas poseen mecanismos propios de supresión de competencia mediante la competición por nutrientes, antibióticos, liberación de enzimas extracelulares, parasitismo, depredación... (Boulter *et al.*, 2000). Los principales patógenos que encontramos en los lodos de depuradora son bacterias: *Listeria*, *Salmonella*, *Mycobacterium*, *Escherichia*, *Clostridium* y *Enterococos*. Virus: *Enterovirus* y *Bacteriofagos*. Nematodos y/o parásitos: *Giardia*, *Toxocara*, *Ascaris* y *Trichuris* (Moreno-Casco y Mormeneo-Bernat, 2008). No obstante, tras el proceso de compostaje se logran eliminar mayoritariamente los patógenos humanos y animales, sin embargo los hongos y virus fitopatógenos toleran mejor las altas temperaturas, por ello es recomendable no solo una alta temperatura de incubación, sino que se prolongue durante cierto tiempo. Aunque, como indican Noble y Robert (2003), la eliminación de patógenos se define como la reducción del número de patógenos de modo que este se encuentre por debajo del límite de detección del método utilizado, esto significa que no existe absoluta garantía de que un compost analizado este completamente libre de patógenos. Generalmente, el producto final está compuesto por una comunidad mesófila, distinta a la comunidad mesófila inicial, donde predominan hongos y actinomicetos capaces de degradar compuestos complejos (Fotografía 1.9). Las bacterias mesófilas son pocas

cuantitativamente y numerosas cualitativamente. La microbiota del compost final y los compuestos que posee lo convierten en un producto de elevada calidad para su uso en agricultura y en un soporte para los procesos de bioremediación.

La información sobre la evolución los coliformes cuando los lodos de depuradora sin compostar o compostados son incorporados a suelos semiáridos es escasa (García-Orenes *et al.*, 2003), parece claro que la falta de humedad en los suelos puede ser un factor clave para la pérdida de las bacterias, sin embargo mucho cultivos se encuentran continuamente humectados mediante sistemas de riego (García-Orenes *et al.*, 2003). Se ha observado que en los suelos enmendados con lodos sin compostar, convenientemente regados, las bacterias coliformes tiene un *boom* hacia los 10 días post-enmienda y decaen hasta desaparecer hacia los 30-35 días post-enmienda, sin embargo, los lodos compostados no muestran estos potenciales peligros (García-Orenes *et al.*, 2003).



Fotografía 1.9.- Agregado de suelo L tras la enmienda de co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda (elaboración propia) (VPSEM).

1.6.- Generalidades sobre la estructura del suelo

Con el concepto de estructura edáfica nos referimos al tamaño, forma y colocación de los sólidos y de los vacíos en el espacio, continuidad de poros y vacío, capacidad de retener y transmitir fluidos y sustancias orgánicas e inorgánicas y de la habilidad para admitir el crecimiento y desarrollo de raíces (Lal, 1991). La pérdida de estructura del suelo se entiende como una forma de degradación del suelo (Chan *et al.*, 2004). La estructura se encuentra estabilizada por el carbono orgánico del suelo, por la biota, por los compuestos iónicos, por las arcillas y por los carbonatos (Bronick y Lal, 2005).

La agregación del suelo es el resultado de la readaptación de las partículas, la floculación y la cementación (Duiker *et al.*, 2003). La interacción entre microorganismos, raíces, polisacáridos y humus conduce a la combinación de partículas primarias para producir agregados pequeños, los cuales pueden unirse y llegar a formar agregados mayores (Sort y Alcaníz, 1999a). Los agregados del suelo suelen dividirse, para su estudio, el distinto tamaño que no solo hace referencia a sus medidas, sino también a diferencias a nivel biológico, a nivel de agentes cementantes y a nivel de la distribución de nitrógeno y de carbono (Sort y Alcaníz, 1999a).

Los suelos que están formados por estructuras bien agregadas, deben tener un amplio rango de poros tanto dentro de los agregados como entre los agregados, estos poros son símbolos de la capacidad del suelo para retener agua, hablamos sin duda del reservorio de agua del suelo algo que resulta clave sobre todo en climas semiáridos y subhúmedos. Los poros de mayor tamaño son la cuna de la vida en el suelo, son un lugar ideal donde asentarse las colonias de hongos y bacterias debido a la fácil difusión de los gases y líquidos. Los poros más pequeños, al estar semi-aislados, son un reservorio de materia orgánica por la difícil penetración de bacterias y también son fundamentales para el almacenamiento de agua (Thomsen *et al.*, 1999).

La enmienda orgánica al suelo, no solo altera los parámetros químicos, también hay importantes cambios en los parámetros físicos, que pueden contribuir a la mejora de la calidad del suelo (mejora de la estructura del suelo). Estudios realizados por Blair *et al.* (2006) advierten de la necesidad de un proceso de compostaje previo a la adición de materia orgánica fresca por los problemas de pérdida de estructura con la materia orgánica fresca. Así, la aplicación de estiércol fresco (sin cultivo) aumenta el diámetro medio de agregados, pero no alcanza los datos del suelo con cultivo vegetal, algo que consigue la enmienda del compost.

1.6.1.- Teorías de la agregación

La agregación se encuentra condicionada por las partículas cementantes, por la masa de raíces, por la morfología de las raíces, por la masa de hongos y por la materia orgánica. Conocer los mecanismos de agregación primaria de los diferentes tipos de suelos e identificar las prácticas correctas para incrementar la agregación, basada en el tipo de suelo y en el proceso de agregación dominante, es un paso muy importante. De ahí que el conocimiento de las interacciones entre la materia orgánica, los carbonatos secundarios, cationes y arcillas sea importante para entender el desarrollo de agregados estables en el suelo (Bronick y Lal, 2005).

Los factores que afectan a la agregación pueden resumirse en factores que afectan a la formación de microagregados y la renovación de macroagregados (Figura 1.8). A tenor de la bibliografía existente, se pueden considerar dos teorías de agregación, si bien no tienen por qué ser incompatibles.

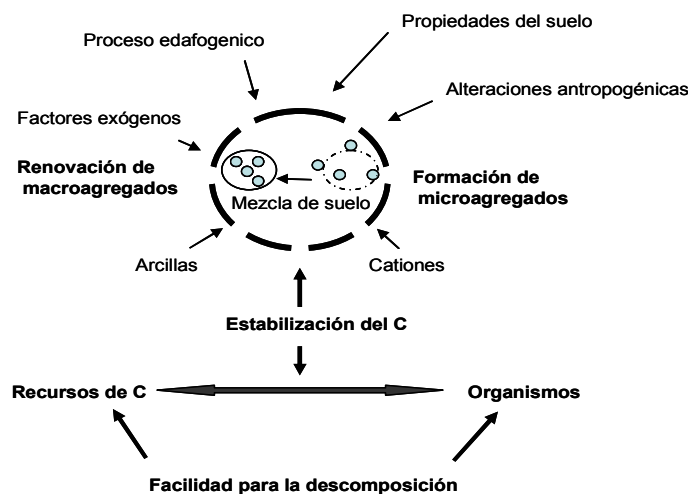


Figura 1.8.- Factores que afectan a la agregación del suelo (Bronick y Lal, 2005).

La *teoría de la jerarquización* indica que las partículas de menor tamaño se unen para formar microagregados, que a su vez se unen y constituyen los macroagregados. Las uniones dentro de los microagregados son más fuertes que las existentes entre los macroagregados. Los microagregados, generalmente, se encuentran formados por moléculas orgánicas (MO) unidas a arcillas (Ar) y a cationes polivalentes (C) para formar partículas (Ar-C-MO), las cuales se unen unas con otras partículas para formar los macroagregados $[(Ar-C-MO)_x]_y$ (Edwards y Bremner, 1967).

Six *et al.* (2000b) proponen un modelo en el que la dinámica de los agregados está correlacionada con la dinámica de la materia orgánica. A mayor estabilidad del carbono, menor dinámica de los agregados. Según la *teoría de Six*, la inclusión de la materia orgánica entre las partículas de los agregados pequeños reduce su ratio de descomposición, y los hace más estables que los macroagregados (Six *et al.*, 2000b). Las partículas de materia orgánica intra-agregado pequeñas situadas dentro de los agregados provienen de la descomposición y fraccionamiento de las partículas intra-agregado gruesas (Guggenberger *et al.*, 1994). Las partículas pequeñas se van incrustando con arcillas y restos microbianos para formar gradualmente microagregados en el interior de los macroagregados, de este modo crecen en tamaño dentro del macroagregado (Eliot y Coleman, 1988). La actividad de los microorganismos va a condicionar la estabilidad del carbono orgánico, la cual afecta directamente a la estabilidad de macroagregados, del mismo modo, los periodos de secado-humectación generalmente causan una mayor rotura de los macroagregados (Denef *et al.*, 2001). Por lo tanto, con el tiempo los agentes de unión entre macroagregados (materia orgánica más lábil) se degradan originando rotura de los mismos y dejando libres a los microagregados que serán la base para el próximo ciclo de formación de macroagregados (Six *et al.*, 2000b).

1.6.2.- La porosidad

Resulta interesante el estudio de la porosidad textural (interagregados) como modelo de la distribución espacial de las partículas primarias y la porosidad estructural (intraagregados) como modelo de la distribución de partículas secundarias (agregados) (Lal y Shukla, 2004). En nuestro caso nos vamos a ceñir a la porosidad interagregados.

Diversos autores describen dos rangos de poros, los *macroporos* que son visibles prácticamente sin aumento o con solo unos 10 X, su tamaño es superior a los 50 μm y los *microporos* que necesitan de mayores aumentos para ser observados (< 50 μm).

La porosidad se modifica tras la adicción de materia orgánica. Las medidas micromorfológicas indican un incremento de la microporosidad principalmente por elongación de los microporos. También se produce un incremento de la macroporosidad debido a una ampliación de los poros situados en el rango de 50-500 μm , los cuales son considerados muy importantes en la relación planta-agua-suelo (Pagliai y Antisari, 1993; Pagliai *et al.*, 2004). Sin embargo, la efectividad de la enmienda sobre la porosidad depende de las condiciones ambientales y su efecto resulta relativamente corto en el tiempo (de León-González *et al.*, 2002). Finalmente, desacatar la fertilidad biológica derivada del tamaño de los poros, los cuales podrán, según su tamaño, albergar o ser colonizados por fauna y flora.

1.6.3.- Factores que influyen en la estructura del suelo

El clima, el tipo de suelo, los agentes cementantes, otros constituyentes del suelo, las prácticas agrícolas y los organismos del suelo, son los principales factores que influyen en la formación y en la estructuración del suelo.

- o Clima

Tal es su influencia que incluso dentro del clima mediterráneo, a nivel de las montañas, se encuentran microclimas según la orientación de la ladera de la montaña (norte-sur) y se han encontrado diferencias significativas en cuanto al grado de estructuración del suelo, principalmente debido al diferente grado de vegetación desarrollada (Boix-Fayos *et al.*, 1998). Los principales factores climáticos que afectan positivamente a la estructuración son la temperatura, los regímenes humedad-secado y la congelación (en algunos casos). El efecto de las arcillas ante la influencia del clima no está demasiado claro, ante la humectación sufren un hinchamiento que se traduce en una separación de partículas y por tanto pérdida de estructura (Singer *et al.*, 1992) pero en otros casos con la humectación de las arcillas se forman puentes y uniones (Attou *et al.*, 1998). Estos procesos de secado y humectación son especialmente relevantes en los suelos de climas áridos, semiáridos y regiones subhúmedas (McGarry *et al.*, 2000).

Aparte, hemos de tener en cuenta que la industrialización del campo agrícola altera determinados factores climáticos. Como factor más importante nos referimos sin duda a las precipitaciones que pueden ser suplidas mediante el riego, destacar también la quema de restos que provoca un aumento brusco de la temperatura con las consiguientes repercusiones y, por supuesto, el labrado del suelo que conlleva un aumento de la exposición a las condiciones ambientales (aire, sol...).

○ Cambio climático

El cambio climático que sufre en la actualidad nuestro planeta puede influenciar directa e indirectamente a nuestros suelos, el incremento del CO₂ atmosférico por un lado y el calentamiento global por otro, originan efectos difícilmente predecibles sobre la estructura del suelo. La subida de la concentración de CO₂ atmosférico estimula el crecimiento vegetal, este aumento de masa vegetal resulta en un primer momento favorable para el suelo, sin embargo, un crecimiento vegetal exacerbado consume los recursos nutritivos del suelo y puede conducir a una *eutrofización* de suelo. Por otro lado en suelos ricos en nutrientes, el aumento de CO₂ atmosférico puede ser muy bienvenido y originar un incremento de la materia orgánica y, por consiguiente, de la estructura.

El cambio climático favorece que existan cambios en las especies vegetales dominantes, esto origina también un cambio de la población microbiana y fúngica, así como de todo los compuestos que pueden afectar a los procesos de estructuración (Dukes y Hungate, 2002; Bronick y Lal, 2005).

○ Tipo de suelo

Puesto que hablamos de la estructuración del suelo, la naturaleza del suelo es un factor decisivo a la hora de ver qué factores afectan a su estructuración. La Tabla 1.17 realizada por Bronick y Lal (2005) recoge la relación entre el tipo de suelo y los factores que afectan principalmente a su estructuración. Destacar que Alfisoles, Entisoles y Ultisoles están muy influenciados por el contenido de materia orgánica del suelo, mientras que el contenido y tipo de arcilla será clave para Andisoles, Aridisoles, Inceptisoles y Vertisoles.

Tipos de suelo	Factores de agregación
Alfisoles	Materia orgánica
Andisoles	Arcilla alófana
	Arcilla no cristalina
Aridisoles	Carbono inorgánico del suelo
	Carbonatos
	Minerales arcilla desgastados
Entisoles	Materia orgánica
Espodosoles	Complejos órgano-metálicos
Inceptisoles	Arcilla amorfa
	Óxidos de Al ³⁺ y Fe ³⁺
Oxisoles	Al(OH) ₃ no cristalino
	Raíces
	Materia orgánica hidrofóbica
Ultisoles	Materia orgánica
	Sesquióxidos no cristalinos
Vertisoles	Fraciones tamaño arcilla
	Puentes policatiónicos
	Ciclos humedad-secado

Tabla 1.17.- Relación entre los distintos tipos de suelos y los principales factores que afectan a la agregación del suelo (Bronick y Lal, 2005).

- Propiedades y constituyentes del suelo

La estructura del suelo es compleja, se ha descrito que la parte interior de los agregados suele ser rica en Fe, Cr y Cu y materiales finos mientras que la parte externa de los agregados suele ser abundante en cuarzo (Cousin *et al.*, 2005). Muchos compuestos tiene capacidad de alterar el pH del suelo, estos cambios cuando son muy bruscos pueden afectar a la estructura del suelo. Recordemos que tanto la arcilla como la materia orgánica se encuentran cargadas, estas cargas en función del pH pueden modificarse, de modo que las cargas negativas de las arcillas ante un incremento del pH pueden hacerse más repulsivas, impidiendo por tanto, la unión con otras partículas. Por tanto, el control del pH es importante en suelos con cantidades considerables de arcillas dispersables (Chorom y Rengasamy, 1995).

Ya conocemos de la capacidad cementante del carbono orgánico, no obstante, recordar que su efectividad en la formación de estructura estable depende de su grado de descomposición y de modo que su estabilidad. Así, el carbono orgánico más lábil tiene un efecto estructurador más rápido pero este efecto es poco duradero en el tiempo. Bronick y Lal (2005) destacan la relación lineal positiva existente entre la concentración de carbono orgánico y el tamaño medio de los agregados. Incluimos entre el carbono orgánico a los derivados carbohidratados, que se acumulan mayoritariamente en los agregados más pequeños, sugiriendo un efecto protector tanto del agregado como de la materia orgánica (Spaccini *et al.*, 2002). Los polisacáridos actúan como puente lábiles entre partículas llegando a constituir en algunos casos una capa gelificada (Fotografía 1.10). Los fenoles como precursores de los sustancias húmicas conllevan un aumento de estructuración. Las sustancias húmicas junto con la arcillas forman el núcleo fundamental en la estructuración edáfica. La lignina, por ser difícilmente atacable por microorganismo, origina una estructuración fuerte y duradera. No se conoce muy bien cómo actúan los lípidos sobre la agregación ya que parece depender de los compuestos asociados a ellos.

El carbono inorgánico actúa como agente cementante, este tipo de carbono no tiene tanta capacidad de agregación como el carbono orgánico pero en determinadas circunstancias es clave para la formación de agregados (Boix-Fayos *et al.*, 2001). Los agregados formados con carbono inorgánico pueden ser más resistentes a la tensión pero son menos estables (Boix-Fayos *et al.*, 2001). Este carbono secundario puede precipitar como carbonatos o como bicarbonato con Ca^{2+} y Mg^{2+} en condiciones diversas como evaporación de agua, aumento de pH, presencia de cationes, etc. formando una capa sobre las partículas del suelo.

La precipitación de óxidos, hidróxidos, fosfatos y carbonatos aumenta la agregación, los policationes tales como Si^{4+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , Mg^{2+} y Ca^{2+} estimulan la precipitación de los citados compuestos y actúan como agentes de unión intra- e inter-partícula, los cationes además forman puentes entre arcillas y materia orgánica promoviendo la agregación de partículas (Bronick y Lal, 2005). Hay que tener en cuenta la carga negativa superficial tanto de arcilla y de la materia orgánica, estas cargas imposibilitan las uniones inter-particulares en ausencia de cationes. El Na^+ tiene un doble efecto negativo, por un lado su exceso conlleva la salinidad del suelo limitando el crecimiento vegetal cuyas estructuras radiculares resultan altamente positivas para los fenómenos de estructuración y, por otro lado, el Na^+ favorece la dispersión de las arcillas, rompiendo los agregados.

Singer *et al.* (1992) observaron distintas propiedades cementantes en los distintos tipos de arcillas. Las diversas propiedades de las arcillas hacen que su presencia sea un factor deseable/indeseable según las circunstancias. Las arcillas se pueden encontrar formando laminas estructuradas o como minerales no cristalinos (amorfos). Las arcillas no cristalinas tienen una gran área superficial muy variable y sus cargas son pH-dependientes, generalmente este tipo de arcillas contribuyen a la agregación (Powers y Schlesinger, 2002). La caolinita (1:1) no tienen capacidad de expandirse y tienen una baja área superficial y baja capacidad de intercambio catiónico, lo que tiende a disminuir la agregación (Six *et al.*, 2000). Este tipo de arcillas junto con los óxidos necesitan una baja concentración de carbono orgánico para poder obtener una agregación adecuada (Deneb *et al.*, 2002). Las arcillas (1:2) tipo esmética suelen tener gran superficie y alta capacidad de intercambio catiónico por ello suelen ser buenas agregantes (Six *et al.*, 2000), no obstante, durante los ciclos de humedad-secado este tipo de arcillas tienden a romper los agregados debido a los fenómenos de expansión que sufren (Singer *et al.*, 1992; Podwojewski y Germain, 2005). Cuando existe una mezcla de arcillas, los procesos de agregación se favorecen con una alta concentración de carbono orgánico (Deneb *et al.*, 2002).

- Prácticas agrícolas

El cultivo agrícola lleva a una disminución del carbono orgánico, por ello las prácticas agrícolas tienen que ir dirigidas a su incremento y al incremento de la estructura edáfica mediante la fertilización, el arado, la rotación de cultivos, el uso de cultivos de cobertura, la inoculación de lombrices, la irrigación, la adición de compost, la adición de retos de cultivos, el cultivo de leguminosas fijadoras de nitrógeno, etc.

La labranza del suelo, según la practica agrícola, puede llevar a la rotura de los agregados, a la compactación del suelo, a la eliminación de masa vegetal y a la alteración de la comunidad microbiológica. Unas prácticas de laboreo reducido puede dar lugar a macroporos más grandes, al desarrollo de biocanales que favorecen el movimiento y disponibilidad de agua (Logan *et al.*, 1991), y a la disminución de la resistencia a la penetración del agua durante los periodos de sequia (Thiefelder *et al.*, 2005).

Los efectos de la aplicación de fertilizantes inorgánicos son variables, por un lado el crecimiento de la planta lleva a un aumento de actividad biológica, carbono orgánico, etc., que se traduce en un aumento de la estructura, agregación y porosidad, por otro lado, la aplicación de estos fertilizantes puede alterar el pH del suelo y los electrolitos, algo que se puede traducir en la pérdida de estructura (Haynes y Naidu, 1998).

El incremento de materia orgánica debido a las enmiendas orgánicas lleva al aumento de la actividad biológica, lo cual conlleva un incremento de la porosidad y de la estabilidad de los agregados. Los suelos adicionados con materia orgánica tiene agregados fuertes cuando hay humedad en cambio sus agregados son débiles cuando están secos (Bronick y Lal, 2005). La incorporación de materia orgánica lleva a un incremento de cationes Na^+ , K^+ y Mg^{2+} , esto puede contribuir a la dispersión de macroagregados y a una pérdida de estabilidad (Haynes y Naidu, 1998). El proceso de compostaje se hace necesario y incluso imprescindible en algunos casos como la gallinácea donde se ha descrito el desarrollo de costras superficiales con los consiguiente

problemas de resistencia a la penetración del agua y disminución de la filtración de agua (Thierfelder *et al.*, 2005).

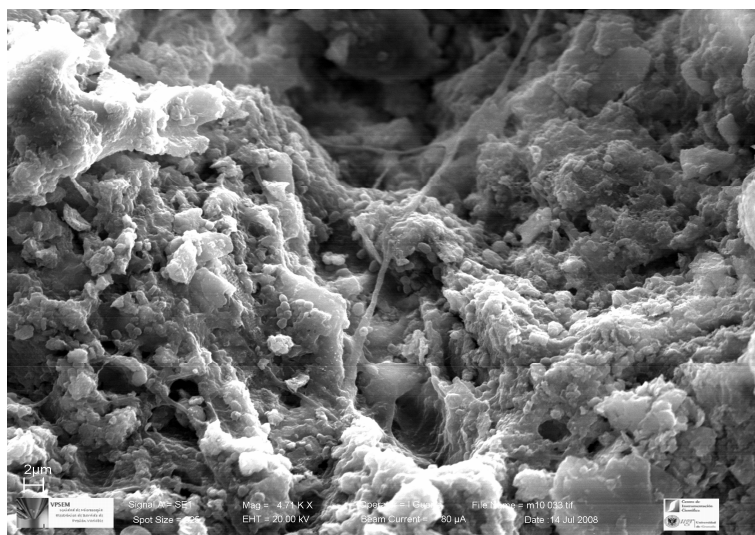
Las mezclas de biosólidos procedentes de lodos de depuradoras con restos de poda son los que proporcionan agregados más estables, en una proporción superior al 50% respecto a los dos compuestos por separado (Harris y Megharaj, 2001). El incremento de la formación de agregados se sitúa en un ratio de 12 gr de agregado por cada gramo de residuo añadido (de Gryze *et al.*, 2005), aunque este efecto es a corto plazo (Sort y Alcaniz, 1999).

- o Organismos del suelo

La biodiversidad de especies se encuentra afectada por las prácticas agrícolas, generalmente unas prácticas muy intensas conllevan una pérdida de la biodiversidad, mientras que un laboreo más ligero mantiene o aumenta la biodiversidad (Lupwayi *et al.*, 2001). El aumento o disminución de biodiversidad se encuentra también relacionado con la estructura del suelo, ya que un suelo bien estructurado facilita la buena oxigenación del terreno y la fácil infiltración del agua, lo que lleva indirectamente a un aumento de los recursos hídricos del suelo. Existen modelos que asumen una relación entre el ratio de respiración y la formación de agregados (de Gryze *et al.*, 2005). La estructura del suelo se encuentra relacionada directamente con la densidad de la raíz, la microbiota asociada, el porcentaje de cubierta y la presencia de glomalina, sustancia producida por algunos hongos del suelo y actúa como una especie de pegamento, aglomerando las partículas orgánicas e inorgánicas (Fotografía 1.10) (Rillig *et al.*, 2002;). La biota y sus productos orgánicos contribuyen, por tanto, al desarrollo de la estructura del suelo.

Las raíces pueden reordenar las partículas enmallando conjuntos de partículas y paralelamente liberando compuestos orgánicos que se unen a las partículas. Es un proceso con un impacto positivo en el secuestro de carbono y en la estructuración del suelo (Bronick y Lal, 2005) y conlleva un aumento de materia orgánica que actúa como pegamento para mantener las partículas unidas. Destacar la presencia de carbohidratos en los exudados de las raíces, este tipo de carbohidratos se encuentran normalmente asociados a la fracción de arena frente a los carbohidratos liberados por la bacterias que se asocian normalmente a las fracciones arcilla y limo (Schulten y Leinweber, 2000).

La actividad bacteriana varía con el tamaño de los agregados, con las estaciones, con los cultivos agrícolas, con las prácticas agrícolas, con las enmiendas agrícolas, con la calidad de los suelos... Las colonias bacterianas situadas en los microagregados liberan exudados que forman unas películas de polisacáridos alrededor con las cuales, se alinean las partículas de arcilla que son atraídas por los procesos de secado-humectación (Fotografía 1.10). Se han descrito presencia mayoritaria de colonias en las fracciones de limo y arcilla (Amellal *et al.*, 2001).



Fotografía 1.10.- Poro recubierto de bacteria y hongos. Acción cementante de los polisacáridos extracelulares (Suelo L tras la enmienda de co-compost, elaboración propia) (VPSEM).

Las hifas de los hongos contribuyen a la reorientación de las partículas de arcilla, a la unión de partículas mediante los polisacáridos extracelulares y al enmallado de las partículas (Fotografía 1.10). Son capaces de agrupar microagregados para conformar macroagregados (Haynes y Beare, 1997). Los hongos parecen estar más involucrados en la estructuración de suelos arenosos y limosos (de Gryze *et al.*, 2005). Hay quien describe una relación directa entre la población de hongos y la estabilidad de los agregados en suelo semiáridos (Roldan *et al.*, 1996).

Los macro-organismos afectan positivamente a la aireación edáfica, a la porosidad, a la infiltración, a la estabilidad de los agregados, a los restos orgánicos, a la estabilización de N y C, a la disponibilidad de nutrientes, a la movilidad de nutrientes, a la reducción de carbonatos, a la mineralización de nitrógeno, etc. Su actividad en el suelo es importante para la formación de complejos órgano-minerales y para la agregación (Bronick y Lal, 2005).

1.6.4.- Estudio de la estructura del suelo mediante Microscopio Electrónico de Barrido (SEM)

Algunos autores fijan el límite del microscopio óptico entre 5-15 μm (Federoff, 1987), de modo que para el estudio de estructuras en este rango de tamaño el empleo del microscopio electrónico resulta sustancialmente más resolutivo e informativo. La microestructura estudia el ordenamiento de las partículas (arcillas y limos finos preferiblemente) y poros (microporos de almacenamiento y residuales preferiblemente) vistos mediante microscopio, existen una serie de conceptos establecidos por Brewer (1964) que conviene dejar claros.

La fábrica es una de las propiedades más importantes del suelo que determina en gran medida sus características. La microfábrica es el concepto más global de la micromorfología, pues estudia la organización total del suelo expresada como disposición espacial de sus constituyentes sólidos, líquidos y gaseosos, así como la forma, frecuencia y tamaño desde un punto de vista configuracional, funcional y genético (Gutiérrez-Rave, 2007). A raíz de esta definición, la utilización de los conceptos de sólidos y huecos

pretenden dar un matiz más operativo, incluyendo todos los aspectos configuracionales, funcionales, genéticos, composicionales y las diversas propiedades o caracteres que puedan influir directa o indirectamente en la organización. Para su estudio morfológico conviene distinguir la ultramicrofábrica (Bullock *et al.*, 1985).

El concepto de ultramicrofábrica, definido por Delgado Calvo-Flores (1993) será: *Organización total del suelo a escala ultramicroscópica, expresada por la situación espacial de sus constituyentes sólidos, huecos (poros), su forma, su tamaño, su frecuencia; desde un punto de vista configuracional, funcional, genético, compositivo y de las diversas propiedades o caracteres que puedan influir en su organización.*

El estudio con SEM abarca una serie de campos que incluye la microagregación de partículas, la forma de los microagregados, el tamaño de los microagregados, la distribución de los microporos dentro y entre los agregados, y la forma y el tamaño de los microporos.

Para realizar un estudio más pormenorizado conviene establecer distintos rangos de aproximación. La división en tamaño de los agregados no solo radica únicamente en criterios físicos, como ya mencionamos anteriormente existen diferencias en otros aspectos como agentes cementantes, tipo de biota, etc.

La porosidad se clasifica mediante criterios morfológicos como tamaño y forma. En los microporos (<50 μm), frente a los macroporos, se produce un drenaje más lento de agua e incluso el agua no drena. Pasadas las precipitaciones, el agua retenida en los microporos se conoce como *capacidad de campo*, posteriormente se produce el fenómeno inverso denominado desecación de agua, en primer lugar tendrá lugar en los microporos de mayor tamaño y por último los microporos de menor tamaño. Cuando el agua únicamente se encuentra en los microporos menores a los 0.2 μm se conoce como *punto de marchitamiento*, puesto que la planta es incapaz de captar esa agua. La planta únicamente tiene disponible agua cuando el suelo se encuentra entre la *capacidad de campo* y el *punto de marchitamiento*, por encima el agua se encuentra demasiado diluida para ser captada por las raíces, mientras que por debajo del *punto de marchitamiento* es necesaria demasiada energía para captar el agua. Recordar que hasta ahora hemos descrito 3 tipos de poros (Rowell, 1994 y Gutiérrez-Rave, 2007):

-*Macroporos*: Poseen un tamaño superior a los 50 μm y sus funciones son el drenaje rápido del agua tras las precipitaciones, la distribución del agua hacia los poros más pequeños y la aireación del suelo. Cuando el volumen de este tipo de poros se sitúa por debajo de 0.1 cm^3/cm^3 pueden existir problemas de drenaje del agua.

-*Microporos de almacenamiento*: Su tamaño está comprendido entre los 50 μm y los 0.2 μm ; son los encargados del almacenaje del agua biodisponible para las plantas. Si su volumen se sitúa en torno a 0.15 cm^3/cm^3 o por debajo, conlleva problemas de restricción de agua para las plantas.

-*Microporos residuales*: Cuyo tamaño resulta inferior a los 0,2 μm , las fuerzas ejercidas por el suelo (presión osmótica, fuerzas de atracción...) impiden que el agua que se sitúa en los mismos sea utilizable por las plantas. Cuando su volumen es superior a 0.2 cm^3/cm^3 el suelo presentara dificultades mecánicas de laboreo, será plástico con humedad

y duro cuando este seco. Algunos autores sitúan los microporos por debajo de la barrera de los 0.5 μm (Lal y Shukla, 2004).

Por último, hemos de prestar atención a los aspectos biológicos de la microporosidad, de modo que dependiendo del tamaño del microporo, este podrá albergar o ser colonizado por diferentes organismos vivos: Pelos radiculares (5-10 μm), bacterias (0.2-2 μm y las hifas fúngicas (0.5-2 μm) (Hamblin, 1985). Para el presente trabajo hemos decidido estudiar el rango de *microporos de almacenamiento* (50-0.5 μm).

Nuestro grupo de investigación a partir de los rendimientos de un descripción mínima (Delgado Calvo-Flores, 1993) ha venido realizando trabajos que desarrollan la descripción de la fábrica mediante el SEM (Sánchez-Marañón *et al.*, 2002; Martín-García *et al.*, 2004; Delgado Calvo-Flores, 2007). El estudio de la fábrica del suelo en el presente trabajo pretende realizar una aproximación cuantitativa de agregados y de microporos, que corrobore las distintas aproximaciones semánticas de la microestructura.

2.- Objetivos

Gran parte de la cuenca mediterránea española se encuentran conformada por grandes zonas semiáridas donde la combinación de las altas temperaturas, falta de precipitaciones y unas prácticas agrícolas equivocadas llevan a un importante proceso de degradación de los suelos (García et al, 1994), el contenido de materia orgánica es especialmente alarmante, siendo inferior en muchos casos al 1% (Gómez, 2007). Para combatir la pobreza edáfica en la actualidad se utilizan enmiendas de diversos residuos orgánicos (Fernández et al, 2007), el empleo co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda nos permite, además de enriquecer el suelo, valorizar ambos residuos orgánicos (Cordovil et al, 2005; Brunetti et al, 2007).

Diversos investigadores confirman la necesidad de estudiar con mayor rigor el efecto de la aplicación de compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, desarrollando ensayos holísticos en los que varíen las características de los suelos, de las enmiendas y de la temperatura ambiental (Dirk and McCoy, 1993; Contreras et al, 2004; Madrid et al, 2004; Senesi y Plaza, 2007; Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008; Vargas-García and Suarez-Estrella, 2008).

El objetivo general que pretende esta tesis es estudiar la influencia de la incorporación de co-compost procedentes de lodos de EDAR y restos de poda vegetal sobre distintos suelos de la región mediterránea. Para ello se evalúa en microcosmos edáficos la evolución temporal de cuatro suelos agrícolas mediterráneos de diferente naturaleza sometidos a diferentes condiciones medioambientales (5°C, 20°C o 35°C) tras

la adición de diferentes cantidades de co-compost (0, 35 o 140 t ha⁻¹) durante un periodo de incubación de 0, 45 o 90 días.

Este objetivo general se concreta en una serie de objetivos parciales:

- 1) Estudio de los caracteres del co-compost elaborado a partir de lodos de aguas residuales y restos de poda, incluyendo su mineralogía.
- 2) Selección y estudio de 4 capas arables de suelos agrícolas característicos del área mediterránea. Dos se muestrearon de la cuenca del Guadalquivir, encontrándose bajo cultivo de olivar (suelo K, luvisol cálcico arcilloso y suelo L, regosol calcáreo arcilloso). Los otros dos se encuentran bajo cultivo subtropical en la costa granadina (suelos M y N, ambos fluvisoles calcáricos, uno franco-arenoso y otro franco).
- 3) Estudio de la evolución de distintos parámetros de suelos agrícolas tras la adición de co-compost e incubación a distintas temperaturas y tiempos. Los parámetros estudiados serán:
 - a. Evolución de los parámetros químicos, fisicoquímicos y físicos.
 - b. Evolución de los metales pesados asimilables tras la enmienda.
 - c. Evolución de la fracción orgánica de los suelos tras la enmienda.
 - d. Estudio de los parámetros biológicos (diversidad microbológica y actividad enzimática)
 - e. Influencia sobre los parámetros morfométricos de la microestructura del suelo L.
- 4) El objetivo final que se pretende es establecer unos conocimientos básicos para optimizar la enmienda del co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda sobre los suelos estudiados.

3.- Materiales y métodos

3.1.- Lodos de depuradora de aguas residuales urbanas

Los lodos procedentes de la depuración de las aguas residuales de Granada fueron cedidos por la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) propiedad de Emasagra S.A. situada en Purchil (Granada). Se tomaron 2 muestras, una muestra de lodos líquidos digeridos y otra muestra de lodos semisólidos digeridos (torta seca), esta última consistente en lodos líquidos digeridos posteriormente tratados con polielectrolitos y poliacrilamida (Chemipol CV-850) y centrifugados para eliminar parte del contenido en agua.

3.2.- Co-compost de lodos y restos de poda vegetal

El co-compost fue elaborado en las instalaciones de la empresa Biomasas del Guadalquivir S.A. en Santa Fe (Granada). Los lodos semisólidos digeridos (torta seca) procedentes de Emasagra S.A. se secaron al aire libre (hasta un 20% de humedad) y se mezclaron con restos de poda vegetal (restos de olivo, pino, etc.) en proporción 1/1. Posteriormente las mezclas se organizaron en pilas de unos 2-3 metros de altura por 3-4 metros de ancho y se dejaron compostar. Periódicamente se volteaban las pilas mediante un Caterpillar D4 con el objetivo de evitar la generación de procesos anaerobios (Figura 3.1). El proceso de compostaje suele ser por un periodo mínimo de 6 meses, sin embargo, en nuestro caso se utilizó un co-compost con entorno a unos 10-11 meses de maduración. Para su comercialización final, el co-compost maduro se tamiza a través de luz de malla de 2 cm, sin embargo, en nuestro caso se seleccionó la fracción inferior a los 2 mm mediante un posterior tamizado. Antes de proceder a su manipulación, se calculó su

humedad con el objeto de tenerla en cuenta en los posteriores análisis, así como para ajustar correctamente la enmienda de co-compost.

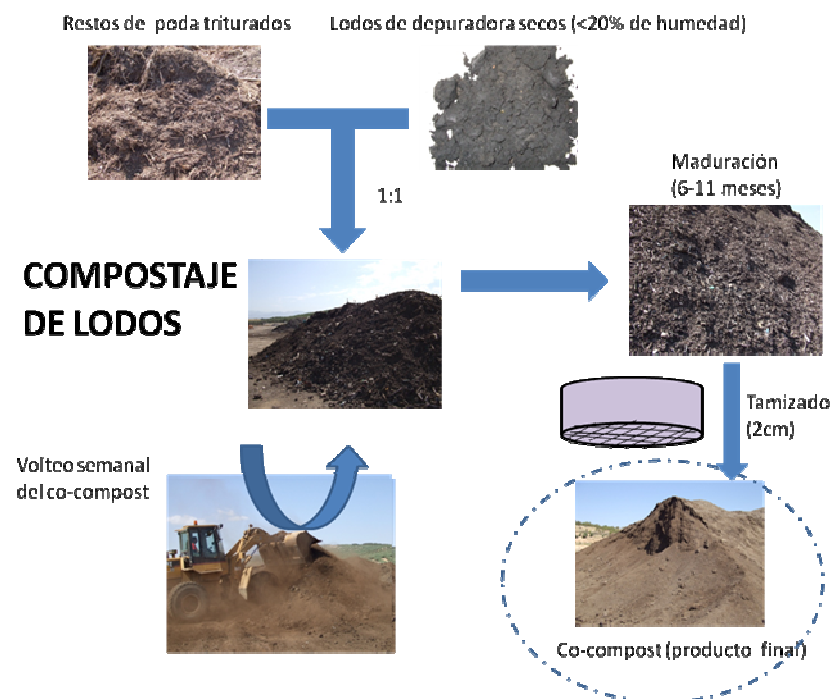


Figura 3.1.- Esquema general del proceso de compostaje.

3.3.- Suelos

Se seleccionaron y muestrearon 4 suelos en base a su origen, a sus propiedades fisicoquímicas y a su uso agrícola. Dos suelos fueron muestreados en Jaén, principal provincia española en la producción de aceite de oliva, uno de ellos procedente de una terraza evolucionada del río Guadalquivir (suelo K) bajo cultivo de olivar, y el otro procedente de paisajes colinados sometidos a intensos procesos erosivos y, por tanto, relativamente poco evolucionado (suelo L), pero también bajo cultivo de olivar. Otros dos suelos fueron seleccionados en la costa de Granada, uno de ellos, el suelo M en plena llanura litoral, actualmente en barbecho, pero originalmente dedicado al cultivo de la caña de azúcar, y otro, el suelo N situado en una terraza de origen antropogénico donde se cultivan árboles de frutos subtropicales.

3.4.- Diseño experimental

3.4.1.- Microcosmos edáficos

Los microcosmos edáficos son utilizados por diversos investigadores como recurso para el estudio de los parámetros del suelo en condiciones de laboratorio, este método nos permite someter el suelo a condiciones controladas. Su valía ya ha sido ampliamente demostrada por diversos investigadores como Kelly *et al.* (1999), Thrane *et al.* (2000), Sonnleitner *et al.* (2003), Sabate *et al.* (2006) y Viti *et al.* (2007). La base de los microcosmos edáficos como su propio nombre indica es el suelo, a este suelo se le podrá someter a diversas condiciones como pueden ser alteraciones ambientales (modificación de la temperatura, modificación de la humedad, precipitaciones, atmosferas de distintos

gases, etc.), alteraciones biológicas tanto microscópicas (inoculación de colonias bacterianas, inoculación de hongos, etc.) como macroscópicas (inoculación de lombrices, etc.) (Ceccanti *et al.*, 2006; Le Bayon y Binef, 2006) y alteraciones compositivas mediante la adición de diversos componentes (iones de plata, cobre, fertilizantes, hormonas, compost, lodos de depuradora...) (Colucci *et al.*, 2001; Barajas-Aceves *et al.*, 2002; Tom-Petersen *et al.*, 2003; Throback *et al.*, 2007).

Para la elaboración de los microcosmos edáficos se tuvo en cuenta las numerosas referencias bibliográficas existentes al respecto. La colocación de grava separando el suelo (muestra) de la base del microcosmos, con el objetivo de evitar procesos de encharcamiento de agua, fue descrita por Kelly *et al.* (1999); Caravaca *et al.* (2005), Frouz *et al.* (2005) y Klose *et al.* (2006). La capa de grava debe separarse por medio de mayas de fibra de vidrio según Frouz *et al.* (2005). Como recipiente o base del microcosmos se utiliza normalmente un derivado inerte del cloruro de polivinilo (PVC) (Kelly *et al.*, 1999; Frouz *et al.*, 2005; Klose *et al.*, 2006). El volumen del recipiente es aproximadamente de 1.2 litros (Sonnleither *et al.*, 2003; Sabate *et al.*, 2006). Finalmente, tanto en la parte superior como en la parte inferior de los microcosmos se colocaron sendos platos, y para el control de la humedad se utilizó un higrómetro, como veremos en el punto siguiente (Figura 3.2).

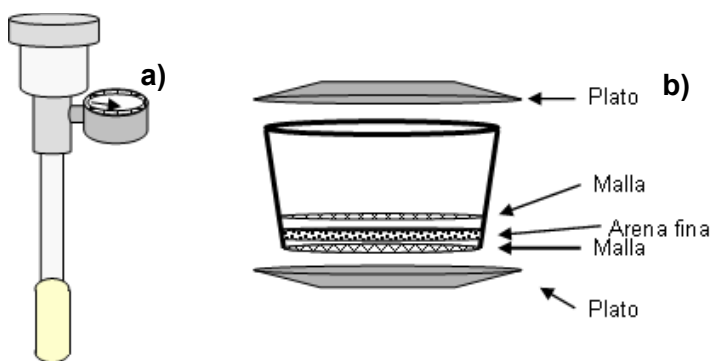


Figura 3.2- a) Higrómetro y b) Microcosmos edáfico

3.4.2.- Control de humedad: Higrómetro

La humedad de los microcosmos fue controlada mediante higrómetros de 15 cm de altura, marca COPERSA® comprados a Baeza S.A. Los higrómetros (Figura 3.2), previo a su uso, fueron limpiados con agua destilada e introducidos durante al menos 48 h en agua destilada con el objetivo de que todos los poros de la cerámica porosa se llenasen completamente de agua destilada (como indica el fabricante). Trascorridas 48 horas, el depósito, el tubo colector y la placa porosa de los higrómetros se llenaron completamente con agua destilada y antibióticos con ayuda de una bomba de vacío, para finalmente cerrar la zona de llenado, como indica en fabricante. La cerámica porosa se inserta en el suelo, esta constituye la única salida de agua, de modo que origina un vacío en el tubo colector del higrómetro, cuya intensidad es cuantificada mediante un manómetro adherido; de este modo, cuando el suelo demanda agua, podemos cuantificar su demanda en unidades de presión (kilopascales).

Para poder realizar un mejor estudio de la demanda hídrica de los distintos suelos, se analizó la relación existente entre la presión de vacío marcada por el manómetro y la humedad real del suelo, esto nos permite extrapolar los kilopascales de demanda hídrica mostrados por el manómetro a la humedad real de cada suelo. Para ello, se colocó un higrómetro en cada suelo seleccionado (en un microcosmos) y se procedió a regar con agua destilada en exceso, posteriormente se esperó 24 horas y se procedió a anotar la lectura (kilopascales) que marcaba el higrómetro y a medir la humedad del suelo. A partir de ese momento, se tomaron periódicamente muestras del suelo, anotando la lectura del manómetro y calculando su humedad. A partir de estos datos de humedad y de presión se obtuvo una ecuación polinómica de cuarto grado (la que más se ajustaba a los datos) para cada uno de los suelos estudiados.

3.4.3.- Procedimiento experimental

El lugar de muestreo del suelo fue seleccionado previamente de modo que el día del montaje del ensayo se muestreó el suelo y se realizó todo el montaje del microcosmos edáfico, con el objetivo de minimizar los efectos del transporte y almacenaje sobre la biota edáfica. Una vez que el suelo estaba en el laboratorio, previo al montaje del microcosmos, se seleccionó la fracción inferior a los 2 mm por dos razones: Utilizar un tamaño de partícula compatible con el ensayo en microcosmos edáfico (reducidas dimensiones), y porque la fracción inferior a los 2 mm resulta más interesante en Edafología y Microbiología por su mayor superficie específica, mayor actividad biológica, su alta correlación con los procesos de estructuración... (Amellal *et al.*, 2001).

En el interior del microcosmos, se colocó una capa de arena fina, previamente lavada con HCl diluido, en el fondo rodeada por dos mallas de fibra de vidrio, también lavada con HCl diluido. Encima se colocó el suelo mezclado con co-compost (< 2 mm) en proporciones de 0, 35 y 140 toneladas de co-compost por hectárea (equivalente a 0, 1.4 y 5.6 g de co-compost por cada 100 g de suelo, respectivamente). Teniendo en cuenta la pobreza de los suelos estudiados, estas cantidades se seleccionaron en el límite superior de enmienda de co-compost, que según algunos autores es 150 t ha⁻¹ para el suelo agrícola (Wei y Liu, 2005) y para el terreno de pastoreo (EPA Part 503 Biosolids Rule, 2005), así como una cantidad intermedia que nos sirva de referencia. Las mezclas se realizaron por volteo sucesivo de las muestras siguiendo leyes galénicas de mezcla de volúmenes iguales. Posteriormente, como ya hemos indicado más arriba, se colocó un plato en la parte superior del microcosmos que limita la iluminación de la superficie del suelo y la evapo-transpiración superficial, de este modo evitamos el crecimiento no deseado de plantas y la excesiva evaporación de agua. Además se colocaron recipientes inertes en la parte inferior del microcosmos (placas Petri) para recoger los posibles lixiviados.

Una vez elaborados los microcosmos edáficos, estos se colocaron a distintas temperaturas: 5° (cámara refrigerada), 20° (temperatura ambiente) y 35° centígrados (estufa) para limitar-estimular el crecimiento bacteriano y poder modificar las propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas que afectan a los procesos edáficos como estructuración, evolución de nutrientes, actividad enzimática, evolución metales pesados, etc.

A la hora de seleccionar el tiempo de incubación de los microcosmos, decidimos tomar 90 días como media de distintos trabajos; Caravaca *et al.* (2005) lo fijan en 53 días, Sonnleither *et al.* (2003) en 126 días, Van Vliet *et al.* (1998) en unos 82 días y Klose *et al.* (2006) utilizan unos 90 días. Además, se tomó una muestra intermedia a los 45 días, de modo que nos permita interpretar mejor que está sucediendo

La humedad de los microcosmos se mantuvo en torno a un 30 % de la capacidad de campo (Kelly *et al.*, 1999; Frouz *et al.*, 2005; Caravaca *et al.*, 2005; Klose *et al.*, 2006) mediante la adición de agua destilada cuando ésta se encontraba en déficit, como indicaba el higrómetro.

En resumidas cuentas, se montaron un total de 84 microcosmos (4 suelos x 3 dosis de co-compost x 3 temperaturas x 2.33 duplicados de cada muestra); en la Figura 3.3 se observa en diseño experimental seguido para cada suelo.

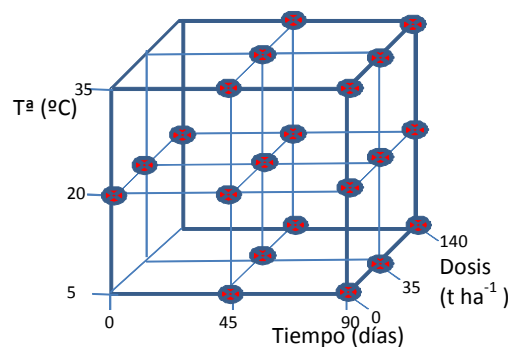


Figura 3.3.- Esquema representativo de las muestras estudiadas por cada suelo. El punto rojo indica cada uno de los microcosmos estudiados.

Durante el experimento, se provocaron lixiviados en los microcosmos edáficos para evaluar la cantidad de agua y la cantidad de elementos (cationes) susceptibles de pasar a los horizontes inferiores de la capa arable. Los lixiviados fueron provocados mediante una lluvia (regado) pausada (durante una semana) con una cantidad de agua (destilada) variable según cada suelo (K: 57.5 l m⁻², L: 80 l m⁻², M: 30 l m⁻² y N: 60 l m⁻²). Para la recogida de los lixiviados se limpió la zona inferior de los microcosmos con alcohol 70° y se colocaron unas bolsas inertes y estériles bien sujetas al microcosmos, colocando un cazo en la zona inferior del microcosmos con el fin que proporcionase un espacio físico donde situarse la bolsa conforme se iba llenando de lixiviados. Se realizaron dos procesos de lixiviación, uno a los 23 días y otro a los 68 días.

Finalmente, una vez terminado el experimento, las muestras de suelo (con/sin co-compost) recogidas a los 45-90 días, se dividieron en dos fracciones: Una parte del suelo todavía fresco se dedicó para el detección de bacterias de origen fecal, para el estudio de las actividades enzimáticas, y para el recuento de las UFC. El resto de suelo se dejó secar a temperatura ambiente, se le calculó su humedad para tenerla en cuenta en los datos analíticos, y se procedió a realizar los distintos ensayos (Figura 3.4).

3.5.- Métodos de análisis

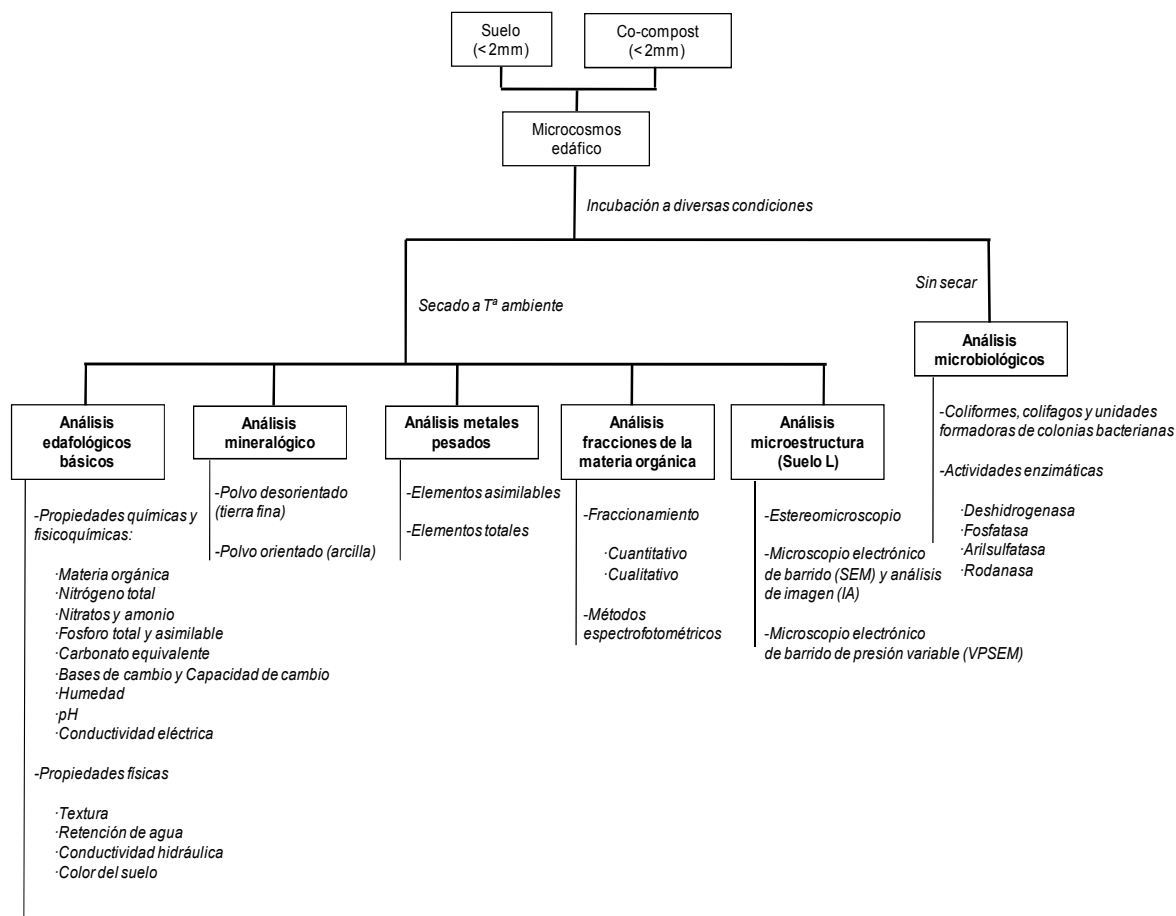


Figura 3.4.- Esquema general de análisis efectuados.

3.5.1.- Análisis edafológicos básicos

a.- Propiedades químicas y fisicoquímicas

- o *Determinación de la materia orgánica total (Digestión en caliente).*

Se basa en la valoración del dicromato potásico sobrante tras la oxidación de la materia orgánica. Se pesa entre 0.10 y 0.50 g, según su carácter orgánico de la muestras, de suelo finamente molido sobre un matraz erlenmeyer, posteriormente se mezcla con 10 mL de disolución de dicromato potásico 0.4N al 50% de H₂SO₄ concentrado, y también se coloran bolas de vidrio y una pizca de sulfato de plata como catalizador. Se coloca un embudo de vidrio sobre el matraz (para evitar la pérdida de dicromato potásico por evaporación y/o salpicaduras), los matraces se llevan a ebullición durante 5 minutos y una vez fríos, se valora el exceso de dicromato potásico frente a sal de mohr 0.1 N ({Fe(NH₄)₂ 6H₂O} usando como indicador el ácido fenil antranílico (Tyurin, 1951; Kononova, 1982). Para calcular el factor de la solución de sal de Mohr se valorara la misma frente a permanganato potásico 0.1N en presencia de 5mL de H₂SO₄. Para el cálculo del porcentaje de materia orgánica a partir del carbono orgánico total se utiliza el factor 1.724.

○ *Determinación de la materia orgánica total (Digestión en frío)*

Se toman una cantidad anotada del suelo, extracto o compost objeto de estudio (entre 0.2 y 1.0 g) y se le agregan 5 mL de dicromato potásico 1N y 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Posteriormente agitamos hasta que toda la muestra queda totalmente impregnada por la solución. Dejamos reposar durante exactamente 30 minutos y detenemos la reacción de oxidación mediante la adición de 100 mL de agua y de 5 mL de ácido orto-fosfórico. A continuación podemos efectuar la valoración del exceso de dicromato potásico con una solución de sal de Mohr [$(\text{SO}_4)_2\text{Fe}(\text{NH}_4)\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ + 15 mL de H_2SO_4], usando como indicador 0.5 mL de solución de difenilamina [0.5g de DPA + 20 mL de agua destilada + 100 mL de H_2SO_4]. Para calcular el factor de la solución de sal de Mohr se valorara la misma frente a permanganato potásico 0.1N en presencia de 5 mL de H_2SO_4 . Para el cálculo del porcentaje de materia orgánica a partir del carbono orgánico total se utilizaron los mismos factores anteriormente citados.

○ *Determinación de la materia orgánica por combustión*

Para la determinación del porcentaje de materia orgánica del co-compost y de los lodos de depuradoras de aguas residuales se utiliza, también, el método basado en la pérdida de peso de las muestras tras un proceso de calcinación durante 8h a una temperatura de 450°C en horno de mufla marca NABERTHERM GMBH modelo LE 2/11/R6.

○ *Determinación de nitrógeno total (Kjeldahl)*

Se empleó el método descrito por Bouat y Crouzet (1965) y por el Soil Conservation Service (1972). Brevemente, se toman 2 g de suelo molido y se colocan en un tubo digestor donde se añade 1 g de K_2SO_4 , 10 mL de H_2SO_4 concentrado, 1 mL de solución sulfúrica de selenio y bolas de vidrio. Tras una digestión de 1h a 100°C y 1.5h a 350°C en un bloque digestor P-Selecta modelo RAT (508) todas las formas de nitrógeno pasaron a sales amónicas. Se deja enfriar y se diluye la muestra en un matraz aforado de 100 mL. Mediante un destilador manual se procede a la digestión de 25 mL de la muestra con NaOH al 30%, esto origina que las sales amónicas pasen a amoniaco gaseoso, el cual es determinado mediante valoración frente a ácido sulfúrico 0.005N, empleando Mixto Buchi como indicador.

○ *Determinación de nitratos en suelo y co-compost (Bremmer, 1965)*

Según describe Bremmer (1965), tomamos 50 g de muestra en un matraz de 500 mL y añadimos 0.5 g de $\text{SO}_4\text{Ca}\cdot\text{H}_2\text{O}$ y 250 mL de agua. Agitar durante 10 minutos, dejamos sedimentar y filtramos el líquido a través de papel *Whatman* nº 42. Tomamos 25 mL del extracto en vaso Pirex y añadimos 0.05 g de CO_3Ca y evaporamos hasta sequedad en placa calefactora. Dejamos enfriar y añadimos 2 mL de ácido fenoldisulfónico procurando empapar todo el residuo sólido, reposar durante 10 minutos y añadir 20 mL de agua, agitando con una varilla hasta completa disolución. Añadir desde una bureta solución de NH_4OH hasta que la disolución sea completamente color amarillo, mezclar bien y medir la intensidad del color a 420nm en espectrofotómetro SPECTRONIC 20D Milton Roy Company. Para el correcto cálculo de las cantidades de nitratos hemos de

elaborar una curva patrón a partir sucesivas diluciones de una solución madre de NO_3K puro.

○ *Determinación de amonio en suelo y co-compost*

Mediante un destilador manual se procede a la digestión de la muestra con NaOH al 30% en un matraz Kjendahl, de modo que todo el amonio pasa a formar amoniaco gaseoso, el cual se determina mediante valoración frente a ácido sulfúrico 0.005N, empleando Mixto Buchi como indicador.

Otro método utilizado para cuantificar el amonio en co-compost y lodos es su determinación directa con un electrodo selectivo de amonio, de modo similar al descrito para la medida de la actividad ureasa (ver más abajo).

○ *Determinación de fosforo asimilable*

Utilizamos el método basado en Olsen-Watanable (Soil Conservation Service, 1972). Brevemente, se pesa 5 g de suelo finamente molido y se deja en agitación con 100 mL de solución extractora (NaHCO_3 0,5M a pH 8,5) durante 30 minutos. Posteriormente se filtra a través de papel *Whatman* nº40. Finalmente se mezcla 0.2 ml del extracto con 1.6 mL de solución de ácido ascórbico (1g/200mL), 2 mL de solución extractora y 6.2 mL de agua destilada. La lectura se realiza a 882nm en un espectrofotómetro marca SPECTRONIC 20D Milton Roy Company. Es necesario elaborar una curva patrón a partir de diluciones seriadas de una solución madre de 100 ppm de P (0.4392 g de KH_2PO_4 / L de agua).

○ *Determinación de fosforo total*

Según describe Jackson (1964) y el Soil Conservation Service (1972) se realiza una digestión de las muestras con ácido nítrico-perclórico y posteriormente se mide el fosforo por espectrofotómetro UV-visible (SPECTRONIC 20D Milton Roy Company), de similar modo al empleado para el fosforo asimilable.

○ *Determinación de carbonato cálcico equivalente. Calcímetro de Bernard.*

Brevemente, se mide la cantidad de CO_2 desprendido al reaccionar los carbonatos del suelo con HCl 1:1. Se pesa 1 g de muestra finamente molida y se coloca en un matraz erlenmeyer conjuntamente con un tubo con HCl 1:1 en su interior, posteriormente se conecta el erlenmeyer al calcímetro de Bernard y se vierte el tubo de HCl. Al reaccionar la muestra con el ácido se libera CO_2 procedente de los carbonatos de la muestra, este se cuantifica observando el volumen de agua carbonatada desplazado por el anhídrido carbónico generado.

○ *Determinación de las bases de cambio.*

Para la determinación de las bases de cambio se pesan 5 g de suelo y se deja macerar toda la noche con 40 mL de acetato amónico 1N (pH 7) (también se realiza una prueba en blanco). Al día siguiente se centrifuga a 1600 rpm durante 15 minutos (HERMLE ZK 510 BHG) y se decanta el sobrenadante sobre un matraz aforado de 100 mL. Posteriormente se vuelve a dejar macerar el suelo con 30 mL de acetato amónico 1N (pH

7) durante 10 minutos y se centrifuga a 1600 rpm durante 15 minutos para volver a decantar el sobrenadante en el mismo matraz aforado de 100mL. Esta última operación se repite otra vez. Finalmente se enrasa el matraz aforado de 100 mL con acetato amónico y se procede a medir los cationes K^+ , Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} mediante Fotómetro de Llama, EPPENDORF GERÄTEBAU Netheler + Ninz GMBH Hamburg.

○ *Determinación de la capacidad de intercambio cambio.*

Para la determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), se siguen los mismos pasos que para la determinación de las bases de cambio. En primer lugar se trata con acetato sódico 1N pH 8.2 en lugar de acetato amónico y se descarta el sobrenadante (se realiza, igualmente, una prueba en blanco). En segundo lugar se siguieron los mismos pasos que en la determinación de bases de cambio usando en este caso alcohol de 96° con el objetivo de lavar las muestras de restos de acetato sódico y descartando el sobrenadante. Por último, se repiten los pasos de las bases de cambio, usando en este caso acetato amónico 1N pH 7 y conservando el sobrenadante en un matraz aforado de 100 mL, finamente enrasar el matraz con acetato amónico y proceder a la medida de Na^+ mediante el Fotómetro de Llama EPPENDORF GERÄTEBAU Netheler + Ninz GMBH Hamburg.

○ *Determinación de la humedad de las muestras mediante gravimetría*

Se calcula como porcentaje de pérdida de peso seco entre la muestra original y la muestra secada a 105° durante al menos 8 h.

○ *Medidas de pH*

Las medidas de pH de las muestras se efectuaron en agua destilada y en solución de ClK 0.1N. Las medidas en agua destilada se efectuaron en relación 1:1 (20 g de muestra por cada 20 mL de agua destilada) salvo cuando se indica lo contrario, también las medidas en solución de ClK 0,1N se efectuaron en relación 1:1 salvo cuando se indica lo contrario. Las medidas fueron efectuadas mediante un pHmetro *modelo CRISON micropH 2001*.

○ *Determinación de la conductividad eléctrica*

La conductividad eléctrica fue medida en el extracto obtenido a partir de la pasta saturada. La pasta saturada se prepara añadiendo a 200-250 g de muestra agua destilada hasta que todos los poros estén completamente llenos de agua, estos se consiguen en el estado de saturación donde la pasta reúne los siguientes caracteres: La superficie debe ser brillante, no se aprecien dos fases (agua y suelo), al realizar un corte en la pasta con la espátula este debe cerrarse al golpear la pasta, originado simplemente una línea, y finalmente, al tomar la pasta con la espátula, la pasta debe deslizarse sobre ella dejándola limpia. El extracto de la pasta saturada se obtiene por filtración de la pasta saturada a través de papel de filtro *Whatman*, empleando un kitasato y vacío para favorecer la filtración. Las medidas fueron efectuadas en el conductivímetro marca CRISON modelo 522.

b.- Propiedades físicas

o *Determinación de la textura (análisis granulométrico)*

Las partículas mayores a 0.05 mm (tamaño igual o mayor a arena) fueron separadas usando la *tamización* en seco, donde la muestra se pasa a través de una serie de tamices de diferente luz de malla, la granulometría de las arenas se subdivide en 1) Arenas muy gruesas: Fracción de tierra fina superior a 1000 μm ; 2) Arena gruesa: Fracción de partículas situada entre los 1000 μm y los 500 μm ; 3) Arena media: Situada entre los 500 μm y los 250 μm ; 4) Arena fina: Partículas entre los 250 μm y los 100 μm y 5) Arenas muy finas: cuyo tamaño se sitúa entre las 100 μm y las 50 μm (USDA, 1971). La fracción denominada *unified* es de amplia utilización entre industria ingenieril, abarca los tamaños inferiores a las 75 μm .

Para la separación de partículas de menor tamaño a 0.05 mm se empleó la *sedimentación* la cual se basa en la *ley de Stokes*, esta relaciona el tamaño de las partículas (peso y volumen) con su velocidad de sedimentación en un líquido. En primer lugar se procede a la destrucción de los agentes cementantes, estos son principalmente la materia orgánica, los carbonatos y los sesquióxidos. Sin embargo, la abundancia de carbonatos en los suelos de Andalucía nos lleva a considerar que aporta mayor información la determinación de la textura sin destruirlos ya que pueden actuar formando pseudo-limos (agrupación de arcillas mediante carbonatos con tamaño limo) e incluso pseudo-arenas (agrupación de limos-arcillas mediante carbonatos con tamaño arena). Por otro lado se considera que la aportación a la cementación por sesquióxidos es poco relevante. Para la destrucción de los complejos órganominerales presentes en el suelo se emplea H_2O_2 al 6%. En segundo lugar se lleva a cabo la dispersión de la muestra mediante el empleo de agentes químicos, en nuestro caso se usó el hexametáfosfato sódico $[(\text{Na}_2\text{PO}_3)_6]$. Por último, se efectúa la separación de las fracciones para ello se utiliza el método de la *pipeta de Robinsón* (Robinsón, 1922): Una cantidad determinada de suelo disperso en agua se introduce en una probeta de 1 litro y se agita enérgicamente, al cabo de unos tiempos determinados teóricamente, según la ley de Stokes, se realizan una serie de extracciones a una determinada profundidad con una pipeta de 20 mL. El porcentaje de cada extracción es determinado por gravimetría, de este modo podemos determinar el contenido en limo grueso (20 - 50 μm), limo fino (20 - 2 μm) y en arcillas (< 2 μm) (USDA, 1971).

o *Estudio de la retención de agua por los suelos*

Se estudió el grado de retención de agua de los distintos suelos (tierra fina) mediante el sistema de membranas y ollas de Richards (1954). Brevemente, las muestras maceradas en agua toda la noche se introducen en portamuestras y se sitúan sobre una membrana porosa dentro las ollas. Una de las ollas se somete a una presión de 33 KPa y la otra a una presión de 1.500 KPa, correspondientes a la capacidad de campo y al punto de marchitamiento permanente, respectivamente. La membrana porosa deje pasar el agua pero no la muestra, y estas se mantienen a las citadas presiones durante 48 horas. Finalmente, se estima la cantidad de agua que queda retenida en los suelos en ambas condiciones. El agua utilizable por las plantas o agua útil (AU) se calcula en base a la siguiente ecuación:

$$AU(\text{mm}/\text{cm}) = \frac{(W_{33} - W_{1500}) \times DAHf \times Cm}{10}$$

Donde W_{33} es el porcentaje de retención de agua a 33 kPa, W_{1500} es el porcentaje de retención de agua a 1.500 kPa, DAHf es la densidad aparente calculada mediante la ecuación de regresión múltiple dada por Santos-Frances, (1979) y Cm (o porcentaje de tierra fina en volumen) es establecido a partir del porcentaje en peso de las gravas y la densidad de las mismas.

o *Determinación de la conductividad hidráulica.*

El estudio de la conductividad hidráulica de los suelos nos resulta fundamental puesto que en los ensayos de microcosmos concurren varios factores: 1) Se ha utilizado la fracción de suelo inferior a los 2 mm, por tanto hay un aumento del porcentaje relativo de las fracciones de menor tamaño, lo que podría a llevar a la impermeabilización total del suelo. 2) La adición de co-compost (<2mm) aporta un fuerte carácter hidrofóbico, lo que podría incrementar la posible impermeabilización del suelo.

Para la determinación de la conductividad hidráulica hemos de tomar un cilindro metálico de 10 cm de altura por 7.5 cm de diámetro (Figura 3.5), sobre su base hemos de colocar un tamiz metálico y sobre el mismo un filtro de papel *Whatman*. Este cilindro se encuentra unido a cilindro menor por donde se evacuan los líquidos percolados hacia una probeta donde se cuantifica el volumen de los mismos. En primer lugar tomamos el cilindro y colocamos el tamiz metálico y el papel *Whatman* en su interior, posteriormente se introducen 200 g (pesados) de muestras y se compacta el suelo mediante 20 golpes a 2.5 cm de altura sobre un taco de madera (Figura 3.5). Finalmente colocamos el cilindro sobre la probeta e incorporamos un sistema que aporte continuo de agua, procurando que el nivel de agua se situé siempre 1 cm por encima del nivel de la muestra. Anotar sistemáticamente el tiempo transcurrido y el volumen de agua percolado hasta que obtengamos unos 530.14 mL de lixiviado, equivalentes a una altura de 12 cm de agua sobre la superficie del suelo. La conductividad hidráulica (K) se calcula a partir de la fórmula:

$$K = \frac{V \cdot I}{A \cdot t \cdot h}$$

Donde V es igual a 530.14 mL [volumen de agua en mL que percola a través de la columna en un tiempo t (horas)], A es igual a 44.18 cm² (área de la sección de la columna del suelo) e I es igual a la altura de la columna expresada en las mismas unidades que la pérdida de carga h (empíricas). Los resultados son expresados como mm/hora (United States Salinity Laboratory Staff, 1945; Guitian y Carballas, 1976; Richards *et al.*, 1982 y Gutiérrez-Rave, 2007).

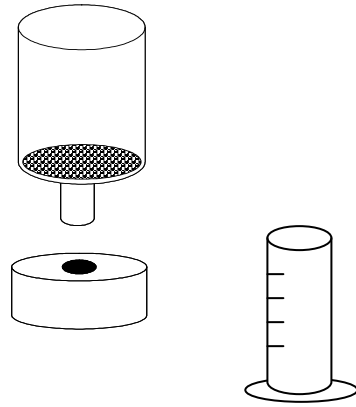


Figura 3.5.- Utensilios para medir la conductividad hidráulica

o *Determinación del color del suelo mediante espectrofotometría.*

El color de las distintas muestras se evalúa mediante el espectrofotómetro Minolta 2600d. Brevemente, las muestras se homogenizan y se extienden sobre una superficie lisa para minimizar artefactos, posteriormente se procede a la determinación del color, para ello se toman un total de tres medidas de color por cada muestra, a estas tres medidas se les calcula el valor medio que será tomado como medida final.

El equipo Minolta 2600d nos proporciona 5 parámetros distintos de color, estos son: El parámetro A que nos indica el grado verde-rojo de la muestra, el color verde viene representado por un valor mínimo y el valor máximo representa el color rojo. El parámetro B nos indica el grado azul-amarillo de la muestra, adquiriendo un valor mínimo para el color azul y un valor máximo (10) para el color amarillo. El parámetro C se identifica con el *Croma* de la escala de Munsell e identifica la cantidad e intensidad de pigmentos (Munsell, 1975), va desde valores mínimos para los colores blanco, gris y negro puros hasta valores máximos en colores con gran cantidad de pigmentos. El parámetro H se identifica con el *Hue* de la escala de Munsell, indica la relación con los colores rojo, amarillo, verde, azul y púrpura (Munsell, 1975), en resumen va desde el 0 a 360 que indican rojo y amarillo, respectivamente (Munsell, 1975). El parámetro L es similar a *Value* de la escala Munsell e indica la claridad del suelo (Munsell, 1975), va desde el color absolutamente negro (valor de 0) al color absolutamente blanco (valor de 100) (Munsell, 1975).

3.5.2.- Análisis mineralógicos (difracción de rayos X)

o *Difracción de rayos X (DRX) mediante técnica en polvo desorientado*

El estudio de la composición mineralógica de las tierras finas se realiza mediante difracción de rayos X usando la técnica de estudio de polvo desorientado. La tierra fina se muele en mortero de ágata y se carga en un portamuestras de carga superior para favorecer su desorientación (Niskaten, 1964). Posteriormente se determina su espectro de emisión mediante un equipo Rigaku Miniflex Ca 2005, el cual emplea la radiación de $\text{Cu } k\alpha$ (0.15406 nm) a 35 kV y 15 mA. Se usa un tiempo de paso de 1 segundo y un tamaño de paso de 0.05° (2θ). Las muestras se rodaron en el rango de $50-3^\circ$.

A la hora de cuantificar las distintas especies minerales se usa el poder reflectante, empleando los factores establecidos por Schultz (1964), Barahona (1974) y Delgado *et al.* (1982).

○ *Difracción de rayos X (DRX) mediante la técnica de polvo orientado*

El estudio de la mineralogía de la fracción *arcilla* se realiza mediante la técnica de polvo orientado previa sedimentación y secado de la arcilla sobre una platina de vidrio.

Brevemente, se obtiene la arcilla de las muestras mediante la técnica de la pipeta de Robinson modificada (Robinson, 1922), se usaron 7 pipetas de 20 mL a la vez y se recogieron muestras hasta que se obtuvo un volumen suficiente de suspensión de arcilla. En el caso del estudio mineralógico del co-compost se hizo necesario realizar un posterior tratamiento de osmosis inversa (bolsas de diálisis) para la eliminación de sales dado que el alto contenido en sales apantallaba los espectros de algunos minerales.

La suspensión de arcilla se deposita con la ayuda de una pipeta sobre la platina de vidrio y se deja secar toda la noche. Las placas de arcillas una vez secas se analizaron tal cual o bien fueron solvatadas con Etilenglicol con el objetivo de aumentar la resolución de minerales, para ello se introdujeron las placas en un desecador cerrado conjuntamente con el mencionado disolvente y se colocaron en el interior de una estufa a 60°C durante al menos 24 horas. Todas las muestras fueron rodadas en el difractor marca Rigaku Miniflex Ca 2005 inmediatamente después de sacarse del desecador. Como comentamos anteriormente, se emplea la radiación de Cu $k\alpha$ (0.15406 nm) a 35 kV y 15 mA, con un tiempo de paso de 1 segundo y un tamaño de paso de 0.05° (2 θ). Las muestras se rodaron en el rango de 50-3° θ , y para su cuantificación se utilizó el poder reflectante establecido por Schultz (1964), Barahona (1974), Delgado *et al.* (1982) y Gámiz (1987).

3.5.3.- Análisis de metales pesados y elementos traza

○ *Determinación de metales pesados potencialmente asimilables del suelo y co-compost.*

Brevemente, según Lindsay y Norvell (1978), se pesan 10 g de muestra seca sobre un matraz erlenmeyer y se agregan 20 mL de solución extractante de ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA) 0.005M (14.9 g de trietanolamina, 1.6 g de DTPA y 14.7 g de cloruro cálcico dihidratado se disuelven en 1L de agua y se ajusta el pH a 7.3 con ClH 1N). Se tapa el erlenmeyer mediante parafilm y se deja en agitación durante 2h a 120rpm, finalmente se filtra a través de papel *Whatman* nº 42 y se procede a analizar los elementos mediante un equipo de ICP-Masas marca ELMER Sciex-Elan 5000.

○ *Determinación de metales pesados totales del suelo*

Según la EPA (2008), se colocan de 1-2 g de muestra seca en un vaso digestor de teflón y se le añade 10 mL de HNO₃. (1:1). Se mezcla y se cubre el vaso con vidrio reloj. Se procede a su calentamiento hasta los 95°C y se deja hacer reflujo durante unos 15 minutos, sin que llegue a hervir. Posteriormente se añade 5 mL de HNO₃ concentrado y se vuelve a colocar el vidrio reloj, se repite este paso hasta que cesen los vapores color marrón, indicio de que el ácido nítrico ha oxidado completamente la muestra. Dejar posteriormente en reflujo la muestra durante otras 2 horas más y finalmente dejar enfriar.

Añadir 2 mL de agua y 3 mL de H₂O₂ 30% y calentar a temperatura media para que comience la reacción de peroxidación, evitando en todo momento la posible pérdida de muestras por efervescencia. Continuar añadiendo H₂O₂ 30% en alícuotas de 1 mL hasta que la efervescencia sea mínima.

Finalmente, continuar la digestión acida-peroxidación por 2 horas más a 95°C, evitando que hierva. Dejar enfriar y diluir hasta 100 mL en matraz aforado. Los análisis se realizaron mediante un equipo ICP-Masas marca ELMER Sciex-Elan 5000.

o *Determinación de metales pesados totales del co-compost y de los lodos.*

Según Fernando y Montero (1998), la muestra se somete a una digestión acida con HNO₃+HF. La muestra se coloca en el interior de un recipiente de teflón, el cual se introduce en un microondas a 180°C y 200 psi, la muestra se mantiene en estas condiciones durante 30 min. Las medidas de metales pesados totales se realizaron en un ICP-Masas marca ELMER Sciex-Elan 5000.

3.5.4.- Análisis de la fracción orgánica

a.- Fraccionamiento

El objetivo del fraccionamiento de la materia orgánica es doble; por un lado nos permite la cuantificación de una serie de constituyentes de la materia orgánica (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, lípidos libres, materia orgánica libre, huminas extraíbles y huminas no extraíbles) y por otro lado nos permite efectuar un análisis cualitativo (caracterización) de algunas de las fracciones anteriormente nombradas (ácidos húmicos). Según Tinoco (2000), el diferente contenido en estas fracciones en los distintos tipos de suelos se relaciona con la eficacia del ciclo biogeoquímico y con la calidad ambiental de la materia orgánica.

o *Fraccionamiento cuantitativo*

Las muestras de suelo, secadas al aire y homogeneizadas, son fraccionadas mediante los criterios de Monnier *et al.* (1962), Dabin (1971), Duchaufour y Jacquin (1975), Zancada *et al.* (2004) y Aranda and Oyonarte (2006) (Figura 3.6).

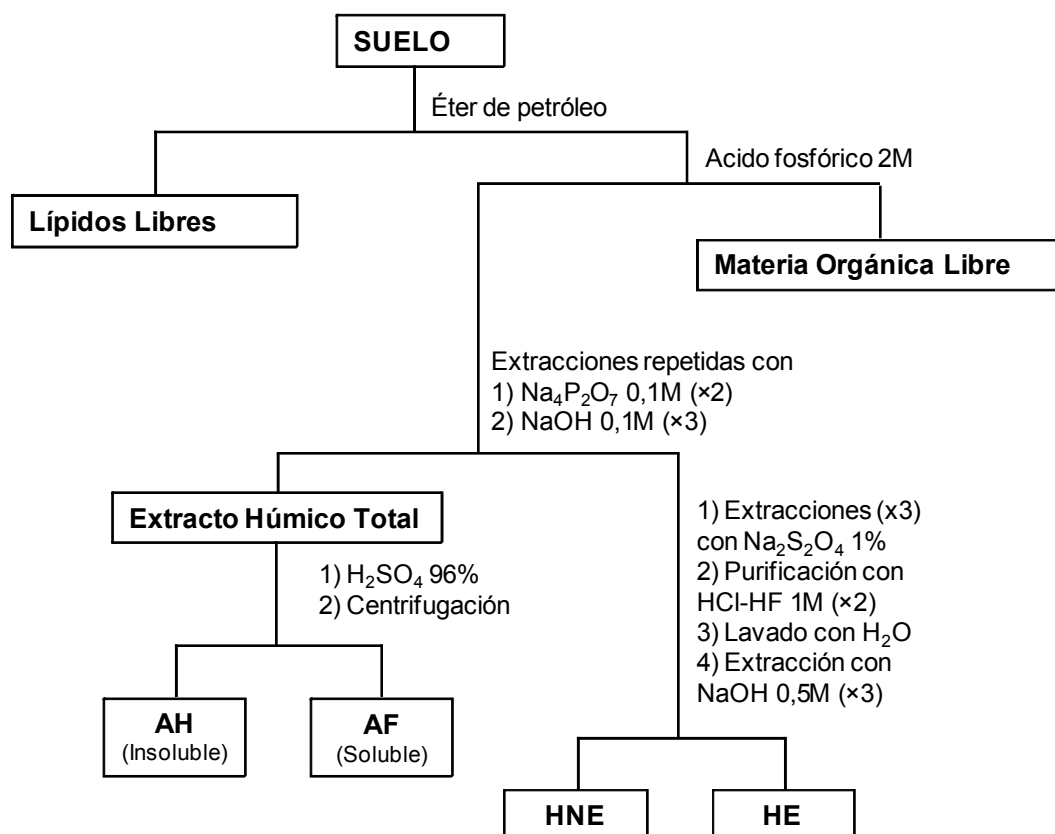


Figura 3.6.- Esquema del fraccionamiento cuantitativo de la materia orgánica de los suelos. AF: ácidos fúlvicos; AH: ácidos húmicos; HE: humina extraíble; HNE: humina no extraíble.

-Extracción de lípidos libres: Se toma una cantidad de muestra pesada (50 g) y se introduce en un cartucho de celulosa. Se introduce el cartucho en el interior del equipo de extracción Soxhlet y se somete al paso de disolvente, en nuestro caso se usó como disolvente éter de petróleo que al poseer baja polaridad evita la excesiva extracción de pigmentos. Cada muestra se mantiene un total de 4 horas en reflujo. Trascurrido este periodo, se le añade al extracto la cantidad necesaria de Na_2SO_4 anhidro para eliminar cualquier posible resto de agua. Finalmente eliminamos el disolvente del extracto mediante un rotavapor, conservando únicamente los lípidos libres de la muestra. Para la cuantificación de estos lípidos empleamos el método de determinación de materia orgánica en frío.

-Extracción de materia orgánica libre: Se toma la muestra a la que previamente le hemos eliminado los lípidos libres y se suspende en 100 mL de ácido fosfórico 2M, se agita mediante rotor durante 30 segundos y se centrifuga a 4000 rpm durante 10-15 minutos (centrifuga Beckman, modelo J2-21). Obtendremos un sobrenadante y la muestra sedimentada, el sobrenadante se filtra sobre papel *whatman*, se lava con agua sobre este mismo papel y previo secado en estufa, se le calcula el carbono orgánico total.

-Extracción de extracto húmico total: Se realizan una serie de extracciones a las muestras, dos con 150 mL de pirofosfato sódico 0.1M y tres con 150 mL de hidróxido sódico 0.1M. Cada extracción consiste en mantener en volteo continuo durante al menos 2 horas la suspensión de suelo-solución extractante y, posteriormente centrifugar a 2500 rpm durante 10 minutos (centrifuga Beckman, modelo J2-21) para recoger el

sobrenadante. Este sobrenadante se almacena en botella de 2 litros. Finalmente se homogeniza el contenido total de la botella y se mide el carbono orgánico de una alícuota.

-Medida de ácidos húmicos y fúlvicos: Tomamos alícuota de la botella del extracto húmico total (anteriormente mencionada), acidificamos con ácido sulfúrico 1:1 (v:v) hasta que precipitan los ácidos húmicos (en torno a un pH de 1-2), centrifugamos a 4000 rpm durante 10-15 minutos (Beckman, modelo J2-21) y desechamos la solución sobrenadante. Redisolvemos los ácidos húmicos precipitados con ayuda de hidróxido sódico 0.5M y medimos el carbono orgánico mediante la técnica de digestión en frío. La cantidad de ácidos fúlvicos será obtenida de restar el carbono del extracto húmico al carbono de los ácidos húmicos.

-Medida de humina extraíble y no extraíble (Merlet, 1971): La humina total se determina mediante valoración del carbono que quedaba en el suelo tras las extracciones de lípidos libre, materia orgánica libre y extracto húmico total. La humina extraíble se determina previo tratamiento de la muestra (sin sustancias húmicas, lípidos libres y materia orgánica libre) con tres lavados con 50 mL de ditionito sódico 1% (para eliminar trazas de humedad), dos lavados con mezcla HCl-FH 1M, realizando una maceración a 60°C durante 60 minutos en cada tratamiento (para separar las uniones de la materia orgánica con la fracción mineral) y, finalmente, un lavado de la muestra con agua destilada. Tras estos tres pasos se procedió a efectuar tres extracciones con NaOH 0.5M, de las cuales conservamos el extracto que previa homogenización, se mide el carbono orgánico mediante digestión en frío. La humina no extraíble se obtuvo por diferencia entre la humina total y la extraíble.

○ *Fraccionamiento cualitativo*

La purificación de los ácidos húmicos se efectúa a partir de las botellas de 2 litros que contenían el extracto húmico. En primer lugar se acidifica todo el contenido mediante la adición de HCl hasta que se observa la precipitación de los ácidos húmicos, no obstante, se comprueba con papel indicador que el pH de la solución alcanza entre 1 y 2. Dejamos toda la noche para asegurar la completa precipitación de los ácidos húmicos. Al día siguiente se elimina el sobrenadante mediante decantado y posterior centrifugación. Una vez obtenidos los ácidos húmicos (presumiblemente contaminados con arcillas y demás partículas pequeñas) se redisuelven en hidróxido sódico concentrado y se centrifugan en esta ocasión a 20000 rpm (Beckman, modelo J2-21), de este modo podremos eliminar la fracción particulada coloidal (fundamentalmente arcillas, óxidos y partículas de huminas). Recogemos el sobrenadante con los ácidos húmicos disueltos y descartamos el sedimento de arcillas; posteriormente volvemos a precipitar los ácidos húmicos con HCl con el objeto de eliminar la solución de sosa. Finalmente se redisuelven los ácidos húmicos en agua destilada y se introduce en membrana o tubo de diálisis donde permanecerán sumergidos en agua destilada hasta la total eliminación de las sales disueltas (reacción negativa con el test de cloruros de nitrato de plata). Una vez terminada la diálisis los ácidos húmicos se secan sobre una placa de Petri a 40°C.

b.- Métodos espectroscópicos

○ *Espectroscopia visible de los ácidos húmicos*

La absorción de la radiación visible por parte de las muestras de ácidos húmicos es debida a la presencia de grupos cromóforos y radicales libres. Los ácidos húmicos purificados se disuelven en NaOH (66.6 mg L⁻¹ en NaOH 0.02M) y son analizados en un espectrofotómetro Shimadzu UV-240. El espectro estudiado abarca desde los 420 a los 700nm, este resulta bastante homogéneo, no obstante, se estudiaron dos propiedades cualitativas:

-Los valores de absorbancia a 465nm y 665nm, más conocidos como E⁴ y E⁶. La absorción a 465 nm (E⁴) es indicadora de la madurez de los ácidos húmicos (Miralles *et al.*, 2007). También podemos observar la relación existente entre la absorción a 465nm y la absorción a 665nm (E⁴/E⁶), la cual resulta independiente de la concentración y nos informa de: tamaño de partícula, peso molecular, radicales libres, contenido de oxígeno, carbono, bicarbonato y la acidez, aromaticidad y grado de condensación de constituyentes aromáticos (Chen *et al.*, 1977; Kononova, 1982).

-Tras la aplicación de la segunda derivada al espectro de absorción visible se pueden observar tres bandas características a 528, 570 y 617nm. Estas bandas de absorción, en caso de aparecer, se deben a la presencia de los denominados ácidos húmicos tipo P, sustancias cromóforas de origen fúngico que son marca inequívoca de que en la evolución de la materia orgánica se encuentra actuando hongos (Kumada y Sato, 1961; Bell y Wheeler, 1986), se denominan comúnmente dihidroxiperilenquinonas (DHPQ).

3.5.5.- Análisis de la microestructura

a.- Estereomicroscopio

Los agregados del suelo L, previa homogenización, se coloraron sobre un pesa sustancias de plástico blanco para su visualización mediante una lupa binocular marca Olympus modelo SZX12. Como fuente de iluminación externa se utilizó un equipo marca Olympus modelo KL1500 LCD. Se realizaron fotografías mediante una cámara fotográfica acoplada a la lupa binocular. Las condiciones de exposición de la lupa binocular fueron:

-Zoom: 75%

-Enfoque: Manual

-Foco: Infinito

-Velocidad obturación: 1.8

-Apertura: 6.3

-Aumentos empleados: 7x, 10x, 12.5x, 16x, 20x y 25x

-Fuente de luz: 4D

b.- Análisis de la microestructura mediante microscopio electrónico de barrido y análisis de imagen (SEM-IA)

Se procedió al estudio de los agregados y de la microporosidad de los mismos en el suelo L. Fueron realizadas fotos a campos de agregados (suelo esparcido sobre la seta)

o bien fotos a agregados edáficos aislados. Los agregados aislados de los distintos tratamientos fueron seleccionados al azar con el objetivo representar en lo posible la variabilidad de la muestra, se seleccionaron entre 15-20 agregados para su observación.

Las muestras se montaron sobre un soporte de aluminio (seta) previamente impregnado con plata coloidal ligeramente espesa, se dejaron secar a 50°C durante 1 hora y se introdujeron en la cámara Sempred 2 de metalización con oro (corriente 50-100A) en dos orientaciones (20 y 30°) durante media hora como recomienda Bohor y Hugues (1971). El equipo SEM utilizado es de marca Hitachi, modelo S-500, con una aceleración de 25 kV.

Tras ser efectuadas las fotografías digitales, se procesaron las imágenes mediante el programa ImageJ 1.40 para Windows Vista.

En el capítulo 10 se describe con más detalle el procedimiento empleado, así como se incorpora información adicional clave a la hora de entender el estudio de la microestructura.

c.- Análisis de la presencia microbiana mediante Microscopio Electrónico de Barrido de Presión Variable (SEM-VP)

La presencia física de los microorganismos situados sobre la superficie de los agregados gruesos (2000-500µm) del suelo L tras ser tratado con 140 t ha⁻¹ de co-compost e incubado a 35°C durante 45 días fue evaluada mediante un Microscopio Electrónico de Barrido de Presión Variable (VPSEM). Brevemente, una decena de agregados gruesos del suelo fueron seleccionados al azar de la muestra, se colocaron los agregados sobre un portamuestras de aluminio (seta) mediante papel adhesivo de doble cara.

En primer lugar los agregados fueron fijados mediante vapores de glutaraldehído durante 30 minutos para evitar la degradación, rotura y/o pérdida de los microorganismos presentes. En un segundo paso los agregados fueron recubiertos con carbono. Finalmente, se observaron los agregados en un SEM-VP marca LEO 1430-VP.

3.5.6.- Análisis microbiológicos

a.- Coliformes, colifagos y unidades formadoras de colonias (UFC)

o Determinación de coliformes

Unos 5 g de muestra del microcosmos fueron homogenizados (Estomacher) y tratados con ultrasonidos (Selecta). Se utilizaron muestras por triplicado. Sobre placas Petri con medio agar ENDO, Fucsina y Verde Brillante (Oxoid) se inocularon 100 µL de homogenizado. Las placas se incubaron a 37 y 44°C durante 24 horas. En el estudio se consideran como organismos coliformes totales todas las colonias que crecen en el medio tras incubación durante 24 horas a 37° y desarrollan coloración rojo oscuro, están nucleadas con color granate o presentan brillo metálico verde. Se consideran organismos coliformes fecales todas aquellas colonias de las mismas características que crecen tras incubación durante 24 horas a 44°C (Sloat y Ziel, 1987; APHA, 1992).

- *Determinación de colifagos*

El homogenizado fue centrifugado durante 10 minutos a 1500 rpm, 10 mL del sobrenadante fueron esterilizados por filtración, el líquido fue mezclado con 3 mL de un cultivo de *Escherichia coli* CECT4622 en fase de crecimiento logarítmico y 10 mL de Triptona Soja Agar (TSA, Oxoid). Esta mezcla fue vertida en placas con TSA y una vez solidificado fueron incubadas a 37°C durante 24 horas, para posteriormente contar las unidades formadoras de lisis.

- *Unidades formadoras de colonias bacterianas (UFC)*

El conteo de unidades formadoras de colonias bacterianas fue realizado en placas Petri que contenían medio de extracto de suelo. A partir del homogenizado se realizaron dos diluciones, la primera fue obtenida a partir de 800 µL (tomados de diferentes puntos) que fueron colocados en una bolsa con 100 mL de extracto de suelo y 0.05% de gelano (AppliedChem, Alemania), y para la segunda dilución se tomó 100 µL en una bolsa con 100 mL de extracto de suelo y 0.05% de gelano. Una vez vertidos en la placa Petri, se incubaron y contaron en base al método descrito por Cavaletti *et al.* (2006).

b.- Actividades enzimáticas

- *Actividad deshidrogenasa* (Lenhard, 1956)

Se mezclan 18 gr de muestra con 0.18 gr de CaCO₃. Se toman tres porciones de 6 gr cada una y se mezclan con 2.5 ml de agua destilada y 1 ml de cloruro de trifeniltetrazolio (TTC). Se incuban a 37 °C durante 24 h en recipiente inerte y estéril. Posteriormente se añaden 10 ml de metanol y se filtra usando papel *Whatman* n° 2, el filtrado se enrasa hasta un volumen total de 100 ml con metanol. El TPF (2,3-triphenylformazan) formado se determina colorimétricamente midiendo la absorbancia a 485 nm en un espectrofotómetro HITACHI U-2000. Hace falta realizar una curva patrón.

- *Actividad fosfatasa* (Tabatabai y Bremner, 1969)

Se mezcla 1 gr de muestra con 2 ml de tolueno, 4 ml de tampón universal modificado (MUB) a pH 6,5 y 1 ml de solución de *p*-nitrofenil fosfato (PNP). Se incuba la mezcla a 37 °C durante 1 h. Se adiciona 1 ml de CaCl₂ 0.5 M y 4 ml de NaOH 0.5 N para detener la reacción.

Finalmente se filtra utilizando papel *Whatman* n° 2 y se mide la absorbancia a 410 nm, utilizando un espectrofotómetro marca HITACHI U-2000. Se debe usar un blanco añadiendo el PNP a la mezcla tras la adición del CaCl₂ y el NaOH.

Los reactivos utilizados son: *Solución MUB* (1X): Para la determinación de actividad fosfatasa ácida, se tomaron 200 ml de la solución stock [2.1 g tampón TRIZMA base, 11.6 gr ácido maléico, 14 gr ácido cítrico, 6.3 gr de ácido bórico y 488 ml de NaOH 1N. Añadir agua destilada hasta un volumen final de 1 litro] y se ajusta el pH a 6.5 con HCl 0.1 N. Una vez ajustado, se añade agua destilada hasta un volumen final de 1 litro. *Solución de p-nitrofenil fosfato* (PNP): 0.42 gr de *p*-nitrofenil fosfato tetrahidratado en un volumen final de 50 ml de MUB 1X.

El protocolo empleado para la determinación de la fosfatasa alcalina fue el mismo que para la fosfatasa ácida, excepto que el MUB se prepara ajustando el pH a 11 con NaOH 0.1 N.

○ *Actividad arilsulfatasa* (Tabatabai y Bremner, 1970)

Se mezcla 1 gr de muestra con 0.25 ml de tolueno, 4 ml de tampón acetato y 1 ml de solución de *p*-nitrofenil sulfato (PNS). Se incuba a 37 °C durante 1 h.

Finalmente se detiene la reacción por la adición de 1 ml de CaCl₂ 0.5 M y 4 ml de NaOH 0.5 N. Se filtra utilizando papel *Whatman* n° 2, y se determina la absorbancia a 410 nm utilizando un espectrofotómetro marca HITACHI U-2000. El blanco se obtiene añadiendo el PNS a la mezcla tras la adición del CaCl₂ y el NaOH.

Los reactivos utilizados son: *Tampón acetato*: ácido acético 0.5 M pH 5.8. *Solución de p-nitrofenil sulfato* (PNS): 0.42 gr de *p*-nitrofenil fosfato tetrahidratado en un volumen final de 50 ml de tampón acetato 0.025 M pH 5.8.

○ *Actividad rodanasa* (Tabatabai MA y Shing BB, 1976)

Se mezcla 4 gr de muestra con 0.5 ml de tolueno, 8 ml de tampón TRIZMA-sulfúrico, 1 ml de solución Na₂SO₃ y 1 ml de solución KCN. Posteriormente se incuba a 37 °C durante 1 h.

Finalmente detenemos la reacción por la adición de 10 ml de tampón CaSO₄-formaldehído. Se filtra utilizando papel *Whatman* n° 2, y a 5 ml del filtrado se le añade 1 ml de tampón nitrato férrico, y se determina la absorbancia a 460 nm utilizando un espectrofotómetro marca HITACHI U-2000. Los controles se obtuvieron utilizando las mismas muestras autoclavadas.

Los reactivos utilizados son: *Tampón TRIZMA-sulfúrico*: TRIZMA 0.05 M ajustado a pH 6 con una solución de H₂SO₄ 0.2 M. *Solución Na₂SO₃*: 24.9 gr de Na₂SO₃ y 6.1 gr de TRIZMA en 600 ml de agua destilada. Ajustar a pH 6 con una solución de H₂SO₄ 0.2 M y añadir agua destilada hasta un volumen final de 1 litro. *Solución KCN*: 6.5 gr de KCN y 6.1 gr de TRIZMA en 600 ml de agua destilada. Ajustar a pH 6 con una solución de H₂SO₄ 0.2 M y añadir agua destilada hasta un volumen final de 1 litro. *Tampón CaSO₄-formaldehído*: 2.2 gr de CaSO₄ x 2H₂O en 1 litro de agua destilada. Mezclar 900 ml de esta solución con 100 ml de formaldehído al 37 %. *Tampón nitrato férrico*: 50 gr de Fe(NO₃)₃ x 9H₂O en 100 ml de ácido nítrico. Mezclar esta solución con agua destilada hasta un volumen final de 500 ml.

3.6.- Métodos estadísticos

[NOTA: Todos los datos mostrados en el trabajo se consideraron estadísticamente normales en base a:

-El elevado número de datos estudiados nos permiten, en sí, tomarlos como normales a priori.

-La mayoría de los datos superan la prueba de *Skewness* y la de *Kurtosis* (entre -2 a +2).

Por lo tanto, se les aplicó una estadística paramétrica].

o *Análisis factorial de 2³*

Para el estudio estadístico de la evolución de distintos parámetros estudiados por acción del tiempo de incubación, dosis de co-compost y temperatura de incubación se usó un diseño factorial 2^3 donde ocho muestras por suelo fueron examinadas respecto a tres factores en dos niveles diferentes. El factor tiempo fue evaluado tras 0 días (t-) y 90 días (t+). La dosis de co-compost empleada fue de 0 t ha⁻¹ (c-) y 140 t ha⁻¹ (c+). La temperatura de incubación fue de 5°C (T-) y 35°C (T+) (Tabla 3.1).

Este modelo para evaluación de ensayos ya ha sido utilizado para estudiar evolución de compost y de los suelos enmendados (Almendros, 1989). Los efectos de los distintos factores han sido cuantificados numéricamente en base a una función obtenida como superficie de respuesta de los distintos parámetros a las condiciones ensayadas. Para este estudio se ha utilizado el programa *STATGRAPHICS Plus for Windows Versión 2.1*. Los efectos e interacciones entre los distintos factores fueron considerados significativos en base a distintos criterios, basados en Box *et al.* (1978) y Almendros (1989):

- a) La comparación entre la desviación estándar.
- b) Asumir que la interacción entre los 3 factores no es significativa.
- c) Valor de r^2 ajustado próximo al 95 %
- d) Coeficiente de *Durbin-Watson (DW)* mayor a 1.4.

Muestra	Suelo	t	T	C	Nomenclatura estadística
1	X ^C	0 días	5 °C	0 t ha ⁻¹	(- - -)
2 ^A			35 °C		(- + -)
3			5 °C	140 t ha ⁻¹	(- - +)
4 ^B			35 °C		(- + +)
5		90 días	5 °C	0 t ha ⁻¹	(+ - -)
6			35 °C		(+ + -)
7			5 °C	140 t ha ⁻¹	(+ - +)
8			35 °C		(+ + +)

Tabla 3.1.- Distribución de muestras para factorial 2^3 (para el 3^3 tendremos una muestra intermedia).

^A muestra 2 es igual a 1; ^B muestra 4 es igual a 3 y ^C suelo empleado.

o *Análisis factorial de 3³*

Para el estudio estadístico de la evolución de los distintos parámetros por acción de la temperatura, del tiempo y de la dosis de compost en cada tipo de suelo, también se utilizó un diseño factorial de 3^3 donde 27 muestras por cada suelo son examinadas respecto a tres factores distintos en 3 niveles diferentes. En este caso fueron estudiados en base a los 3 niveles de experimentación: 0, 45 o 90 días de tiempo de incubación; 5, 20 o 35°C de temperatura de incubación y 0, 45 o 140 t ha⁻¹ (Tabla 3.1).

Se utilizó también el programa *STATGRAPHICS Plus for Windows Versión 2.1*. Los efectos e interacciones entre los distintos factores fueron considerados significativos en base a los mismos criterios que para el análisis factorial 2^3 (Box *et al.*, 1978; Almendros, 1989).

○ *Análisis discriminante*

El análisis discriminante puede considerarse una técnica multivariante de clasificación de individuos en la que se presupone la existencia de dos o más grupos bien definidos *a priori* (por ejemplo; grupo del suelo: K, L M o N; grupo de la temperatura de incubación: 5°C, 20°C o 35°C; grupo de la dosis de co-compost: 0, 35 o 140 t ha⁻¹ de co-compost; grupo de los días de incubación: 0, 45 o 90 días) y se persiguen los siguientes objetivos:

a) Describir las diferencias existentes entre esos grupos en base a los valores que toman ciertas variables sobre los individuos de cada uno de los grupos

b) Clasificar nuevos individuos en alguno de los grupos preexistentes en función de los valores que toman ciertas variables para esos individuos.

Técnicamente, podemos decir que el análisis discriminante tratará de encontrar funciones de las variables cuyos valores separen o discriminen lo más posible a los grupos existentes. Estas funciones, denominadas funciones o ejes discriminantes, serán combinaciones lineales de las variables originales de la forma:

$$Y = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 + \dots + a_pX_p \quad (1)$$

Donde p es el número de variables explicativas y los coeficientes $\{a_0, a_1, \dots, a_p\}$ se eligen de tal forma que se consiga la máxima separación entre los tres grupos existentes, es decir, tratando de que los valores que toman estas funciones discriminantes Y en los tres grupos sean lo más diferentes posibles.

El análisis discriminante se realizó mediante el programa *Statgrafics plus versión 2.1*. Según cada capítulo, se utilizó una de las técnicas del análisis discriminante: *All Variables* que utiliza todos los parámetros para el análisis discriminante, *Forward Selection* donde se seleccionan el número de variables discriminantes en base a un acuerdo entre porcentaje de discriminación y número de variables discriminantes, y *Backward Selection* que utiliza todos los parámetros para el análisis discriminante pero el programa va a descartar los menos significativos de modo automático. Los valores arrojados por este análisis son: *Valor propio (eigenvalue)*: Valor inherente, característico... *Porcentaje relativo*: Porcentaje de discriminación de la función sobre el resto de funciones. *Correlación canónica*: Relación lineal entre dos grupos de variables y la validez de la misma. *Wilk's Lambda*: Esta es la Wilk's Lambda para todo el modelo que resulta tras eliminar (o no) las respectivos parámetros. Wilk's Lambda puede tomar valores desde 0 (discriminación perfecta) a 1 (ninguna discriminación). *Chi-square*: Sirve para comparar la capacidad del ajuste teórico y la distribución de la frecuencia observada. *DF*: Grados de libertad, se refieren al número de cantidades independientes que se necesitan en su cálculo, menos el número de restricciones que ligan a las observaciones y al estadístico. *P-value*: Es la probabilidad de obtener un resultado al menos tan extremo como la que se

observó de hecho, puede tomar valores entre 1.000 (ninguna probabilidad) a 0.000 (100% de probabilidad).

○ *Coefficiente de correlación de Pearson*

El coeficiente de correlación de *Pearson* trata de establecer correlaciones bivariadas entre distintos parámetros. Para su cálculo se utiliza el programa *SPSS 15.0 para Windows Vista*. A partir de las correlaciones más significativas a nivel unilateral se estableció la ecuación lineal que relaciona ambas variables mediante el programa *Statgraphics Plus 2.1*. El coeficiente de correlación de *Pearson* (r) es un índice estadístico que mide la relación lineal entre dos variables cuantitativas, y a diferencia de la covarianza, la correlación de *Pearson* es independiente de la escala de medida de las variables. El cálculo del coeficiente de correlación lineal se realiza dividiendo la covarianza por el producto de las desviaciones estándar de ambas variables:

$$r = \sigma_{xy} / \sigma_x \times \sigma_y$$

Donde σ_{xy} : la covarianza de (X, Y) y σ_x y σ_y : las desviaciones típicas de las distribuciones marginales.

El valor del índice de correlación varía en el intervalo de -1 a 1:

Si $r = 0$, el coeficiente indica una independencia total entre las dos variables, es decir, que la variación de una de ellas no influye en absoluto en el valor que pueda tomar la otra.

Si $r = 1$, el coeficiente indica una dependencia total entre las dos variables denominada *relación directa*: cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en idéntica proporción.

Si $0 < r < 1$, existe una correlación positiva.

Si $r = -1$, el coeficiente indica una dependencia total entre las dos variables llamada *relación inversa*: cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en idéntica proporción.

Si $-1 < r < 0$, existe una correlación negativa.

○ *Regresión lineal y múltiple*

La regresión lineal y múltiple es un método matemático que modela la relación entre una variable dependiente Y , las variables independientes X_i y un término aleatorio ε . Este modelo puede ser expresado como:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon$$

Donde β_0 es la intersección o término "constante", las β_i son los parámetros respectivos a cada variable independiente, y p es el número de parámetros independientes a tener en cuenta en la regresión. Programa *Statgraphics plus versión 2.1*.

- *Análisis de Componentes Principales*

Este análisis factorial es una técnica de análisis multivariante que se utiliza para el estudio e interpretación de las correlaciones entre un grupo de variables. Parte de la idea de que dichas correlaciones no son aleatorias sino que se deben a la existencia de factores comunes entre ellas. El objetivo del análisis factorial es la identificación y cuantificación de dichos factores comunes (Data Mining Institute, S.L.). El Análisis de Componentes Principales es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible. Los nuevos componentes principales serán una combinación lineal de las variables originales, y además serán independientes entre sí. Un aspecto clave en este análisis es la interpretación de los factores, ya que ésta no viene dada a priori, sino que será deducida tras observar la relación de los factores con las variables iniciales (habrá, pues, que estudiar tanto el signo como la magnitud de las correlaciones) (www.uoc.edu/)

El análisis factorial entre los distintos parámetros fue efectuado con el programa *SPSS 15.0 para Windows Vista*.

SECCIÓN II: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.- Estudios de los lodos de aguas residuales y del co-compost de lodos y restos de poda vegetal

4.1.- Caracterización química y fisicoquímica

4.1.1.- El lodo líquido digerido y lodo deshidratado

La Tabla 4.1 muestra los resultados analíticos del lodo líquido digerido y del lodo digerido deshidratado (torta seca) cedidos por Emasagra SA. A primera vista observamos una diferencia de humedad en el lodo deshidratado respecto al lodo líquido de un 16%, sin embargo, esto es suficiente para pasar de estado líquido a estado semisólido (pastoso) (Fotografía 4.1), lo que facilita enormemente su almacenamiento y transporte. La causa principal de este cambio físico se debe a la adición de polielectrolitos y poliacrilamida (Chemipol CV-850[®]). En la Tabla 4.1 se recoge también datos de lodos de otros investigadores, se observa que los lodos de Stabnikova *et al.* (2005) y de Criquet y Braud (2008) poseen el mismo porcentaje de humedad que nuestro lodo deshidratado.



Fotografía 4.1.- Lodo líquido digerido (izquierda) y lodo deshidratado (derecha).

El pH resulta prácticamente similar en el lodo líquido y en el deshidratado, destacar si acaso una ligera tendencia a la neutralidad en el lodo deshidratado. Los lodos de otros investigadores poseen pH próximos a la neutralidad al igual que nuestros lodos (Tabla 4.1). La conductividad eléctrica disminuye con la deshidratación del lodo, quizás debido a la eliminación de sales en el agua de deshidratación o quizás por la precipitación las sales en complejos minerales u órgano-minerales durante el proceso; sin embargo, los datos de conductividad indican que nuestros lodos son más salinos respecto a otros lodos (Tabla 4.1). El porcentaje de materia orgánica, nitrógeno y carbonato equivalente se incrementan con la deshidratación del lodo, esto podría ser debido a la liberación de estos elementos a partir de formas recalcitrantes (Pascual *et al.*, 2007) o bien por efecto de concentración del lodo. Tanto lodo líquido como, sobre todo, lodo deshidratado poseen niveles de materia orgánica y nitrógeno superiores a los obtenidos por otros investigadores (Tabla 4.1); a pesar de ello, la relación C/N resulta similar o inferior a otros lodos, situándose en nuestro caso entorno a 5.6 frente a 7.3 (de media) de los otros investigadores (Tabla 4.1). Los niveles de fósforo total en el lodo líquido son casi 2.5 veces superiores a los del lodo deshidratado, por lo tanto, en algún paso intermedio debe perderse gran cantidad de fósforo, posiblemente durante la eliminación del agua de deshidratación. El lodo deshidratado posee niveles de fósforo total similar a los descritos por Criquet y Braud (2008).

Muestra		Lodo líquido digerido	Lodo deshidratado	Lodo deshidrat. de Stabnikova <i>et al.</i> , 2005.	Lodo deshidrat. de Criquet y Braud, 2008	Lodo deshidrat. de Brunetti <i>et al.</i> , 2007	Lodo deshidrat. de Fernández <i>et al.</i> , 2007
Humedad	%	97.9	81.5	80,2	85.5	-	-
Humedad seco	%	14.1	14.5	-	-	-	15.4
pH ¹	(H ₂ O)	6.8	7.0	8.0	6.8	6.8	7.0
C.E. ²	(Sm ⁻¹)	10.2	7.6	2.1 (1/10)	-	-	1.5
M.O. ³	%	74.99	86.12	-	71.7	55.7	59.2
M.O. ⁴	%	77.62	91.15	72.4	-	-	-
Nitrógeno	%	7.21	7.50	5.9	5.4	3.4	3.6
C/N ¹		5.3	5.7	-	6.6	8.2	8.3
C/N ²		5.4	6.1	6,1	-	-	-
CO ₃ Ca equ4.	%	4.22	6.98	-	-	-	-
P total	(g/kg)	151.2	67.6	-	78.9	-	13.43
K asimilable	(g/Kg)	8,68	1,57	-	-	-	-

Tabla 4.1.- Características analíticas de nuestros lodos en comparación con lodos de otros autores. ¹: pH en suspensión suelo/agua (1/3). ²: Conductividad eléctrica en suspensión suelo/agua (1/5) ³: Materia orgánica medida vía húmeda. ⁴: Materia orgánica medida por combustión a 450°C.

4.1.2.- Co-compost

El proceso de co-compostaje se realiza en pilas de unos 2-3 metros de altura por 3-4 metros de base; estas pilas se componen de lodos deshidratados de aguas residuales y de restos de poda (como agente estructurante y como sustancia a compostar), en relación 1/1 en la empresa Biomasa del Guadalquivir SA (Fotografía 4.2).



Fotografía 4.2. Área de compostaje, Biomasas del Guadalquivir SA.

Las pilas se voltean periódicamente para favorecer la aireación de los productos y evitar posibles fermentaciones anaerobias. El co-compost se incubaba durante el tiempo necesario para que se desarrollen las 4 etapas del compostaje: fase mesófila inicial, fase termófila, fase mesófila final y maduración. Nuestras muestras fueron tomadas de distintas pilas con entorno a 10-11 meses de maduración. La fracción inferior a 2 mm (tierra fina) es la más activa biológicamente hablando (Bronick y Lal, 2005) y, por tanto, nos proporcionara mayor información sobre los procesos edáficos que acontecen. Tras la homogenización del co-compost se realizó una analítica básica a esta fracción, los resultados vienen recogidos en las Tablas 4.2, 4.3 y 4.4.

Muy gruesa	ARENA (%) ¹					LIMO (%) ²		ARCILLAS ³ (%)	UNIFIED ⁴ (%)
	Gruesa	Mediana	Fina	Muy fina	Grueso	Fino			
3.6	2.5	2.7	5.0	5.4	9.5	38.7	32.6	83.6	

Tabla 4.2.- Textura de la fracción de co-compost inferior a los 2mm. ¹: 2mm - 50µm; ²: 50µm - 2µm; ³: < 2µm; ⁴: < 75µm.

Según Amellal *et al.* (2001), la mayor diversidad de microorganismos y la mayor biomasa se sitúa a nivel de las fracciones pequeñas de suelo, de este modo limo fino y arcilla son los hábitats prioritarios para las colonias bacterianas. El fraccionamiento granulométrico del co-compost muestra un elevado contenido de limo (48.2%) y arcilla (32.6%), lo que le confiere un carácter franco-arcillo-limoso.

La materia orgánica (27.24%) resulta ligeramente inferior a la considerable para un compost (Tabla 4.3) (BOE 171, de 19 de Julio de 2005), sin embargo existen una serie de razones que justifican este bajo nivel de carbono orgánico:

-Para su cálculo se uso un factor de 1.724 x carbono orgánico total, similar al aplicado para los suelos, sin embargo algunos investigadores utilizan el factor 2.000 x carbono orgánico total para este tipo de productos, originado en este caso un porcentaje de materia orgánica del 31.6%.

-La medida de la materia orgánica por calcinación asciende al 35.29%.

-Para el presente estudio se descartó la fracción entre 2cm y 2 mm. Esta fracción corresponde, en su mayoría, a restos vegetales groseros y agregados de lodos son compostar, todos ellos con gran riqueza en materia orgánica.

-Finalmente, la maduración del co-compost podría considerarse excesiva (11 meses), lo que justificaría una mayor tasa de mineralización de los restos orgánicos.

Co-compost		
Humedad original (%)	13.3	
Humedad seco al aire (%)	8.5	
Nitrógeno (%)	2.2 ± 0.1	
Materia orgánica (%) ¹	27.24 ± 3.8	
Materia orgánica (%) ²	35.29 ± 0.4	
C/N ¹	7.18	
P total (g/kg)	37,6	
P asimilable (g/kg)	3.07 ± 0.61	
Ácidos húmicos (%)	17.0 ± 0.2	
Ácidos fúlvicos (%)	28.4 ± 0.2	
% CaCO ₃ equivalente	27.4 ± 0.4	
NH ₄ ⁺ (ppm)	4612.5 ± 643.6	
NO ₃ ⁻ (ppm)	59.5 ± 7.8	
NH ₄ /NO ₃	77.5	
pH (H ₂ O) (1:2)	7.7	
pH (CIK 0,1N) (1:2)	7.6	
Conductividad mS (25°) (1:2)	9.0	
pH (pasta saturada)	7.7	
Conductividad mS (25°) (pasta saturada)	22.8	
Bases de cambio cmol ⁽⁺⁾ · Kg ⁻¹	Na ⁺	4.28 ± 0.33
	K ⁺	19.39 ± 5.32
	Ca ²⁺	21.15 ± 2.52
	Mg ²⁺	5.45 ± 0.69
	Suma bases (V)	50.27
	CIC (T)	46.35
% de Saturación bases	Sat.	

Tabla 4.3.- Características analíticas de los lodos. ¹: Materia orgánica medida por digestión en caliente. ²: Materia orgánica medida por combustión a 450°C.

El resto de propiedades químicas se asemejan a otros compost de similar naturaleza (Manios, 2004; Madrid *et al.*, 2004; Fernández *et al.*, 2007). El nitrógeno (2.2%) es ligeramente inferior a otros co-compost con restos vegetales, sin embargo resulta superior a los compost sin restos vegetales (Tabla 4.3). La relación C/N (7.2) se sitúa ampliamente por debajo de 20 y es signo de un buen compostaje de la mezcla de lodos y restos de poda (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1992; BOE 171, de 19 de Julio, 2005; Iglesias-Jiménez *et al.*, 2008).

El fósforo total (37.6 g/kg) es ligeramente superior a los obtenidos otros investigadores (Tabla 4.5). En relación al fósforo asimilable (3.07g/kg), es similar al descrito por diversos investigadores como Larchevêque *et al.* (2006) (2.5 g/kg) y Pengcheng *et al.* (2007) (3.6 g/kg).

En relación con los ácidos húmicos y fúlvicos, la relación AH/AF (0.6) muestra una mayor cantidad de ácidos fúlvicos en relación a los húmicos, esto indica que aún queda materia orgánica por humificar; el hecho de partir de restos vegetales groseros (restos de poda de pino, olivo, setos...) de elevado contenido en lignina de difícil degradación puede

justificar la falta de madurez. Similares relaciones AH/AF fueron descritas en compost de Fernández *et al.* (2007) y Iakimenko *et al.* (1996).

El nivel de carbonato equivalente es relativamente alto (27.4%), y sin duda esta propiedad puede condicionar el comportamiento de los metales pesados una vez aplicado el co-compost al suelo agrícola.

Los compost inmaduros suelen aportar altas concentraciones de amonio (NH_4^+), ácidos orgánicos y otros compuestos que pueden resultar fitotóxicos (Busby *et al.*, 2007). En nuestro co-compost se detectan unas elevadas cantidades de amonio, si bien el nivel es inferior al de otros compost descritos (Tabla 4.5), según López-Tercero *et al.* (2005) el ión amonio proviene de los lodos de depuradoras. El ión nitrato se libera lentamente del co-compost y, por tanto, conlleva una fertilización prolongada (Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008), los niveles de nitrato de nuestro co-compost se encuentran acorde con otros compost. Acorde con el índice de madurez propuesto por Bernal *et al.* (1998), la relación $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ no debe ser inferior a 0.16 para los compost maduros, tan solo los compost de Manios (2004) y Huertas *et al.* (2006) podrían considerarse maduros respecto a esta relación, el resto de los compost, incluido en nuestro, poseen cantidades relativamente bajas de nitrato respecto al amonio (Tabla 4.5).

En relación con las bases de cambio observamos que los niveles de Na^+ y sobre todo de Ca^{2+} de nuestro co-compost son inferiores a los descritos por otros investigadores (Tabla 4.5). El nivel de Mg^{2+} entra dentro de la media de los distintos autores, mientras que el K^+ de nuestro co-compost es ligeramente superior a otros compost. La suma de bases de cambio es tan solo la mitad que la observada en otros compost (Tabla 4.5). La capacidad de intercambio catiónico puede ser signo de la madurez del compost (Iglesias-Jiménez *et al.*, 2008) dado que se incrementa durante el proceso de compostaje; un valor de 60 cmol/kg puede asegurar la madurez del compost de residuos urbanos, sin embargo, este valor dependerá del sustrato utilizado para el compost. Nuestro co-compost con un valor de 46.35 cmol/kg (Tabla 4.3) se sitúa por debajo, aunque hemos de tener en cuenta que partimos de un sustrato diferente al descrito en Iglesias-Jiménez *et al.* (2008).

El pH de los compost maduros tiende a estabilizarse en valores de pH neutros o ligeramente básicos (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008), nuestro compost (7.7) y otros compost de la bibliografía (Tabla 4.5) muestran valores cercanos a la neutralidad, signo de su relativa madurez.

La conductividad eléctrica tanto en suspensión suelo/agua (1/2) como en extracto de pasta saturada (Tabla 4.3) resulta superior a la de otros compost (Tabla 4.5); sin embargo, otros autores como Madrid *et al.* (2004) obtuvieron datos de conductividad similares.

La determinación de los metales pesados totales se realizó mediante digestión ácida en caliente, como describe la Environmental Protection Agency de USA (EPA, 2008) y la extracción de los metales pesados asimilables se realizó mediante extracción con DPTA como describen Lindsay y Norvell (1978). La comparación entre los niveles de metales pesados de nuestro co-compost (Tabla 4.4). y otros compost únicamente se puede realizar en el caso de los metales pesados totales, puesto que muy pocos investigadores estudian los metales asimilables (Elvira *et al.*, 1995). A partir de los datos

de metales pesados totales de otros autores (Tabla 4.5) podemos establecer una comparación: Nuestro co-compost tiene valores de Zn (347 ppm) relativamente bajos respecto a otros compost (1105, 825 y 1087 ppm), si bien algunos autores describen concentraciones de Zn aun más bajas que la de nuestro co-compost (150 ppm). La concentración de Mn de nuestro co-compost (289 ppm) resulta relativamente elevada puesto que solo los compost de lodos sin restos de poda muestran mayor concentración de Mn (1070 y 390 ppm). La concentración de Cu (141 ppm) del co-compost es relativamente baja respecto a otros compost (525, 318 ppm...). Los niveles de Cr (37 ppm) son inferiores a los obtenidos por Pérez-Murcia *et al.* (2006) y Manios *et al.* (2003) (95 y 118 ppm, respectivamente), sin embargo, el resto de compost tienen concentraciones de Cr inferiores. Los valores de Pb (70 ppm) y Ni (25 ppm) de nuestro co-compost se sitúan en la media, existen descritas concentraciones muy superiores (189 ppm y 1105 ppm) y muy inferiores (16 ppm y 150 ppm) para el Pb y el Ni, respectivamente. El Cd (0.8 ppm) de nuestro co-compost se encuentra entre los valores más bajos de los compost descritos. Poco se conoce en cuanto a los valores de referencia de Hg, As y Se, sin embargo nuestro co-compost muestra una concentración de Hg (0.06 ppm) muy inferior a las pocas referencias descritas, mientras el As y el Se (6.5 y 9.6 ppm, respectivamente), sucede todo lo contrario, siendo muy superiores los valores de nuestro co-compost a los descritos por Manios *et al.* (2003) en compost de lodos sin agentes estructurantes (1.9 en ambos casos).

	Metales pesados	
	Totales (ppm)	Asimilables (ppm)
Mn	288.7±10.6	7.75±0.64
Be	0.4±0.0	0.00±0.00
Ba	272.7±6.9	0.02±0.00
Sc	1.8±0.0	-
V	1.7±0.0	0.60±0.11
Cr	36.5±2.2	0.13±0.03
Co	6.0±0.3	0.14±0.04
Ni	25.0±1.6	1.43±1.15
Cu	141.2±0.9	6.54±0.83
Zn	346.6±9.0	58.64±11.60
Y	7.5±0.2	0.03±0.01
Mo	3.7±0.7	0.73±0.15
As	6.5±0.2	0.46±0.11
Se	9.6±0.8	0.03±0.01
Cd	0.8±0.0	0.13±0.03
In	0.0±0.0	0.00±0.00
Sb	0.1±0.2	0.08±0.02
Hg (ppb)	60.4±1.2	-
Au	0.9±0.0	0.02±0.00
Sn	0.4±0.0	0.06±0.01
Bi	1.7±0.1	0.05±0.01
Tl	0.1±0.0	0.00±0.00
Pb	70.3±6.1	5.04±0.71
U	3.7±0.3	0.01±0.00
Th	2.3±0.1	0.00±0.00

Tabla 4.4.- Metales pesados del co-compost

	Naturaleza del compost													
	L + RV ¹	L + RV ¹	L + RV ¹	L + AP ²	L ³	L ⁴	L ⁵	L + RV ⁶	L + HO ⁶	L ⁷	L ⁸	L ⁸	L ⁹	L + RV ¹⁰
Parámetros agronómicos														
pH	7,53	7,75	6,83	7,1	7,1	7,0	7,9	7,0	6,7	-	-	6,5	7,5	7,7
C. E. (dS/m)	4,1	6,3	2,0	7,4	3,9	-	-	5,4	5,4	-	-	5,0	4,7	-
MO (%)	62	61	58	64	31,2	50,8	-	52,9	65,2	-	-	31,7	60,8	39,0
N total (%)	2,8	3,4	-	4,0	2,4	2,18	-	2,9	3,2	1,2	2,9	2,5	2,0	0,7
NH ₄ (mg/kg)	3028	5069	-	6477	-	-	-	-	410	-	-	-	-	-
NO ₃ (mg/kg)	21	220	-	12	-	-	-	-	2341	-	-	-	-	-
NH ₄ /NO ₃	144,2	23,0	-	539,7	-	-	-	-	0,17	-	-	-	-	-
C/N	12,3	10,8	9,1	9,0	7,6	11,65	-	10,5	11,7	-	12,7	-	-	13,5
P total (g/kg)	23,3	24,6	28,9	25,0	13,9	25,35	26,0	-	-	5,4	14,1	5,6	17,4	12,3
P asimil. (g/kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,6
K (cmol ⁽⁺⁾ /kg)	10,8	10,8	7,2	10,3	-	-	-	-	-	-	-	20,3	19,6	5,7
Ca (cmol ⁽⁺⁾ /kg)	74,5	73,6	-	72,5	-	-	-	-	-	-	-	48,1	95,4	66,3
Mg (cmol ⁽⁺⁾ /kg)	19,8	32,1	-	16,5	-	-	-	-	-	-	-	5,5	21,7	3,5
Na (cmol ⁽⁺⁾ /kg)	10,9	14,3	10,9	8,7	-	-	-	-	-	-	-	10,0	24,8	-
Δ de bases	116	130,8	-	108	-	-	-	-	-	-	-	83,9	161,4	-
Metales pesados totales														
Zn (ppm)	1087	644	634	813	-	263,9	825,0	-	-	150	290	470	295	1105
Mn (ppm)	143	104	173	184	-	-	-	-	-	390	1070	117	117	-
Cu (ppm)	338	237	139	288	-	161,9	525,0	-	-	69	229	157	26,2	156
Cr (ppm)	95	18	30	10	-	22,9	118,0	-	-	-	-	16,6	19,0	21,9
Pb (ppm)	110	86	80	16	-	39,6	189,0	-	-	-	-	40,8	15,6	65
Cd (ppm)	1,5	1,2	3,6	0,8	-	-	1,5	-	-	-	-	1,6	3,0	0,8
Ni (ppm)	54	26	19	-	-	-	68,0	-	-	-	-	-	4,0	14,7
Hg (ppm)	-	-	-	-	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	0,88
As (ppm)	-	-	-	-	-	-	1,9	-	-	-	-	-	-	-
Se (ppm)	-	-	-	-	-	-	1,9	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 4.5.- Composición de co-compost de lodos de depuradora solo (L) o con restos vegetales (RV) o astas de pino (AP) o hojas de olivo (HO) ¹: Pérez-Murcia et al., 2006. ²: Huertas et al., 2006. ³: Fernández et al 2007. ⁴: Criquet y Braud, 2008. ⁵: Manios et al., 2003. ⁶: Manios, 2004. ⁷: Warman y Termeer, 2005. ⁸: Casado-Vela et al., 2006. ⁹: Pengcheng et al., 2007. ¹⁰: Larchevéque et al., 2008-

Los límites máximos de metales pesados totales en los productos fertilizantes vienen recogidos en la legislación española en el Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes (BOE 171, de 19 de Julio, 2005). Los productos fertilizantes elaborados con materias primas de origen animal o vegetal no podrán superar el contenido de metales pesados totales indicados en la Tabla 4.6, de modo que podemos clasificar los compost por clases (A, B o C): La clase A: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna A. La clase B: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna B. La clase C: Productos fertilizantes cuyo contenido en metales pesados no superan ninguno de ellos los valores de la columna C. A raíz de los datos de metales pesados arrojados por nuestro co-compost (Tabla 4.4), podemos clasificar el co-compost como clase B; puesto que, Ni, Hg y Cr posee valores inferiores a la clase A pero el resto de elementos se sitúa entre la clase A y B, no llegando ningún metal pesado a superar los límites establecidos por la clase B. Por tanto su uso está permitido, acorde con la EPA (EPA, 2007), en suelo urbano sin contacto público directo, en suelo forestal, y en la mejora de suelos para uso agrícola.

Elemento	Límites de concentración		
	Sólidos: mg/kg de materia seca		
	Líquidos: mg/kg		
	Clase A	Clase B	Clase C
Cadmio	0.7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1000
Mercurio	0.4	1.5	2.5
Cromo (total)	70	250	300
Cromo (VI)	0	0	0

Tabla 4.6.- Valores límite de metales pesados totales para los productos fertilizantes.

4.2.- Estudio de la mineralogía

Los lodos procedentes de aguas residuales poseen una proporción de material inorgánico variable, que oscila entre 44 y 77% del peso total del biosólido (Jaynes *et al.*, 2005). Hay pocos estudios realizados acerca de la mineralogía de esta fracción, sin embargo este material puede influenciar la estructura, propiedades físicas, químicas, fisicoquímicas, etc. del suelo si su fin es la aplicación como fertilizante agrícola.

En el estudio de la fracción mineral de los lodos de depuración de aguas residuales de la ciudad de Nueva York (EEUU), Jaynes *et al.* (2005) revela que en la fracción limo se detecta mayoritariamente cuarzo y feldespato y en menor medida mica, talco y caolinita; a nivel de arcillas detecta casi exclusivamente cuarzo, y tras la extracción con oxalato amónico en oscuridad, observa vermiculita, esméctita, mica, talco, caolín, algo de clorita y fosfatos de hierro. En Indiana (EEUU), Sommers (1977) estudia también los lodos de depuración y detectan cuarzo, calcita, dolomía, feldespato y filosilicatos. En Tokio (Japón), Zhang *et al.* (2004) estudiaron 2 tipos de lodos, en uno de ellos observan complejos desconocidos de Ca-P, mayoritariamente, además de cuarzo, calcita, apatito, caolinita y complejos de Ca-Al-Si; en el otro lodo estudiado, determinan la presencia de complejos desconocidos de Ca-P y de P, mayoritariamente y en menor cantidad cuarzo, caolinita, "alumina", calcita y montmorillonita. Los citados investigadores indican que la mayoría de estos minerales proceden de los suelos locales, sedimentos y otros materiales inorgánicos de origen doméstico, o industrial

En el análisis de este co-compost (< 2 cm) hemos encontrado que el 66% es material inorgánico, este porcentaje aumenta al 73% si tenemos en cuenta la fracción inferior a 2 mm (Tabla 4.3). El contenido en nitrógeno y de materia orgánica de los lodos es muy superior al del co-compost, presumiblemente debido a la mineralización de ambos elementos durante el proceso de compostaje. Podemos hablar en los lodos de un 14-25% de materia inorgánico. El aumento significativo del pH, la disminución de la conductividad eléctrica y el aumento de los contenidos de carbonatos en los lodos reflejan los cambios ocurridos durante el proceso de compostaje y tratamiento de los lodos (Tabla 4.1).

El estudio mineralógico (DRX) de la fracción inorgánica del compost revela la presencia mayoritaria (48±4%) de filosilicatos (mica potásica, clorita, caolinita, paragonita e interstratificados), seguido de cuarzo (19±3%), calcita (18±1%) y dolomía (9±2%) y menores cantidades de hematites (3±2%), goethita (3±1%), feldespato potásico (1±1%) y otros minerales, posiblemente fosfatos, de difícil determinación por su escasa cantidad y cristalinidad (Pérez-Lomas *et al.*, 2007). En el caso de los lodos, la mineralogía es algo diferente ya que aparecen cantidades significativas de fosfatos cálcicos clorados (cloroapatito) procedentes de la precipitación de derivados del fósforo (presentes en jabones y detergentes), con el calcio, y de otros derivados fosfatados como la estruvita (fosfato de magnesio y amonio), la redingita (fosfato de hierro)...

En conclusión, la mayoría de los minerales presentes en el compost y en los lodos son comunes en los suelos y sedimentos de la zona, lo que coincide con los resultados de Jaynes *et al.* (2005); otros minerales presentes, posiblemente se originen por precipitación (inorgánica y/o biológica) durante los procesos de depuración y compostaje. La diferencia de la composición mineralógica de los lodos de Granada con los lodos procedentes de

otras ciudades reside sobre todo en el porcentaje de carbonatos, mucho más elevado en nuestro caso.

5.- Estudio de los suelos

5.1.- Caracterización de los suelos seleccionados

Los datos de la Consejería de Economía y Hacienda de la Junta de Andalucía (2007) muestran que entre los principales cultivos propios de esta región se encuentra el olivar con 5.2 millones de toneladas de producción, las hortalizas con 4.7 millones de toneladas y los cereales con 2.5 millones de toneladas. También podemos encontrar otros cultivos casi exclusivamente andaluces (a nivel de España) como son los cultivos subtropicales cuya mayor extensión se encuentra ubicada mayoritariamente en la costa de Granada y Málaga, y minoritariamente en las Islas Canarias, y que pese a la presión urbanística a la que son sometidos, todavía existe un complejo sistema logístico que surte las despensas españolas y europeas (Larrubia-Vargas, 1991). Su auge se situó en los años 89-90, no obstante, se cree que la actual situación mundial podría desembocar en una nueva etapa dorada en el cultivo de fruto subtropical.

Tal diversidad de cultivos en la autonomía andaluza nos inclinó al estudio de diferentes suelos agrícolas en cuanto a su origen, cultivo, tratamiento, etc. de modo que se pudiera obtener una pequeña representación de la variedad agrícola andaluza. Se seleccionaron cuatro suelos, dos suelos bajo cultivo de olivar y otros dos suelos bajo cultivos subtropicales. Los dos suelos de olivar fueron muestreados en Jaén, un suelo desarrollado denominado *Hypocalcic Luvic Calcisol* que a partir de ahora nombraremos como **suelo K** y otro suelo poco desarrollado, un *Hypocalcic Calcisol* que nombraremos a partir de ahora como **suelo L** (Tabla 5.1). Los otros dos suelos fueron muestreados en la costa de Granada, uno poco desarrollado y actualmente en barbecho denominado

Epigleyic Fluvisol que nombramos como **suelo M** y otro poco más desarrollado y posiblemente recién abonado, constitutivo de una terraza de origen antrogénico, denominado *Haplic Regosol* y que denominaremos como **suelo N** (Tabla 5.1).

Suelo	K	L	M	N
<i>Diagnostic horizons</i>	- Argic horizon (de 33 a 90 cm) - Calcic horizon (de 33 a >106 cm)	- Calcic horizon (de 22 a 41 cm) - Cambic horizon (de 42 a 70 cm)		
<i>Diagnostic properties</i>	Secondary carbonates (de 33 a >106 cm)	Lithological discontinuity	Gleyic colour pattern (de 15 a >60 cm)	
<i>Diagnostic materials</i>	- Calcaric material (de 20 a >106 cm) - Mineral material	- Calcaric material (todo el perfil) - Mineral material	- Calcaric material (todo el perfil) - Fluvic material - Mineral material	- Calcaric material (todo el perfil) - Mineral material
<i>Formative elements for second-level units</i>	Calcaric Chromic Cutanic Hypereutric Luvic Episiltic	Hypocalcic calcaric Cambic Hypereutric Ruptic Siltic (Epi- y Endo-)	Endoarenic??? calcaric Hypereutric Fluvic Epigleyic	Calcaric Hypereutric??? Haplic
Clasificación	Hypocalcic Luvic Calcisol (Siltic, Chromic)	Hypocalcic Calcisol (Siltic)	Epigleyic Fluvisol (Calcaric, Hypereutric)	Haplic Regosol (Calcaric, Hypereutric?)

Tabla 5.1.- Clasificación de los suelos en el *World Reference Base for Soil Resources* (FAO, 2006: First update 2007)

A continuación se muestran las fichas edáficas de los cuatro suelos seleccionados, en ellas exponemos su situación, caracteres macromorfológicos y datos analíticos.

5.1.1.- Suelo K

(i) Características generales (Delgado Calvo-Flores, 1983)

Clasificación: Hypocalcic Luvic Calcisol (FAO, 2006: First update 2007).

Fecha de muestreo: 3 de Junio de 2006.

Ubicación: En la carretera desde Jaén a Villanueva de la Reina a unos dos kilómetros de la estación de Espeluy.

Coordenadas UTM: 4258-42097.

Altitud: 270 metros.

Orientación: Noreste.

Posición fisiográfica: Pendiente cóncava muy suave en una llanura de erosión antigua (Glacis). Terraza aluvial alta.

Forma del terreno circundante: De plano a ondulado.

Microtopografía: Albardones artificiales.

Pendiente: Clase 2, suavemente inclinado.

Vegetación/uso: Cultivo olivar en el que se aprecia tratamiento con herbicidas muy intenso, vegetación escasa o nula. Labor prácticamente nula.

Material originario: Conglomerado constituido por cantos, arenas y limos aluviales, que no aparecen cantos ni grava en todo el perfil.

Drenaje: Clase 1. Drenado escaso.

Condiciones de humedad: Húmedo hasta los 55 cm.

Pedregosidad: Clase 0. Muy pocas piedras.

Afloramientos rocosos: Clase 0. Ninguno.

Erosión: Hídrica en pequeños surcos, eólica moderada.

Influencia humana: Cultivo de olivar.

(ii) Descripción de los horizontes del suelo (Delgado Calvo-Flores G, 1983).

Horizonte	Profundidad	Descripción
Ap1	0-20 cm	Color rojo amarillento (5YR 4/8) en seco y pardo rojizo (5YR 4/4) en húmedo, sin manchas de color, textura franco arcillo limosa con poca grava; estructura en bloques subangulares, medianos, moderada, adherente, plástico, muy firme y duro; no cutanes; porosidad abundante con frecuentes poros vesiculares de todos los tamaños, continuos, caóticos, expedito e impedido; poros intersticiales y poros tubulares finos y medianos, caóticos, impedido y expedito; las gravas señaladas en la textura son en su mayoría nódulos endurecidos, muy pocos nódulos pequeños y grandes de unos 0.7 cm a 1.5 cm, duros, esféricos, de color rosáceo y calcáreos; matriz ligeramente calcárea; debido al apelmazamiento por acción del rulo, este horizonte presenta una primera capa de unos 2 cm, cementada y con estructura laminar; actividad biológica ligera, escasísimas raíces muy finas; límite plano y abrupto con el horizonte subyacente.
Ap2	20-33 cm	Color rojo oscuro (2,5YR 3/6) en seco y pardo rojizo oscuro (2,5YR 3/4) en húmedo; textura franco-arcillo-limosa con un 5% de grava; estructura en bloques subangulares finos, fuerte, muy adherente, muy plástico, friable y duro; cutanes continuos de diferente espesor recubriendo gravas, poros y caras de agregados de arcilla y hierro; porosidad mucho más escasa que en el horizonte anterior, con pocos poros tubulares, finos, continuos, horizontales y muy poco vesiculares, caóticos, la mayor parte de grava corresponde a nódulos calcáreos muy duros; muy pocos nódulos de 0.7 a 1.5 cm de diámetro, duros, esféricos, color rosado, calcáreos; actividad biológica mucho menor que en el horizonte anterior; escasísimas raíces finas y muy finas; límite neto y plano con el horizonte subyacente.
Btk1	33-65 cm	Color rojo (2,5YR 4,5/8) en seco y rojo (2,5YR 4/6) en húmedo, con manchas de color blanco; textura franco-arcillo-limosa con grava ≈35% que corresponde a nódulos calcáreos muy duros; estructura en bloques subangulares, de finos a medianos, fuerte, adherente, ligeramente plástico, firme y duro; cutanes discontinuos, delgados de arcilla y óxidos de hierro, de colores amarillos y rojizos, en cavidades y rodeando cantos; porosidad algo más abundante que en el horizonte anterior, con pocos poros tubulares, horizontales y poco vesiculares, caóticos; frecuentes nódulos, ≈30% en peso, grandes de ≈1.5 cm y también menos frecuentes pequeños, duros, esféricos, de color blanco amarillento de carbonato cálcico; fuertemente calcáreo; escasísimas raíces finas y muy finas; límite plano y neto con el

		horizonte subyacente.
Btk2	65-90 cm	Color rojo oscuro (2,5YR 3/6) en seco y rojo (10R 4/6) en húmedo con manchas de color blanco amarillento de carbonatos; textura franco-arcillosa con grava, que corresponden a nódulos de carbonatos endurecidos; estructura en bloques subangulares medianos, fuerte, adherente, ligeramente plástico, firme y duro; cutanes discontinuos, espesos, de color rojizo, sobre caras de agregados recubriendo cavidades y cantos; porosidad mucho menor que en los horizontes anteriores con poros vesiculares y poros tubulares, caóticos; nódulos calcáreos, en 17%, pequeños, duros, esféricos, de color blanco rosado; fuertemente calcáreo; no actividad biológica ni raíces; limite abrupto y plano con el horizonte subyacente.
BCtk	90-106 cm	Color rojo oscuro (2,5YR 3/6) en seco y rojo (10R 4/6) en húmedo con abundantes manchas de color blanco y blanco-rojizo; textura franco-limosa, más arenosa en las manchas de color debido a la recristalización de carbonatos; estructura en bloques subangulares medianos, fuertes, no adherente, no plástico, a excepción de pequeñas bolsadas, firme y duro; cutanes zonales, delgados, de color rojo algunos, sobre todo huecos y recubriendo cantos; algunas partes del horizonte se encuentran cementadas por los carbonatos; frecuentes poros intersticiales, pocos tubulares y vesiculares; abundantes nódulos calcáreos (encostramiento nodular) de tamaño variable entre 0.5 y 2 cm; duros en su mayoría; los de mayor tamaño suelen ser aglomerados de pequeños con matriz calcárea blanda; esféricos los pequeños, irregulares los de mayor tamaño, de color blanco y amarillo rojizo; fuertemente calcáreos; límite neto y plano con el horizonte subyacente.
Ck	>106 cm	Color rojo (2,5YR 4/8) en seco, y rojo (2,5YR 4/8) en húmedo, con manchas de color blanco grandes; textura franco-limosa debido a las zonas de acumulación de carbonatos; estructura masiva, no adherente, no plástico, muy firme, muy duro; no se advierte cutanes; cierta cementación por los carbonatos; porosidad escasísima con muy pocos poros vesiculares y tubulares; abundantes nódulos calcáreos (encostramiento masivo), gran parte de la matriz está constituida por carbonato cálcico, existe un 20% aproximadamente de nódulos redondeados pequeños <0.5 cm, duros y de color blanco, el resto de carbonatos forman parte de la matriz y le confieren al horizonte una cierta cementación; fuertemente calcáreo.

(iii) Datos analíticos

Horizonte	Prof. cm	Grava %	Arena			Limo %	Arcilla %	Unified (<75µm)
			Total gruesa %	Total fina %	Arena total %			
Ap1	0-20	2.30	2.30	19.17	21.47	43.60	34.92	78.50
Ap2	20-33	4.60	1.58	17.02	18.60	42.52	38.89	81.41
Btk1	33-65	35.0	4.33	13.92	18.25	31.26	50.48	81.74
Btk2	65-90	17.0	12.52	10.20	22.72	27.05	50.24	77.29
BCtk	10-106	30.0	17.69	8.04	25.73	39.24	35.03	74.27
Ck	>106	27.0	22.05	11.45	33.50	40.59	25.90	66.49

Horizonte	pH (H ₂ O)	C.E. Sm ⁻¹	CO ₃ ²⁻ %	C.O. %	N %	C/N	P ppm	Bases y capacidad de cambio (meq/100g)				
								Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	CIC
Ap1	8.2		10.6	1.39	0.19	7	15	1.20	1.02	Sat.	1.46	29.36
Ap2	8.3		16.5	0.79	0.13	6	2	0.97	0.57	Sat.	1.64	28.27
Btk1	8.4	0.35	35.2	0.32	0.04	8	8	0.76	0.32	Sat.	1.15	24.00
Btk2	8.3		35.7	0.25	0.03	8	7	0.87	0.32	Sat.	1.24	26.10
BCtk	8.5		67.7	0.10	0.01	10	7	0.76	0.19	Sat.	0.90	11.52
Ck	8.5		75.7	0.10	0.01	10	15	0.87	0.13	Sat.	0.94	8.70

5.1.2.- Suelo L

(i) Características generales (Delgado Calvo-Flores, 1983)

Clasificación: Hypocalcic Calcisol (FAO, 2006: First update 2007).

Fecha de muestreo: 1 de Junio 2006.

Ubicación: Carretera desde el cortijo "Casas de Hurtado" a Lupión, margen izquierda a unos 500 m del citado cortijo.

Coordenadas UTM: 475-42098.

Altitud: 350 metros.

Orientación: Noroeste.

Posición fisiográfica: Pendiente convexa de la zona alta de una ladera, en el contacto entre esta y la meseta del cerro.

Forma del terreno circundante: De fuertemente ondulado a colinado, las zonas altas de las colinas son más competentes.

Microtopografía: No apreciable porque el suelo se trata con rodillo.

Pendiente: Clase 2, suavemente inclinado 4-5%.

Vegetación/uso: Cultivo olivar; para la eliminación de las malas hierbas se trata con herbicida y se aplastan con rodillo, no existe sotobosque de crucíferas y gramíneas bajo los olivos. El suelo no se rotura tampoco; el desarrollo del olivar es bueno.

Material originario: Margas blanco-amarillentas del Mioceno con influencia de derrubios de margocalizas, también areniscas del Mioceno.

Drenaje: Clase 2, imperfectamente drenado, debido a la poca permeabilidad de las margas.

Condiciones de humedad: Secos los primeros 12 cm, después húmedo.

Pedregosidad: Clase 0, ninguna.

Afloramientos rocosos: Clase 0, ninguno.

Erosión: Hídrica laminar ligera.

Influencia humana: Cultivo de olivar.

(ii) Descripción de los horizontes del suelo (Delgado Calvo-Flores G, 1983)

Horizonte	Profundidad	Descripción
Ap	0-22 cm	Color entre amarillo pálido y oliva pálido (5Y 6,5/3) en seco y oliva (5Y 5/3) en húmedo con escasas manchas de color rojizo y rojoamarillento; textura franco-arcillo-limosa, estructura en bloques angulares gruesos, fuerte, adherente, plástico, friable y muy duro; no cutanes ni superficies de presión; porosidad muy escasa con pocos poros intersticiales y muy pocos tubulares y vesiculares; muy pocos nódulos pequeños, blandos, irregulares de color amarillo y naturaleza férrica; debido al apelmazamiento por acción del rulo, este horizonte presenta una primera capa de unos 2 cm, cementada y con estructura laminar, calcáreo, muy escasa actividad biológica, muy escasas raíces finas; limite neto y plano con el horizonte subyacente.
2C1	22-41 cm	Color entre blanco y gris claro (5Y 7,5/2) en seco y oliva pálido (5Y 6/2) en húmedo, con escasas manchas de color amarillento y amarillo rojizo; textura limosa; estructura en bloques subangulares medianos, moderada a fuerte, adherente, plástico, muy friable y duro; no cutanes ni superficies de presión; porosidad más abundante que en el horizonte anterior con frecuentes poros intersticiales y pocos tubulares y vesiculares; pocos nódulos difusos de hierro; fuertemente calcáreo; no se aprecia actividad biológica; escasas raíces finas y medianas; limite neto y plano con el horizonte subyacente.
2C2	41-70 cm	Color blanco (5Y 8/2) en seco y entre amarillo pálido y oliva pálido (5Y 6,5/2) en húmedo, con manchas difusas de carbonatos y rojo amarillentas de hierro; textura franco-limosa; estructura en bloques subangulares gruesos, moderada, ligeramente adherente, plástico, muy friable y duro; no cutanes; porosidad semejante a la del horizonte anterior con frecuentes poros intersticiales y pocos vesiculares y tubulares; pocos nódulos ferruginosos pequeños, irregulares, blandos que se hacen más abundantes en el contacto con el horizonte subyacente; fuertemente calcáreo; escasas raíces finas y medianas, limite neto y ondulado con el horizonte subyacente.
3C	70-97 cm	Color entre amarillo y amarillo-oliva (2,5Y 6,5/6) en seco y pardo oliva claro (2,5Y 5/6) en húmedo con manchas de color amarillo rojizo en los contactos con el horizonte superior o inferior; textura franco limosa; sin estructura; muy friable, no adherente, no plástico y suelto; no cutanes; porosidad abundante en la que dominan los poros intersticiales; nódulos ferruginosos difusos en

el contacto con los horizontes superior e inferior; no calcáreo; muy escasas raíces finas; límite neto y ondulado con el horizonte subyacente.

4C >97 cm Color amarillo pálido (5Y 7,5/3) en seco y oliva pálido (5Y 6/3) en húmedo, con manchas amarillas, rojo amarillentas y negras; textura franco limosa; estructura en bloques angulares medianos a gruesos, fuerte, ligeramente adherente, plástico, friable y extremadamente duro; no cutanes; porosidad muy escasa con pocos poros intersticiales; nódulos ferruginosos pequeños y difusos; no calcáreo; no actividad biológica, muy escasas raíces finas; este horizonte es un nivel de margas, con una red de fracturas poligonal.

(iii) Datos analíticos

Horizonte	Prof. cm	Grava %	Arena			Limo %	Arcilla %	Unified (<75µm)
			Total gruesa %	Total fina %	Arena total %			
Ap	0-22	0.6	0.3	16.1	16.4	44.1	39.4	83.7
2C1	22-41	0.4	0.4	10.4	10.8	64.0	25.2	89.3
2C2	41-70	0.2	0.1	20.4	20.5	62.3	17.0	79.7
3C	70-97	0.0	1.2	35.4	36.5	58.7	4.7	63.6
4C	>97	0.0	0.7	19.4	20.2	61.6	18.0	80.0

Horizonte	pH (H ₂ O)	C.E. Sm ⁻¹	CO ₃ ²⁻ %	C.O. %	N %	C/N	P ppm	Bases y capacidad de cambio (meq/100g)				
								Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	CIC
Ap	7.9		45.9	0.55	0.09	7	8.5	0.92	0.64	Sat.	2.75	25.05
2C1	8.0		37.3	0.27	0.05	5	2	0.75	0.56	Sat.	3.46	15.60
2C2	7.9	0.45	28.6	-	-	-	-	0.41	0.29	Sat.	4.60	5.35
3C	8.5		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4C	7.9		21.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-

5.1.3.- Suelo M

(i) Características generales

Clasificación: Epigleyic Fluvisol (FAO, 2006: First update 2007).

Fecha de muestreo: 10 de Septiembre 2006.

Ubicación: En la vega de Motril-Salobreña, 200 m al Oeste de la antigua fábrica de celulosa.

Coordenadas UTM: 4513-40669.

Hoja topográfica: 1.055 (escala 1/100.000).

Altitud: 8 metros.

Orientación: Sureste.

Posición fisiográfica: Llanura litoral.

Forma del terreno circundante: Llanura litoral.

Pendiente: Clase 1, 0% de pendiente, llano.

Vegetación/uso: Cultivo de caña de azúcar, actualmente en barbecho.

Material originario: Material aluvial; gravas y arenas.

Drenaje: Clase 2, imperfectamente drenado.

Condiciones de humedad: Húmedo en todo el perfil.

Pedregosidad: Clase 0, ninguna piedra.

Afloramientos rocosos: Clase 0, ninguno.

Erosión: No se aprecia.

Salinidad: No.

Influencia humana: Barbecho, malas hierbas.

(ii) Descripción de los horizontes del suelo

Horizonte	Profundidad	Descripción
Ap1	0-5 cm	En seco color gris oliva (5Y 5/2) y en húmedo color gris oliva (5Y 4/2); textura franco-arenosa; estructura en bloques angulares muy gruesos, fuerte, duro, no adherente, no plástico; no presente cutanes; poros frecuentes, finos y muy finos, discontinuos, caóticos; no presenta fragmentos rocosos ni nódulos; raíces comunes, finas y muy finas, medianas escasas; límite gradual.
Ap2	5-15 cm	Color en seco gris oliva (5Y 5/2) y en húmedo gris oliva (5Y 4/2); textura franco arenosa; estructura en bloque angulares muy gruesos, fuerte, dura, no adherente, no plástico; no existen cutanes; no se encuentran fragmentos rocosos; no nódulos; raíces comunes, finas y muy finas, medianas escasas; límite neto.
C1g	15-30 cm	Color gris oliva (5Y 5/2) en seco y gris oliva en húmedo (5Y 4/2), existen manchas de color rojizas y grisáceas, siendo abundantes las primeras, lo que indica el predominio de la oxidación sobre la reducción; textura franco-arenosa; estructura aglomerada; no existen cutanes; poros escasos; no se encuentran fragmentos de roca; no nódulos; raíces muy pocas, finas y muy finas; límite difuso.
C2g	30-46 cm	En seco color gris oliva (5Y 5/2) y en húmedo gris oliva (5Y 4/2), existen manchas rojizas y grisáceas; textura franco-arenosa; estructura aglomerada; no presenta cutanes; poros escasos; no fragmentos rocosos; no nódulos; raíces muy pocas, finas y muy finas; límite neto.
C3g	46-60 cm	Color gris oliva (5Y 5/2) en seco y gris oliva (5Y 4/2) en húmedo, existen manchas de color rojizo y grisáceas, siendo más abundantes las segundas, por lo que predominan los procesos de reducción; textura franco arenosa; estructura aglomerada; no presenta cutanes; poros pocos, finos y muy finos, discontinuos, caóticos; no existen fragmentos rocosos; no nódulos; no aparecen raíces; límite brusco.
C4g	>60 cm	Color gris oliva (5Y 5/2) en seco y gris oliva en húmedo (5Y 4/2), pero al ser un horizonte muy arenoso, presenta tonos más oscuros y de colores más abigarrados; textura

arenosa; estructura de grano suelto; no presenta cutanes; poros frecuentes, exped fundamentalmente; no existen fragmentos rocosos; no nódulos; no raíces. Este horizonte se encuentra encharcado, cubierto por la capa freática.

(iii) Datos analíticos

Horizonte	Prof. cm	Grava %	Arena			Limo %	Arcilla %	Unified (<75µm)
			Total gruesa %	Total fina %	Arena total %			
Ap1	0-5	-	5.4	35.4	40.8	47.5	11.7	73.0
Ap2	5-15	-	8.0	37.1	45.1	42.8	12.0	69.5
C1g	15-30	-	3.7	41.5	45.2	46.3	8.5	73.7
C2g	30-46	-	4.5	33.0	37.5	49.5	12.9	74.9
C3g	46-60	-	1.2	47.1	48.3	46.9	4.7	71.2
C4g	>60	-	9.3	76.7	86.0	10.9	3.1	24.5

Horizonte	pH (H ₂ O)	C.E. Sm ⁻¹	CO ₃ ²⁻ %	C.O. %	N %	C/N	P ppm	Bases y capacidad de cambio (meq/100g)				
								Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	CIC
Ap1	8.4		13.4	1.22	0.13	9.4	27.8	0.80	0.12	Sat.	13.00	7.0
Ap2	8.5		13.2	0.79	0.09	8.8	5.7	1.37	0.04	Sat.	2.00	7.0
C1g	8.1	3.90	13.1	0.58	0.08	7.8	3.8	0.25	0.02	Sat.	5.67	5.0
C2g	8.2		13.0	0.74	0.26	2.8	5.3	0.96	0.03	Sat.	8.33	6.1
C3g	8.0		11.7	0.43	-	-	4.1	0.23	0.02	Sat.	4.17	3.1
C4g	8.4		9.1	0.30	-	-	3.8	0.13	0.01	Sat.	2.33	2.0

5.1.4.- Suelo N

(i) Características generales

Clasificación: Haplic Regosol (FAO, 2006: First update 2007).

Fecha de muestreo: 10 de Septiembre 2006.

Ubicación: Vega Motril-Salobreña. Camino desde el cortijo Vinuesa hasta el norte de Salobreña a unos 1.000 metros dirección Salobreña.

Hoja topográfica: 1.055 (escala 1/100.000).

Coordenadas UTM: 491-40673.

Altitud: 20-40 metros.

Orientación: Sureste.

Posición fisiográfica: Ladera abancalada de escasa pendiente.

Forma del terreno circundante: Suavemente inclinado.

Microtopografía: De arado.

Pendiente: Clase 0, llano.

Vegetación/uso: Cultivo de planta industrial. En el momento del muestreo sin cultivo y en fase de preparación.

Material originario: Mezcla de materiales de origen calizo, dolomítico y esquistoso.

Drenaje: Bien drenado, clase 4.

Condiciones de humedad: Seco en los primeros 20 cm, húmedo a partir de esta profundidad.

Pedregosidad: Clase 0, ninguna.

Afloramientos rocosos: Clase 0, ninguno.

Erosión: No se aprecia.

Influencia humana: Zona aterrada con maquinaria pesada.

Salinidad en superficie: No.

(ii) Descripción de los horizontes del suelo

Horizonte	Profundidad	Descripción
Ap1	0-7 cm	Color en seco (2,5Y 5,5/2) entre pardo grisáceo y gris pardusco claro, en húmedo (2,5Y 3,5/2) entre pardo grisáceo muy oscuro y pardo grisáceo oscuro; textura franca; estructura en bloques subangulares, finos, débiles; friable, muy duro, ligeramente adherente y plástico; no presenta cutanes; límite brusco y plano.
Ap2	7-18 cm	Color en seco (2,5Y 5/2) pardo grisáceo, en húmedo (2,5Y 3/2) pardo grisáceo muy oscuro; textura franca; estructura en bloques subangulares, débil, muy finos; suelo duro, ligeramente adherente y plástico; límite neto y plano.
C1	18-40 cm	Color en seco (2,5Y 5,5/2) entre pardo grisáceo y gris pardusco, en húmedo entre pardo grisáceo muy oscuro y pardo grisáceo oscuro (2,5Y 3,5/2); textura franca; estructura en bloques subangulares, muy finos, débiles; duro, ligeramente adherente y plástico; límite neto y plano.
C2	>40 cm	Color en seco gris pardusco claro (2,5Y 6/2) y en húmedo pardo grisáceo oscuro (2,5Y 4/2); textura franca; estructura muy débil y consistente, subangular, muy fina; ligeramente adherente, ligeramente plástico, muy friable y ligeramente duro; pocos nódulos carbonatados, pequeños, duros, esféricos.

(iii) Datos analíticos

Horizonte	Prof. cm	Grava %	Arena			Limo %	Arcilla %	Unified
			Total gruesa %	Total fina %	Arena total %			
Ap1	0-7	-	12.0	30.2	42.2	41.9	15.9	69.4
Ap2	7-18	-	11.4	32.7	44.1	41.6	14.3	69.8
C1	18-40	-	13.6	23.5	37.1	47.4	15.5	72.8
C2	>40	-	15.7	24.7	40.4	44.6	15.1	73.0

Horizonte	pH (H ₂ O)	C.E. Sm ⁻¹	CO ₃ ²⁻	C.O.	N %	C/N	P ppm	Bases y capacidad de cambio (meq/100g)				
			%	%				Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	CIC
Ap1	7.5		20.6	4.22	0.34	12.4	256.5	1.64	1.89	33.79	3.48	5.67
Ap2	7.7	4.0	20.4	1.26	0.28	4.6	188.6	1.21	0.63	31.79	1.16	10.49
C1	8.2		20.7	0.83	0.16	5.2	92.4	1.39	0.20	40.33	1.00	20.29
C2	8.2		21.0	0.52	0.16	3.3	43.1	0.85	0.20	31.23	0.83	4.96

5.1.5.- Capa arable de los distintos suelos

Para el presente trabajo únicamente se muestreó de la capa arable (20 cm superiores), por ser la zona de máxima influencia sobre el cultivo agrícola. Una vez en el laboratorio, para el estudio analítico se dejó secar el suelo a temperatura ambiente y se procedió a la selección de la fracción inferior a los 2 mm mediante un tamiz, diversos autores utilizan también la fracción inferior a los 2 mm (Van Vliet *et al.*, 1998; Caravaca *et al.*, 2005; Frouz *et al.*, 2005; Viti *et al.*, 2007). La tierra fina (< 2 mm) de la capa arable de los distintos perfiles anteriormente descritos mostró los siguientes resultados analíticos (Tablas 5.1, 5.2 y 5.3).

Suelo (<2mm)		K	L	M	N
ARENA (%)	Muy gruesa	0.9	0.0	3.5	3.2
	Gruesa	1.7	0.0	3.6	3.5
	Mediana	3.8	0.2	2.2	3.7
	Fina	11.9	5.0	5.8	11.4
	Muy fina	12.7	9.8	12.3	17.0
	Arena total	31.0	15.0	27.4	38.8
LIMO (%)	Grueso	12.9	10.2	21.9	18.3
	Fino	15.6	28.9	35.0	25.9
	Limo total	28.5	39.1	56.9	44.2
ARCILLAS (%)		40.4	45.7	15.7	16.8
UNIFIED (%)		76.2	89.3	79.6	69.4

Tabla 5.1.-Textura suelos (ver materiales y métodos)

La textura de los suelos de olivar de Jaén, *Hypocalcic Luvic Calcisol* (suelo K) y *Hypocalcic Calcisol* (suelo L), es arcillosa. Los suelos de la costa de Granada, *Epigleyic Fluvisol* y *Haplic Regosol*, (suelos M y N, respectivamente) mostraron una textura franco-limosa y franca, respectivamente (Tabla 5.1).

La mineralogía del suelo es clave para numerosos procesos edáficos, las Tablas 5.2 y 5.3 recogen la mineralogía de tierra fina y arcillas respectivamente. La tierra fina de los suelos de olivar está dominada por los laminares, principalmente, y el cuarzo, secundariamente; sin embargo, en el suelo K destaca la presencia de óxidos de hierro, mientras que en el suelo L destacan los carbonatos. Los suelos de la costa de Granada son ricos en laminares y cuarzo (cantidades similares); también destacar la elevada presencia de carbonatos y una mayor variedad mineralógica.

Las arcillas presentes en los suelos son de gran importancia por estar relacionadas con la materia orgánica (Manlay *et al.*, 2007), con capacidad de intercambio catiónico

(Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008), con punto de marchitamiento, etc. La Tabla 5.3 recoge grandes diferencias en el tipo de arcilla entre los suelos de olivar de Jaén y los suelos de la costa de Granada. En el suelo K resultan mayoritaria la Ilita seguida de la Caolinita. La práctica totalidad de la arcilla del suelo L es Esméctita. Los suelos M y N están constituidos mayoritariamente por Esméctita, aunque también poseen altos porcentajes de Mica potásica, Clorita e Interestratificados.

Tierra fina	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N
Laminares	60	56	38	33
Cuarzo	27	17	31	31
Calcita	5	17	6	11
Dolomita	0	6	8	11
Goethita	3	3	1	1
Hematites	2		3	2
Feldespatos potásico	2	1	3	1
Plagioclasas			2	7
Clorita	1		8	3

Tabla 5.2.- Mineralogía de la tierra fina de la capa arable de los suelos. Agregado desorientado.

Arcilla	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N
Esméctita	9	97	76	65
Mica potásica		3	7	12
Caolinita	11	Tr.	2	2
Interestratificados	7		7	6
Paragonito	Tr		1	2
Ilitas	68			
Clorita	5		7	13

Tabla 5.3.- Mineralogía de las arcillas de la capa arable de los suelos. Agregado orientado.

El contenido en nitrógeno y el contenido en materia orgánica denotan que los suelos L y M se encuentran más degradados que los suelos K y N, a pesar de tener respectivamente similares cultivos (Tabla 5.4). Los niveles de fósforo asimilable son variables, los suelos de la costa de Granada tienen niveles llamativamente más altos. El suelo L es el más carbonatado (43.5%), mientras que el resto de suelos muestran valores de carbonato equivalente relativamente inferiores (11.8-18.7%) (Tabla 5.4). Tanto el contenido en NH_4^{4+} y NO_3^{-} (de media 2.3 veces superior) como el contenido de ácidos húmicos y fúlvicos (3 veces superior) vuelven a indicar que los suelos K y N están menos mermados en nutrientes (Tabla 5.4). Según Leenheer (1980) la relación E^4/E^6 característica para los ácidos húmicos de los suelos maduros es menor de 5.0, a raíz de esto podemos indicar que los suelos K y M (4.5 y 4.3, respectivamente) son maduros, mientras que los suelos L y N (5.0 y 5.6, respectivamente) son inmaduros; por tanto hay cierta incongruencia en los nutrientes y madurez relativa del suelo N respecto al suelo M, posiblemente el carácter antropogénico del suelo N implique posibles enmiendas orgánicas que alterasen la madurez de su materia orgánica, y concomitantemente aumente su nivel general de nutrientes.

Los valores de pH de los suelos estudiados son ligeramente básicos, en torno a 8.0 y 8.6, condicionados quizás por la presencia de carbonatos y por los bajos contenidos en materia orgánica. La reacción del suelo es una característica fundamental del suelo que condiciona su génesis y evolución, su actividad biológica y su potencial de proporcionar nutrientes a las raíces (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008); en este aspecto resulta llamativo el pH (en KCl) de los suelos K y M (Tabla 5.4), ambos se diferencia sustancialmente del pH medido en agua, e indica una mayor capacidad de reacción. Los datos de conductividad eléctrica nos permiten distinguir a los suelos de Jaén de olivar (suelos K y L) con valores relativamente bajos y los suelos procedentes de la costa de Granada (suelos M y N) con valores de conductividad eléctrica relativamente superiores (Tabla 5.4).

En relación a las bases de cambio (Tabla 5.4) existe gran diversidad entre los suelos, de modo que el sodio de cambio es mayoritario en los suelos de la costa de Granada (N y sobre todo M, más cercano al mar). El potasio de cambio es superior en el suelo de olivar de Jaén y en el suelo N, de carácter antropogénico. El calcio de cambio resulta superior en los suelos de olivar de Jaén.

Suelo	K	L	M	N	
Nitrógeno (%)	0.30	0.11	0.13	0.21	
Materia orgánica (%)	2.58	1.22	1.81	3.33	
C/N	4.99	6.43	8.08	9.20	
P asimilable (ppm)	13.20	3.02	21.24	81.44	
% CaCO ₃ equivalente	18.69	43.50	11.86	15.05	
NH ₄ ⁺ (ppm)	10.46	4.53	5.28	12.54	
NO ₃ ⁻ (ppm)	30.2 ± 1.0	4.5 ± 0.1	4.4 ± 1.7	142.5 ± 12.6	
Ácidos húmicos (%)	0.33	0.04	0.16	0.28	
Ácidos fúlvicos (%)	0.10	0.01	0.13	0.33	
Relación E ⁴ /E ⁵	4.5	5.0	4.3	5.6	
pH (H ₂ O) (1:1)	8.6	8.0	8.3	8.0	
pH (CIK 0,1N) (1:1)	8.0	7.9	8.0	7.9	
Conductividad mS (25°)	0.50	0.45	3.95	4.00	
Bases de cambio (cmol ⁽⁺⁾ Kg ⁻¹)	Na ⁺	0.29	0.10	1.44	0.62
	K ⁺	1.68	1.49	0.26	1.39
	Ca ⁺⁺	44.51	55.49	35.33	30.94
	Mg ⁺⁺	0.99	2.63	9.22	4.61
	Suma bases (V)	47.28	59.71	46.26	37.57
	CIC (T)	23.32	29.32	10.25	12.90
% de Saturación bases	Sat.	Sat.	Sat.	Sat.	

Tabla 5.4.- Propiedades edáficas suelos

Y el magnesio de cambio está asociado a los suelos de la costa de Granada, procedente quizás de restos aluviales dolomíticos. La contribución a la capacidad de intercambio del componente mineral y orgánico varía ampliamente en función de la textura y de la composición mineralógica (Loveland y Web, 2003), de ahí que los diferentes suelos estudiados muestran gran diversidad en cuanto a la capacidad de intercambio catiónico. No obstante, hay una diferenciación clara entre los suelos de Jaén, con valores muy superiores a los suelos de la costa de Granada (Tabla 5.4).

Existe gran variabilidad entre los niveles de metales pesados asimilables de los distintos suelos estudiados (Tabla 5.5). A primera vista observamos altos valores de Ba y Se asimilable en el suelo L, altos valores de Cu asimilable en los suelos de olivar de Jaén, altos valores de Mn, Zn y Cd asimilables en los suelos de la costa de Motril y los altos valores de Pb asimilable en los suelos cercanos al tráfico rodado (K y M). En posteriores capítulos discutiremos más en detalle estos metales pesados asimilables.

En relación a los metales pesados totales (Tabla 5.5) destacar los altos valores de Cu y Cr total en los suelos de olivar, los altos valores de As y Zn total en los suelos de la costa subtropical y los altos valores de Pb y Ba en los suelos cercanos al tráfico rodado (K y M). Sin embargo, ningún suelo supera los valores máximos descritos en la legislación vigente para los suelos a emendar (Directiva 86/278/CEE y BOE 262, de 1 de Octubre de 1990) (Tabla 5.6).

	Metales pesados asimilables				Metales pesados totales			
	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N
Mn	6.88	5.90	9.74	10.69	361.7	376.3	324.1	344.5
Ba	0.90	4.58	0.14	0.38	144.3	105.5	127.1	104.4
V	0.06	0.10	0.02	0.10	36.0	30.2	25.5	26.8
Cr	0.02	0.08	0.02	0.02	34.5	27.7	20.9	20.4
Co	0.04	0.07	0.03	0.05	9.9	7.0	14.0	9.9
Ni	0.32	0.53	0.40	0.49	21.4	28.1	29.9	21.2
Cu	25.66	10.99	2.42	2.68	47.9	45.5	23.9	28.2
Zn	0.97	0.42	1.81	5.06	45.6	35.2	85.0	91.9
Mo	0.00	0.00	0.02	0.04	-	-	-	-
As	0.02	0.05	0.03	0.13	6.3	4.3	20.2	10.1
Se	0.02	0.09	0.03	0.03	1.3	1.1	3.4	1.7
Cd	0.03	0.01	0.05	0.09	0.2	0.2	0.3	0.3
Sb	0.00	0.00	0.01	0.01	-	-	-	-
Pb	9.70	1.78	6.97	3.19	61.9	12.5	43.0	31.6

Tabla 5.5.- Metales pesados suelos (ppm).

Metal	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
pH < 7 (ppm)	1	100	50	30	50	150	1
pH > 7 (ppm)	3	150	210	112	300	450	1.5

Tabla 5.6.- Valor límite de concentración de metales pesados totales permitidos en suelos según la directiva 86/278/CEE, BOE 262, de 1 de Octubre de 1990.

5.2.- Conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica representa la mayor o menor facilidad con que el suelo deja pasar el agua a través de él (Pérez Franco *et al.*, 2002). Según Nemati *et al.* (2002) la conductividad hidráulica se encuentra directamente relacionada con el diámetro medio de los agregados. Los datos de Blair *et al.* (2006) parecen arrojar conclusiones no muy prometedoras en cuanto a la evolución de la conductividad hidráulica tras la enmienda de estiércol fresco. El compostaje de los residuos orgánicos podría potenciar los efectos positivos de las enmiendas orgánicas y eliminar los efectos negativos; así, datos de Harris y Megharaj (2001) reflejan que la enmienda de co-compost de lodos de depuradora y restos de poda vegetal aumentan la estructura del suelo y, por consiguiente, la conductividad hidráulica. También se ha observado que la co-adición de yeso y lodos de depuradora aumenta significativamente la conductividad hidráulica de los suelos (Wong y Ho, 1991). A tenor de la bibliografía, podemos pensar que la conductividad hidráulica, tras la adición de compost y debido a la capacidad estructurante del compost, aumenta. Pero, también es cierto que el compost capta e incluso repele gran cantidad de agua debida a su carácter hidrófobo (Melgar, 2003). La Tabla 5.7 refleja la clasificación de la conductividad hidráulica establecida por Guitian y Carballas (1976) para los suelos, estos autores expresan los resultados como milímetros de agua percolada por hora y en base a los datos establecen una clasificación nominal.

<i>Clases</i>	<i>Conductividad hidráulica (mm/h)</i>
Muy lenta	< 1.25
Lenta	1.25 - 5.0
Moderadamente lenta	5.0 - 20.0
Moderada	20.0 - 62.5
Moderadamente rápida	62.5 - 125
Rápida	125 - 250
Muy rápida	>250

Tabla 5.7.- Valores de referencia de conductividad hidráulica (Guitian y Carballas, 1976)

En nuestra experiencia en microcosmos utilizamos únicamente la tierra fina (<2 mm) tanto de suelos como de co-compost; por tanto, el porcentaje de arcillas y limos aumenta en detrimento de las partículas de mayor tamaño. Esta tierra fina (suelo y co-compost) podría facilitar los fenómenos de compactación del suelo, originando una impermeabilización total o parcial del suelo con el consiguiente peligro de desarrollo de zonas de anoxias que resultarían contraproducentes. El objetivo en el presente apartado, es estudiar si en las condiciones del microcosmos edáfico (tamaño de partícula <2 mm) se pueden originar fenómenos de impermeabilización del suelo y, por tanto, de anoxia.

Las medidas de la conductividad hidráulica fueron efectuadas basándonos en los ensayos descritos por *United States Salinity Laboratory Staff* (1945), Guitian y Carballas (1976), Richards *et al.* (1982) y Gutiérrez-Rave (2007).

Los resultados obtenidos vienen recogidos en la Tabla 5.8. Todos los suelos y especialmente los suelos de costa subtropical, mostraron valores relativamente bajos de conductividad hidráulica

<i>t ha⁻¹ de co-</i>	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N
---------------------------------	----------------	----------------	----------------	----------------

<i>compost</i>				
0	42.9 ± 11.1	69.0 ± 0.0	8.1 ± 2.9	19.6 ± 1.4
30	26.7 ± 7.7	33.8 ± 7.4	6.5 ± 1.6	6.8 ± 1.8
60	21.0 ± 4.1	28.4 ± 6.3	6.7 ± 0.2	6.5 ± 0.0
120	16.11 ± 5.9	21.8 ± 6.0	6.0 ± 1.6	6.3 ± 0.1

Tabla 5.8.- Conductividad hidráulica (mm/h) de los distintos suelos (K, L, M y N) a distintas concentraciones de co-compost (0, 30, 60 y 120 t ha⁻¹) en tierras finas. ±SD, media de 3 ensayos independientes.

De acuerdo con la clasificación establecida por Guitián y Carballas (1976) podemos clasificar a estos suelos (0 t ha⁻¹ de co-compost):

- El suelo K mostró una conductividad hidráulica *moderada*.
- El suelo L posee una conductividad hidráulica *moderadamente rápida*.
- El suelo M posee la menor conductividad hidráulica de todos suelos estudiados, estando clasificada como *moderadamente lenta*, cercana a *lenta*.
- El suelo N arroja datos de conductividad hidráulica *moderadamente lenta* pero cercana a *moderada*, en este caso.

La conductividad hidráulica se encuentra alterada con la enmienda de co-compost a tiempo 0, de modo que el suelo recién enmendado muestra:

- La enmienda de co-compost de 30 t ha⁻¹ en el suelo K reduce un 38% la conductividad hidráulica, mientras que a 120 t ha⁻¹ la reducción de la conductividad alcanza al 62% (Figura 5.1).
- La enmienda de co-compost en los suelos agrícolas L y N reduce considerablemente la conductividad hidráulica, siendo la reducción de un 50-68% en ambos suelos, independientemente de la dosis de co-compost (Figura 5.1). Como dato positivo destacar que, como hemos mencionado, la pérdida de conductividad no se modifica en gran medida por un aumento de la dosis, aunque sí por la presencia del co-compost incluso a bajas dosis.
- Finalmente el suelo M será el menos afectado por la enmienda de co-compost, si bien partimos de un suelo poco filtrante, la enmienda de co-compost reduce la conductividad hidráulica solo entre un 19 y un 26%, según la dosis (Figura 5.1).

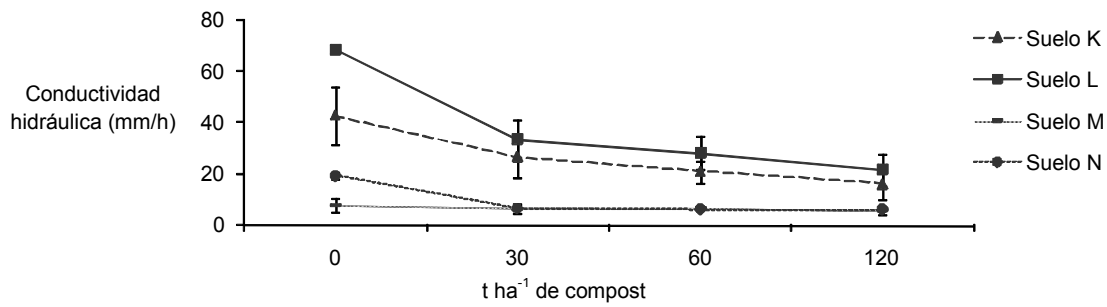


Figura 5.1.- Conductividad hidráulica (mm/h) de los distintos suelos (K, L, M y N) a distintas concentraciones de co-compost (0, 30, 60 y 120 t ha⁻¹) en tierras finas. \pm SD, media de 3 ensayos independientes.

Estos datos indican una pérdida de la conductividad hidráulica en el suelo enmendado con co-compost a tiempo 0, por lo tanto se incrementa notablemente la capacidad de retención de agua lo que contribuye a reducir la percolación en profundidad y reduce las pérdidas por filtrado (Melgar, 2003; Thierfelder *et al.*, 2005; Pyey y Shukla, 2006; Ahn *et al.*, 2008). A pesar de observar este fenómeno, podemos adelantar que en posteriores capítulos se observa que la producción de lixiviados se verá afectada por la incubación y/o altas temperaturas, que serán claves para el desarrollo de una estructura edáfica en el suelo enmendado.

5.3.- Estudio relación higrómetro y humedad del suelo

Con el objetivo de controlar las condiciones de humedad los suelos durante la experiencia en los microcosmos edáficos se utilizaron higrómetros (tensiómetros). Estos aparatos son capaces de cuantificar la demanda hídrica del suelo mediante un registro en un manómetro. Teniendo en cuenta la diversidad de caracteres físicos, químicos y fisicoquímicos de los suelos seleccionados, se decidió estudiar para cada suelo la relación existente entre la humedad real del suelo (Humedad) y la marca en kilopascales del manómetro (Demanda hídrica). El Gráfico 5.1 muestra la representación grafica de la curva que mejor correlaciona estos datos experimentales para cada uno de los suelos estudiados.

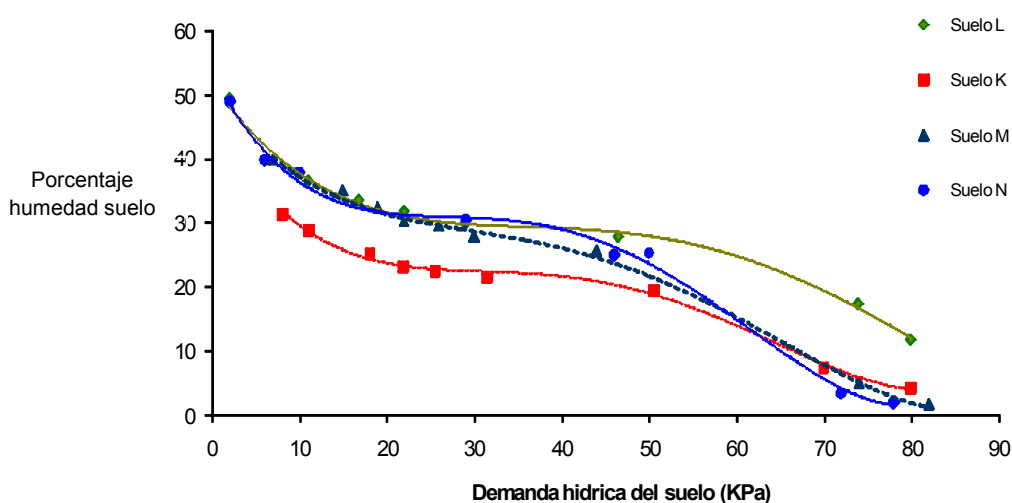


Gráfico 5.1.- Relación entre la humedad de los suelos y la demanda hídrica del suelo en KPa.

La Tabla 5.9 recoge la ecuación polinómica de cuarto grado, representada en el Gráfico 5.1, que mejor se adapta a los datos experimentales, también se incluye los valores del r^2 de cada ecuación (>0.990).

Suelo	Ecuación					r^2
	x^4	x^3	x^2	x		
K	8E-06	- 0.002	0.092	- 2.446	46.36	0.996
L	3E-06	- 0.001	0.061	- 1.922	51.70	0.991
M	6E-06	- 0.001	0.068	- 1.942	51.01	0.997
N	1E-05	- 0.002	0.113	- 2.635	53.51	0.995

Tabla 5.9.- Ecuación de la aproximación entre humedad del suelo y demanda hídrica del suelo.

En la curva se observa a primera vista la presencia de dos puntos de inflexión (Gráfico 5.1); tras la resolución de la segunda derivada de la ecuación obtenemos dos valores de X (demanda hídrica) correspondientes a los dos puntos de inflexión, y tras sustituir el valor de X en la ecuación original obtenemos los correspondientes puntos Y (porcentaje de humedad) de los puntos de inflexión. En la Tabla 5.10 se incluyen ambos puntos de inflexión.

Suelo	Punto de inflexión 1°		Punto de inflexión 2°		pF (%humedad)	
	KPa	%humedad	KPa	%humedad	33 kPa	1500kPa
	(Eje x)	(Eje y)	(Eje x)	(Eje y)		
K	30.3	21.9	63.5	8.8	23.6	10.8
L	34.1	29.3	99.2	-	30.0	17.0
M	31.7	29.2	60.0	20.9	31.2	7.3
N	25.0	30.6	75.0	-	29.8	8.0

Tabla 5.10.- Puntos de inflexión (x,y) de la ecuación entre humedad del suelo y demanda hídrica del suelo y valor de pFs de los distintos suelos.

El primer punto de inflexión se sitúa próximo al centro de la gráfica (Gráfico 5.1), en torno a los 25-45 kPa de demanda hídrica, y a nivel del eje de coordenadas Y (humedad edáfica) se aproximan mucho a la humedad a capacidad de campo (33 kPa) (Tabla 5.10). Por tanto, este punto de inflexión (1°) es, ni más ni menos, la capacidad de campo, e indica el punto donde el agua pasa de estar retenida por el suelo a encontrarse como agua libre y poder lixiviar hacia horizontes más profundos. Este nuevo punto de inflexión (que podemos redefinir como la “capacidad de campo verdadera”) es distinto para cada uno de los suelos estudiados, se sitúa a 30.3 kPa para el suelo K, a 34.1 kPa para el suelo L, a 31.7 kPa para el suelo M y a 25.0 kPa para el suelo N. No es de extrañar, por tanto, que los 33 kPa (usados teóricamente para la capacidad de campo por Richard (1954) sea un mero valor tomado como aproximación a la capacidad de campo verdadera de los suelos.

El segundo punto de inflexión (Tabla 5.10) podría tener varias interpretaciones, lo más normal es que indicase la humedad a partir de la cual el agua queda fuertemente retenida y no es disponible para las plantas, es decir, podría interpretarse con el punto de marchitamiento permanente. Sin embargo, los valores no son parecidos a los mostrados por el pF a 1500 kPa, lo que podría indicar que este segundo punto bien tiene otro significado físico distinto al punto de marchitamiento, o bien es el punto de marchitamiento, pero resulta difícilmente calculable por medio de los higrómetros.

Finalmente indicar que en el presente trabajo hemos definido por convenio los 40 kPa como presión de demanda hídrica idónea para el mantenimiento de los suelo durante la experiencia en el microcosmos edáfico, esta se sitúa por debajo de la capacidad de campo, con un porcentaje de humedad edáfica aproximado del 20.5, 28.7, 27.7 y 25.7 % en los suelos K, L, M y N, respectivamente, algo que está acorde con los niveles de humedad mantenidos por otros autores (Kelly *et al.*, 1999; Frouz *et al.*, 2005; Caravaca *et al.*, 2005; Klose *et al.*, 2006).

6.- Evolución de los parámetros edáficos en microcosmos

6.1.- Introducción

La aplicación de compost de residuos urbanos al suelo agrícola está considerada como uno de las mejores técnicas para la reducción de los residuos municipales (Nogales et al., 1998; Hseu y Huang, 2005; Moral *et al.*, 2005) y como modo de obtener una agricultura moderna y sostenible, con un producto relativamente estable e inocuo para el medio ambiente (Alburquerque *et al.*, 2007). Conlleva una fertilización del suelo económicamente más barata que la fertilización inorgánica (Sort y Alcaníz, 2001), y además, origina altos beneficios nutricionales en nitrógeno, fósforo, materia orgánica, potasio, etc.; sin embargo, puede resultar peligrosa y debe ser cuidadosamente evaluada y controlada (Ojeda Castro, 2003; Pengcheng *et al.*, 2007). Existen unas estrictas normas para garantizar la correcta aplicación de compost en zonas agrícolas, especialmente en el caso del compost elaborado a partir de lodos de depuradoras de aguas residuales (McGrath *et al.*, 1994), la legislación es más permisiva en el caso de su aplicación sobre bosques y/o zonas verdes (Pengcheng *et al.*, 2007).

Tras la aplicación del compost al suelo, la biota continúa la degradación del compost mediante la mineralización de la materia orgánica, la cual podrá ser más o menos rápida en función del clima de la zona (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008). El compost generalmente origina una fertilización de larga duración, aunque depende del clima de la zona: en zonas templadas el proceso de mineralización tiene lugar de forma muy lenta y una fracción importante de la materia orgánica se estabiliza. En ambientes cálidos, la tasa de mineralización se

incrementa de forma notable llegando incluso a desaparecer el compost como tal al año de la aplicación y permaneciendo únicamente los nutrientes minerales (Dirk y McCoy, 1993). La evolución del suelo enmendado por efecto de las temperaturas ambientales generablemente es poco estudiada. Otro aspecto importante es que según Ouedraogo *et al.* (2001), la producción agrícola está más influenciada por la naturaleza del sustrato edáfico que por la propia enmienda en sí.

La evolución de los distintos nutrientes del suelo está afectada por la potencial enmienda orgánica, por la incubación, por la temperatura de incubación, y por la naturaleza del sustrato edáfico. Así, por ejemplo la mineralización del nitrógeno se encuentra afectado según Hseu y Huang (2005) e Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado (2008) por: a) La humedad: La mineralización crece con el incremento de la humedad hasta un óptimo a partir del cual se ve perjudicada por el exceso de humedad. b) La temperatura: El óptimo de liberación se sitúa entre 10-35 °C. c) El pH: Influye sobre la actividad de microorganismos. d) La aireación promueve la actividad de microorganismos y el incremento de la mineralización, la anaerobiosis inhibe fuertemente este proceso. e) Salinidad del suelo: Los altos niveles de salinidad inhiben la amonificación y la nitrificación. f) La enmienda orgánica, por el aporte de nitrógeno tanto por la cantidad como por la forma del nitrógeno.

En el presente capítulo estudiamos cómo influye la enmienda de co-compost, el tiempo de incubación, la temperatura ambiental y la naturaleza del sustrato edáfico en la evolución de distintos parámetros químicos, físicos y fisicoquímicos. Para ello utilizaremos fundamentalmente un diseño factorial de 3^3 donde 27 muestras por suelo son evaluadas en relación a tres factores (dosis, tiempo y temperatura) en tres niveles diferentes (0, 35 y 140 t ha⁻¹; 0, 45 y 90 días; 5, 20 y 35°C). La dificultad de controlar las condiciones ambientales a campo abierto, nos lleva a la utilización del microcosmos edáficos, sistema de amplio uso entre la comunidad científica.

6.2.- Resultados

6.2.1.- Propiedades químicas y fisicoquímicas

Los niveles de materia orgánica, nitrógeno, fósforo asimilable, potasio asimilable, sodio, calcio y magnesio del co-compost son aproximadamente 6.2, 5.8, 357.8, 30.9, 18.0, 0.1 y 2.2 veces superiores, respectivamente, a los suelos agrícolas estudiados. Los datos analíticos (químicos y fisicoquímicos) de los cuatro suelos agrícolas antes y tras el ensayo en microcosmos edáfico vienen recogidos en los Gráficos 6.1, 6.2, 6.3 y 6.4, los datos numéricos son incorporados al final del presente capítulo como anexos.

El Gráfico 6.1 muestra la evolución de las distintas propiedades del **suelo K**.

La *materia orgánica* muestra un fuerte descenso con la incubación y con las altas temperaturas (círculos) tanto en suelos nativos como en suelos enmendados, mientras que a media y baja temperatura la mineralización es menor (rayas y triángulos).

El *nitrógeno total*, al igual que la materia orgánica, muestra un fuerte descenso asociado a la incubación y a la alta temperatura (círculos).

La *relación C/N* se incrementa durante la incubación debido a una pérdida proporcionalmente superior de nitrógeno. Se observa un comportamiento distinto a 20°C (triángulos) frente a las temperaturas más extremas (5° y 35°), a altas dosis de co-compost (color rojo) los 20°C muestran un mayor consumo de nitrógeno (>C/N), mientras que a bajas dosis (verde), los 20°C poseen menor ratio C/N.

El *fósforo asimilable* depende mucho de la dosis de co-compost empleada, de modo que en el suelo nativo mantiene los niveles de fósforo prácticamente invariables durante toda la experiencia. En el caso de los suelos enmendados con 35 y 140 t ha⁻¹ de co-compost se observa una pérdida de fósforo asimilable, proporcional a la enmienda, durante los primeros 45 días. Transcurrido este periodo se produce una estabilización de los niveles de fósforo, de modo que los suelos enmendados conservan grandes cantidades de fósforo asimilable respecto al suelo no enmendado. La temperatura no parece afectar significativamente al fósforo asimilable.

El nivel de *potasio de cambio* (o potasio asimilable) de los suelos enmendados es sustancialmente superior al del suelo nativo, además tiende a mantenerse a lo largo del ensayo. La alta temperatura (círculos) tiende a disminuir sustancialmente el nivel de potasio de cambio. El nivel de *sodio* de cambio aumenta con la enmienda del co-compost. Durante la incubación manifiesta una tendencia a su eliminación. A los 45 días disminuye a alta temperatura y aumenta a baja temperatura y transcurridos los 90 días el efecto de la temperatura parece desaparecer. El aumento del *calcio* de cambio por la enmienda de co-compost es mínimo, siendo el efecto de la temperatura y sobre todo de la incubación mucho más importantes. Tiende a aumentar en gran cantidad con la incubación, posiblemente por liberación desde formas recalcitrantes, y a disminuir con el incremento de la temperatura. Los niveles de *magnesio* de cambio no parecen estar demasiado influenciados por el co-compost, no obstante, parecen existir formas recalcitrantes de magnesio en el co-compost puesto que aumenta durante la incubación. El efecto de la temperatura sobre el magnesio no es muy claro. La *suma de bases* de cambio

tiende a aumentar con la incubación. Por el contrario, la alta temperatura generalmente origina una disminución en la suma de bases de cambio.

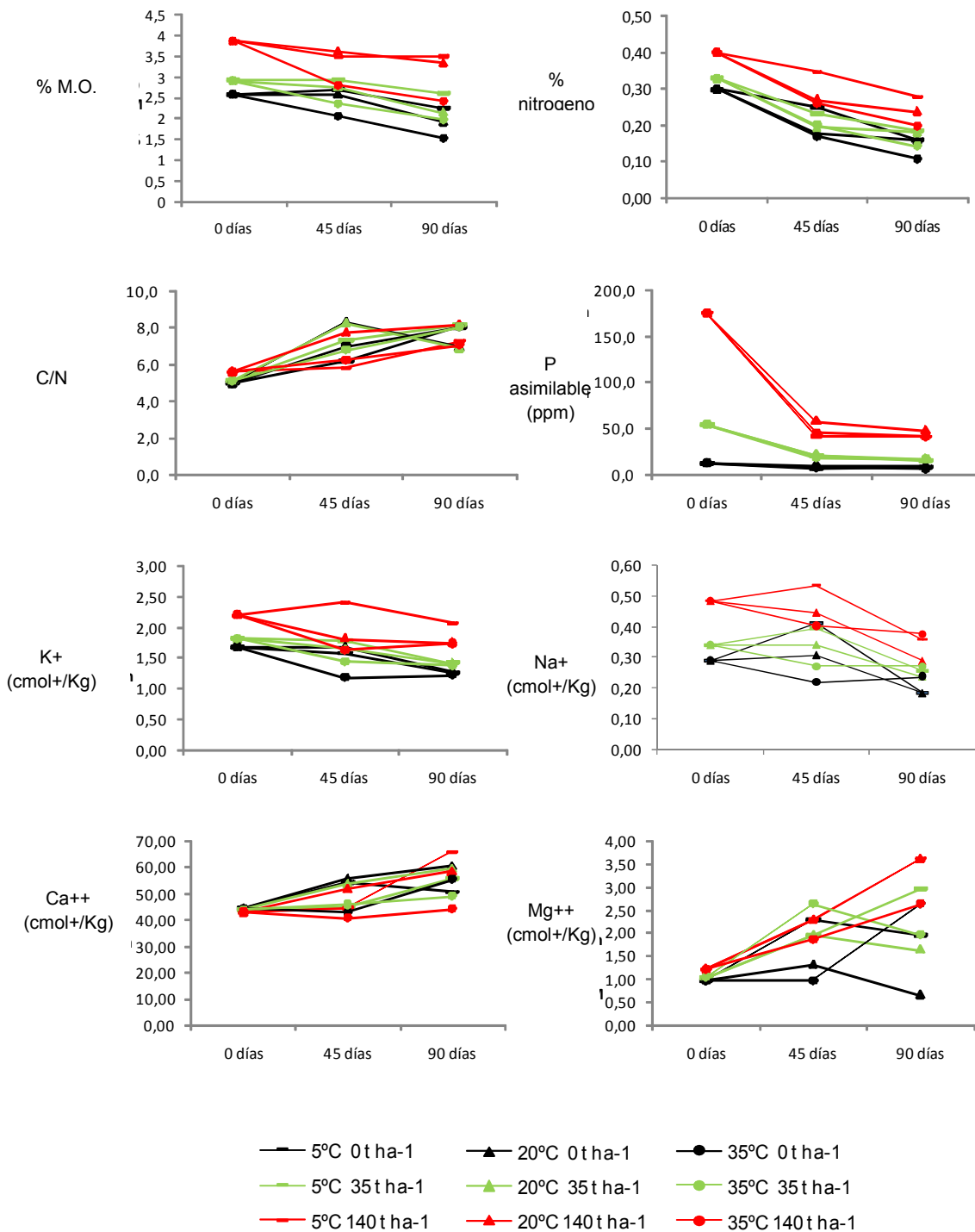
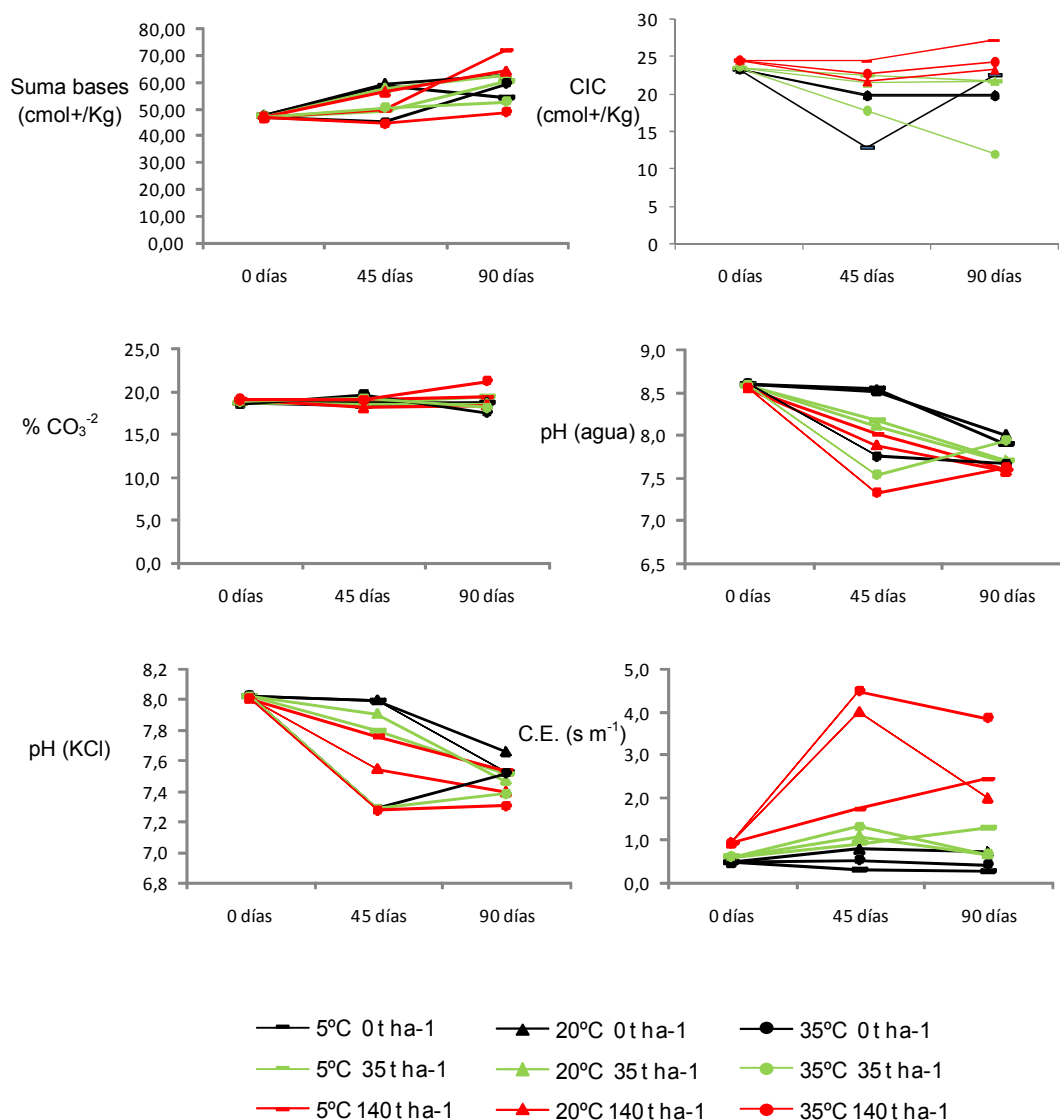


Gráfico 6.1.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el suelo K (continua...)

Continuación del Gráfico 6.1.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el **suelo K**

La *capacidad de intercambio catiónico (CIC)* es superior en los suelos con enmienda de co-compost (color rojo). Los 35°C suponen, en la mayoría de casos, un descenso significativo de la CIC (círculos).

Los niveles de *carbonato equivalente* no parecen modificarse con la incubación en el microcosmos edáfico. Únicamente destacar cierto incremento con la enmienda y la alta temperatura, lo que significa que el microcosmos con 140 t ha⁻¹ incubado a 35°C manifiesta un claro aumento en el nivel de carbonato.

La enmienda de co-compost origina, con la incubación, una bajada del *pH* del suelo. Los valores de pH llegan a situarse cercanos a la neutralidad en los suelos enmendados con co-compost, este fenómeno ocurre más rápidamente a alta temperatura. El *pH en KCl 1M* muestra un descenso paulatino durante la incubación en todas las condiciones. La alta temperatura y la enmienda con co-compost acentúa el descenso del pH (KCl); su comportamiento es similar al pH en agua.

La enmienda de co-compost incrementa enormemente la *conductividad eléctrica* y del mismo modo la incubación incrementa la conductividad. La temperatura media-alta aumenta la conductividad, siendo el efecto más llamativo a los 45 días. En el caso de los 5°C el aumento es menor pero continuo durante los 90 días.

En el Gráfico 6.2 se observa la evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos del **suelo L**.

Los niveles de *materia orgánica* del suelo L tras la enmienda de co-compost sufre un incremento muy sustancial. Durante la incubación el contenido en materia orgánica tienden a disminuir, principalmente en el suelo enmendado. El efecto de la temperatura no está muy claro.

El *nitrógeno* sufre un fuerte incremento con la adición del co-compost, especialmente a 140 t ha^{-1} . Durante el proceso de incubación se observan dos etapas bien diferenciadas, los primeros 45 días se mantienen los niveles de nitrógeno, y los segundos 45 días se observa un fuerte descenso en el nivel de nitrógeno. La alta temperatura incrementa ligeramente el consumo de nitrógeno, sobre todo en el suelo enmendado.

El *cociente C/N* esta poco influenciado por la dosis de compost, serán el efecto de la temperatura y de la incubación los factores más relevantes. Los primeros 45 días se observa un mantenimiento de este cociente, mientras que a los 90 días se observa un aumento brusco de la relación. La alta temperatura, generalmente en los suelos enmendados, tiende a incrementar sustancialmente este cociente C/N (salvo en raras excepciones).

El *fósforo asimilable* es incorporado por el co-compost en gran cantidad y tiende a desaparecer en una gran proporción durante los primeros 45 días en los suelos enmendados. Durante los segundos 45 días, los niveles de fósforo asimilable se estabilizan. El efecto de la temperatura es poco llamativo.

El *potasio* de cambio incorporado por el co-compost es elevado y permanece prácticamente invariable durante toda la experiencia, no está modificado sustancialmente por efecto de la temperatura o de la incubación. El *sodio* de cambio aumenta con la enmienda de co-compost, los primeros 45 días de incubación se observa cierta disminución y transcurridos 90 días se observa un aumento muy importante. La influencia de la temperatura en el sodio parece no existir. El co-compost no aporta apenas *calcio* de cambio, su evolución depende en gran medida de la temperatura y de la incubación, de modo que la temperatura media y alta y la incubación incrementan los niveles de calcio de cambio. El *magnesio* de cambio tampoco se incrementa con la enmienda de co-compost, se observa que la incubación origina un incremento del magnesio durante los primeros 45 días y una estabilización durante el segundo periodo; el efecto de la temperatura no está claro. La *suma de bases* de cambio se encuentra poco alterada por la enmienda de co-compost; a baja temperatura se conservan los niveles mientras que a temperatura media o alta se observa un incremento en la suma de bases de cambio.

Tanto la enmienda de co-compost como los 35°C originan un incremento de la *capacidad de intercambio catiónico*; sin embargo, durante la incubación se observa cierta disminución.

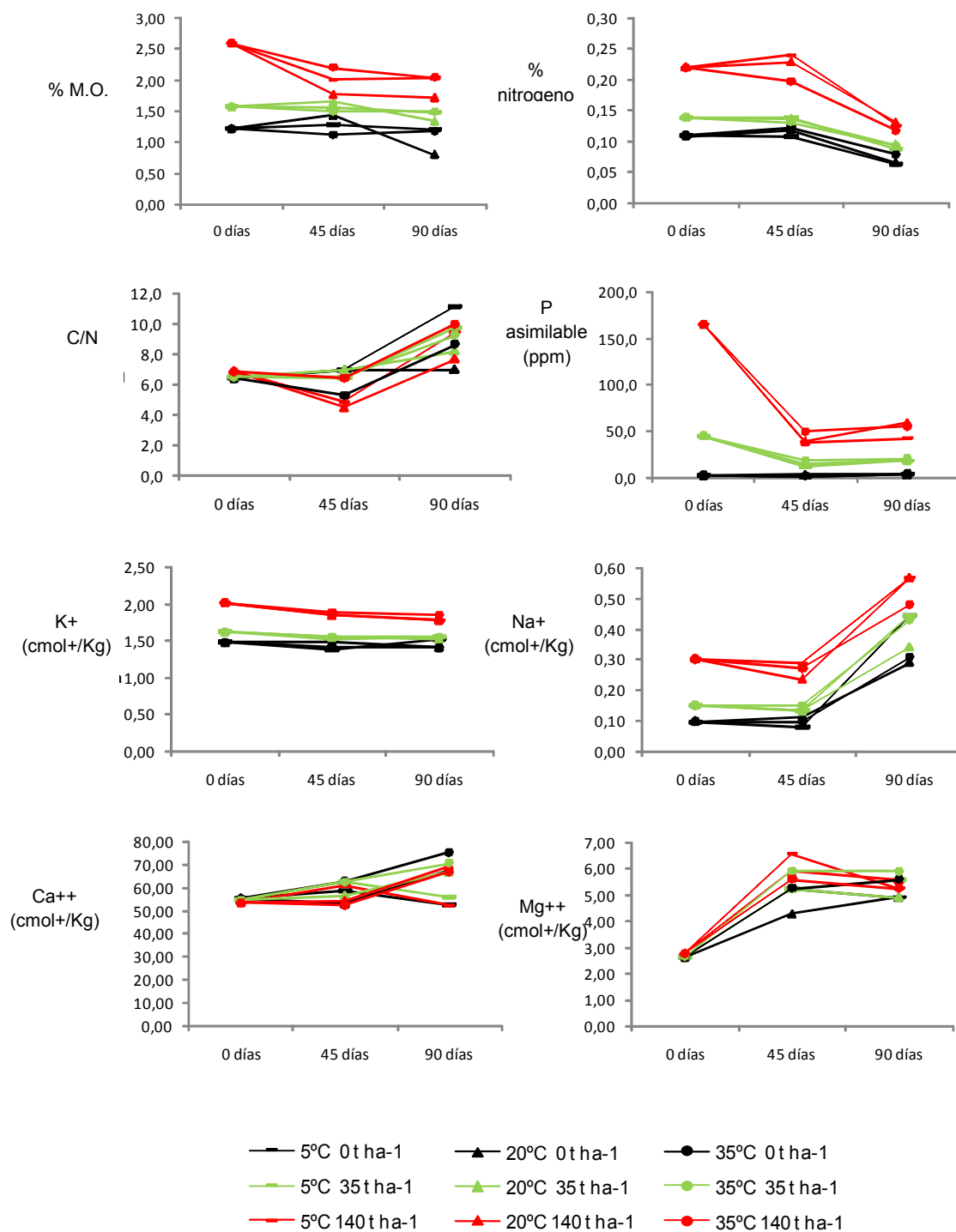
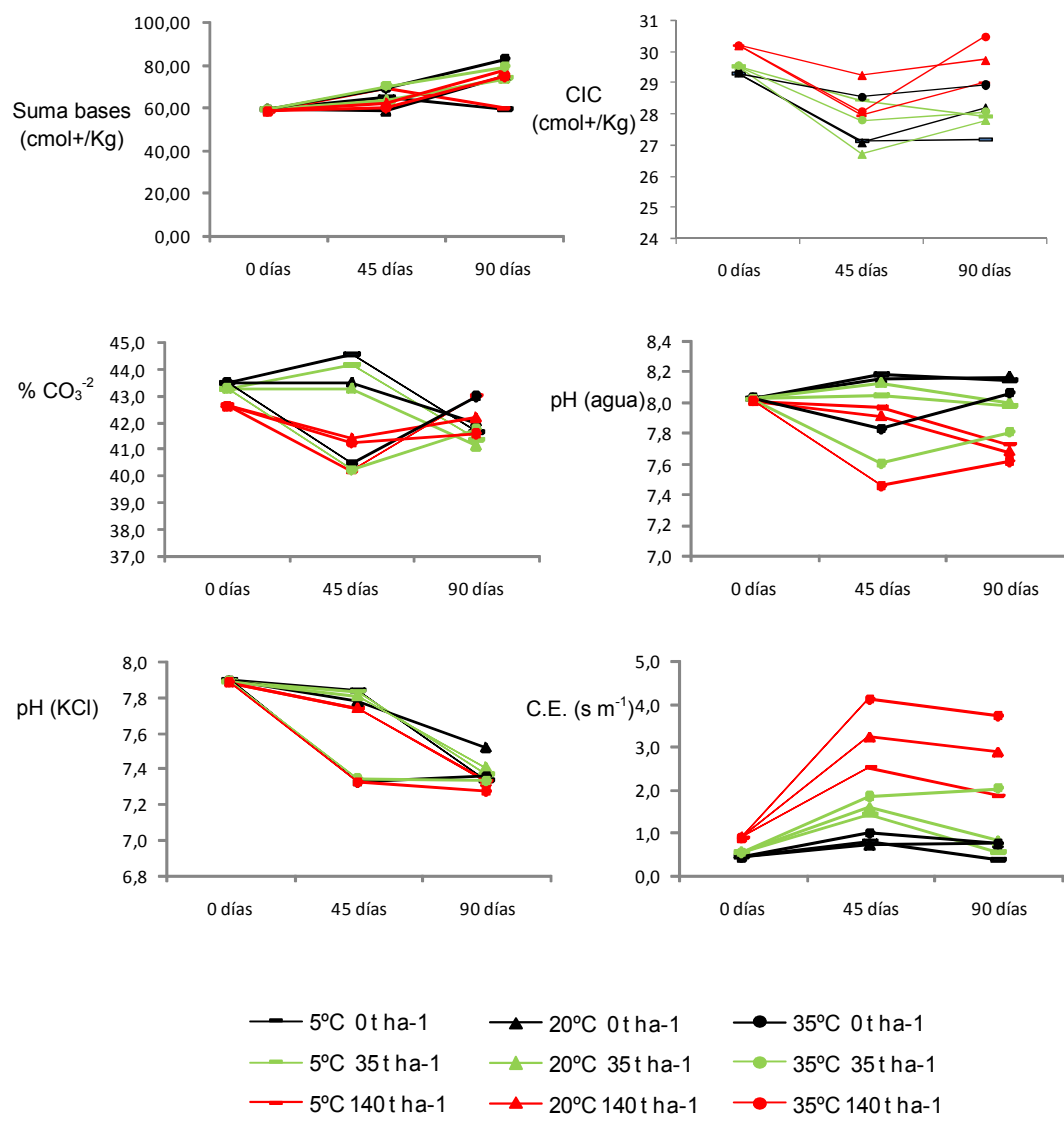


Gráfico 6.2.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el **suelo L** (continua...).



Continuación del Gráfico 6.2.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el **suelo L**.

La evolución del *carbonato equivalente* en este suelo (> 40% de carbonatos) es algo aleatoria. El co-compost *diluye* el carbonato equivalente del suelo. Durante los primeros 45 días se observa que las altas temperaturas disminuyen los niveles de carbonato mientras que las bajas temperaturas mantienen los niveles, sin embargo, en el segundo periodo se observa una evolución contraria, los suelos incubados a altas temperaturas incrementan los niveles de carbonato y los suelos con temperaturas medias o bajas reducen los niveles de carbonato.

La enmienda de co-compost, la incubación y la alta temperatura se relacionan con una disminución del pH del suelo (que es básico) hacia la neutralidad. En el caso del *pH KCl 1M* el efecto del co-compost solo es significativo a altas temperaturas y provoca un descenso brusco del pH del suelo a los 45 días, símbolo de la liberación de numerosos cationes ácidos, no obstante, transcurridos 90 días el efecto de la temperatura y la dosis es poco llamativo.

La *conductividad eléctrica* se incrementa durante la incubación, especialmente en los suelos enmendados y durante los primeros 45 días. Generalmente a mayor temperatura es mayor el incremento de la conductividad eléctrica.

La evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos del **suelo M** vienen reflejados en el Gráfico 6.3.

La *materia orgánica* del suelo M sufre un fuerte incremento con la enmienda de co-compost. La incubación del suelo enmendado parece asociarse a una ligera degradación o pérdida de materia orgánica, mientras que la temperatura elevada parece incrementar ligeramente los niveles de materia orgánica.

El *nitrógeno* se incrementa en gran medida con el aporte de co-compost. La temperatura media y alta y la incubación se asocian a una caída de los niveles de nitrógeno, siendo la pérdida proporcionalmente superior en los suelos enmendados.

La *relación C/N* no se ve demasiado alterada con la enmienda de co-compost; sin embargo, la incubación y la alta temperatura originan un llamativo incremento de esta relación.

El *fósforo asimilable* es incorporado por el co-compost en gran cantidad (colores rojo y verde). El suelo M, frente al resto de suelo, apenas sufre pérdidas de fósforo durante la incubación y el suelo enmendado mantiene prácticamente similar el nivel de fosforo asimilable durante toda la experiencia. La temperatura no muestra influencia destacable.

El *potasio* de cambio en los suelos enmendados con co-compost es sustancialmente superior, este apenas varía durante la incubación y únicamente se observa una pérdida asociada con la temperatura media y alta. Hay un ligero incremento del *sodio* de cambio con la enmienda de co-compost, durante la incubación existe una pequeña pero constante pérdida; la temperatura alta y media evitan la pérdida de sodio de cambio.

Hay poco efecto de la enmienda de co-compost sobre los niveles del *calcio* de cambio, el efecto de la temperatura es poco y algo arbitrario y tan solo se observa que tras 90 días de incubación se produce un ligero incremento de los niveles de calcio. El *magnesio* de cambio no varía con la enmienda de co-compost, los niveles permanecen prácticamente invariables durante todo el ensayo. La *suma de bases de cambio* no muestra diferencias sustanciales entre el suelo nativo y el suelo enmendado tras los 90 días, tampoco se observan cambios importantes asociados a la incubación y/o la temperatura.

La *capacidad de intercambio catiónico (CIC)* no está excesivamente alterada en este suelo, únicamente destacar un incremento de la misma con la enmienda de co-compost (rojo) y con la temperatura media (triángulos).

El *carbonato equivalente* se incrementa ligeramente con la enmienda de co-compost (color rojo). En general, se observa un incremento (algo arbitrario) con la incubación y con la alta-media temperatura.

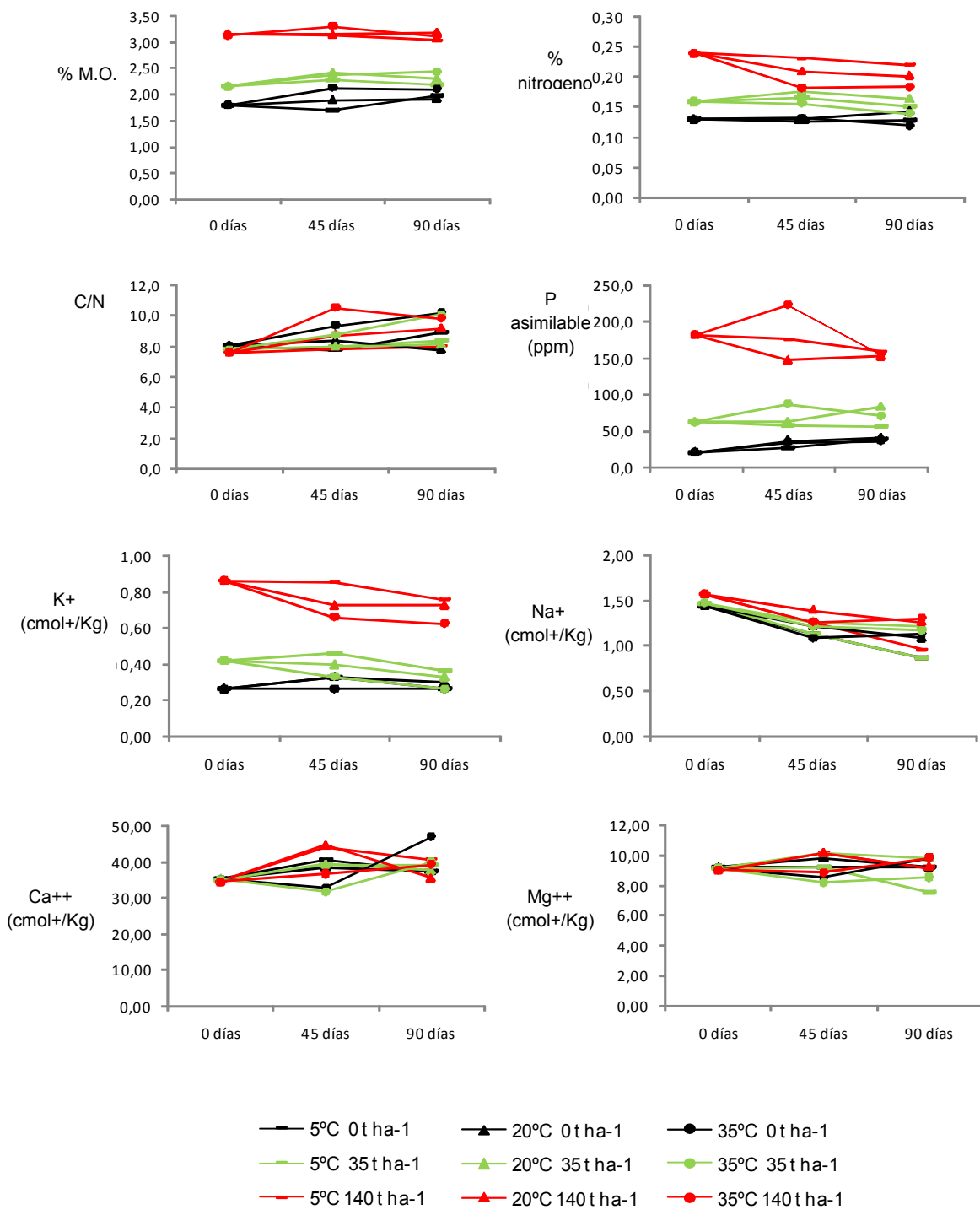
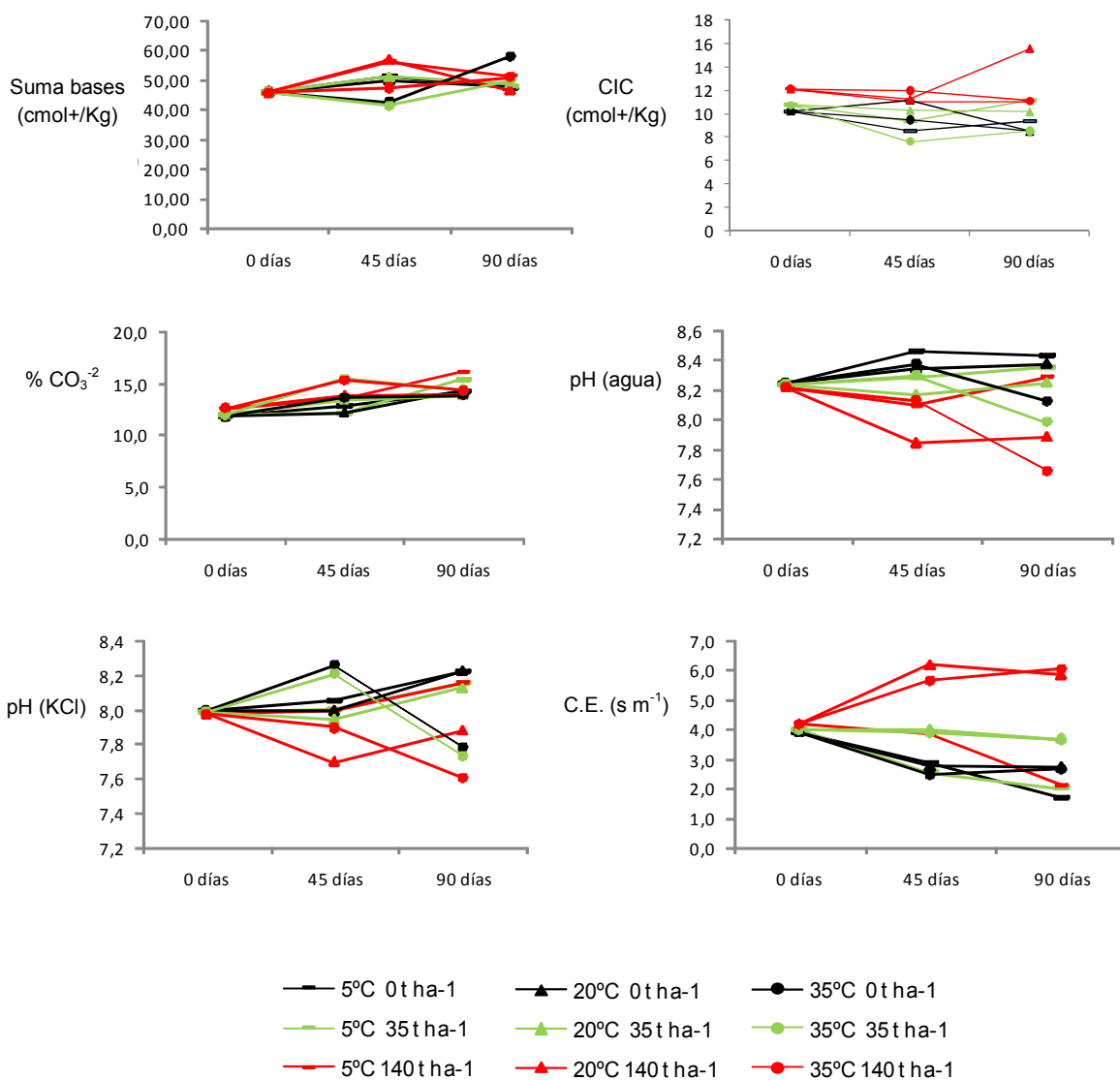


Gráfico 6.3.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el suelo M (continua...)



Continuación del Gráfico 6.3.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el **suelo M**.

El *pH* en agua, como en casos anteriores, desciende hacia la neutralidad en los suelos enmendados tras la incubación, este descenso es más acentuado a alta temperatura (círculos). La evolución del *pH en KCl 1M* es algo aleatoria a los 45 días, sin embargo transcurridos 90 días se observa que las altas temperaturas y/o la enmienda de co-compost originan una liberación de cationes ácidos al medio (< pH KCl).

La *conductividad eléctrica* depende de la dosis de co-compost, de la temperatura y de la incubación. La enmienda alta de co-compost (140 t ha⁻¹) a medias-altas temperaturas originan un incremento de la CE hasta los 45 días y un mantenimiento de los niveles entre los 45 y 90 días, la dosis media (35 t ha⁻¹) a media-alta temperatura supone un mantenimiento de los niveles durante los 90 días de ensayo y, finalmente, tanto el suelo nativo como los suelos enmendados incubados a baja temperatura (5°C) muestra un descenso de la conductividad durante todo el ensayo.

El Gráfico 6.4 resume la evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos del **suelo N**.

La *materia orgánica* se ve sustancialmente incrementada con la enmienda de co-compost. Durante los primeros 45 días los niveles de materia orgánica varían muy poco, a 5°C se conserva mientras que a 20 y 35°C se observa un ligero descenso (suelos nativo y enmendado), transcurridos 90 días hay un descenso de los niveles de materia orgánica en todas las muestras, especialmente a 35°C (círculos).

La enmienda de co-compost supone un incremento importante en los niveles de *nitrógeno*, el efecto de la incubación en el suelo nativo es poco, mientras que el efecto de la incubación y la temperatura media-alta en los suelos enmendados supone, en general, una elevada pérdida de nitrógeno.

La *relación C/N* se ve ligeramente disminuida tras la enmienda de co-compost, sin embargo, tras el ensayo las diferencias entre suelos nativos y enmendados es inapreciable. Existe una tendencia general a mantener la relación hasta los 45 días y a partir de este momento la relación se verá disminuida con la incubación. Tan solo, la alta temperatura en el suelo enmendado tiende a incrementar la relación.

El *fósforo asimilable* incorporado por el co-compost es muy considerable, no obstante, este tiende a disminuir durante la incubación, proporcionalmente a la enmienda, alcanzado el suelo enmendado, tras la experiencia, valores cercanos los del suelo nativo.

El nivel de *potasio* de cambio aumenta con el aporte de co-compost; el nivel tiende a permanecer constante durante todo el ensayo, la alta temperatura parece disminuir el contenido de potasio. También el *sodio* de cambio es incorporado por el co-compost, pero a diferencia del potasio, tiende a desaparecer levemente durante todo el ensayo, las pérdidas son generalmente superiores en el suelo enmendado. El *calcio* de cambio no se encuentra influenciado por la enmienda de compost y tiende a aumentar durante la incubación y a temperatura media. Tampoco el *magnesio* de cambio se modifica llamativamente con la enmienda; salvo en algún caso, los niveles tras 90 días permanecen similares a los niveles iniciales. La *suma de bases* de cambio no se altera en demasía con la enmienda de co-compost, mientras que la incubación y la temperatura media tienen a incrementar las bases de cambio.

Al igual que el suelo L, se observa una tendencia a la disminución de la *capacidad de intercambio catiónico (CIC)* con la incubación. La enmienda y la alta temperatura, por el contrario, incrementan la CIC.

El nivel de *carbonato equivalente* se incrementa ligeramente con la incubación y con la alta temperatura, pero no con la enmienda.

El *pH* disminuye con la incubación y con la enmienda de co-compost. Frente a otros suelos, la temperatura media será que origine una caída más drástica del pH. El *pH en KCl 1M* muestra una evolución muy influenciada por la enmienda de co-compost y por la incubación, de modo que ambas circunstancias determinan una liberación de cationes ácidos al medio.

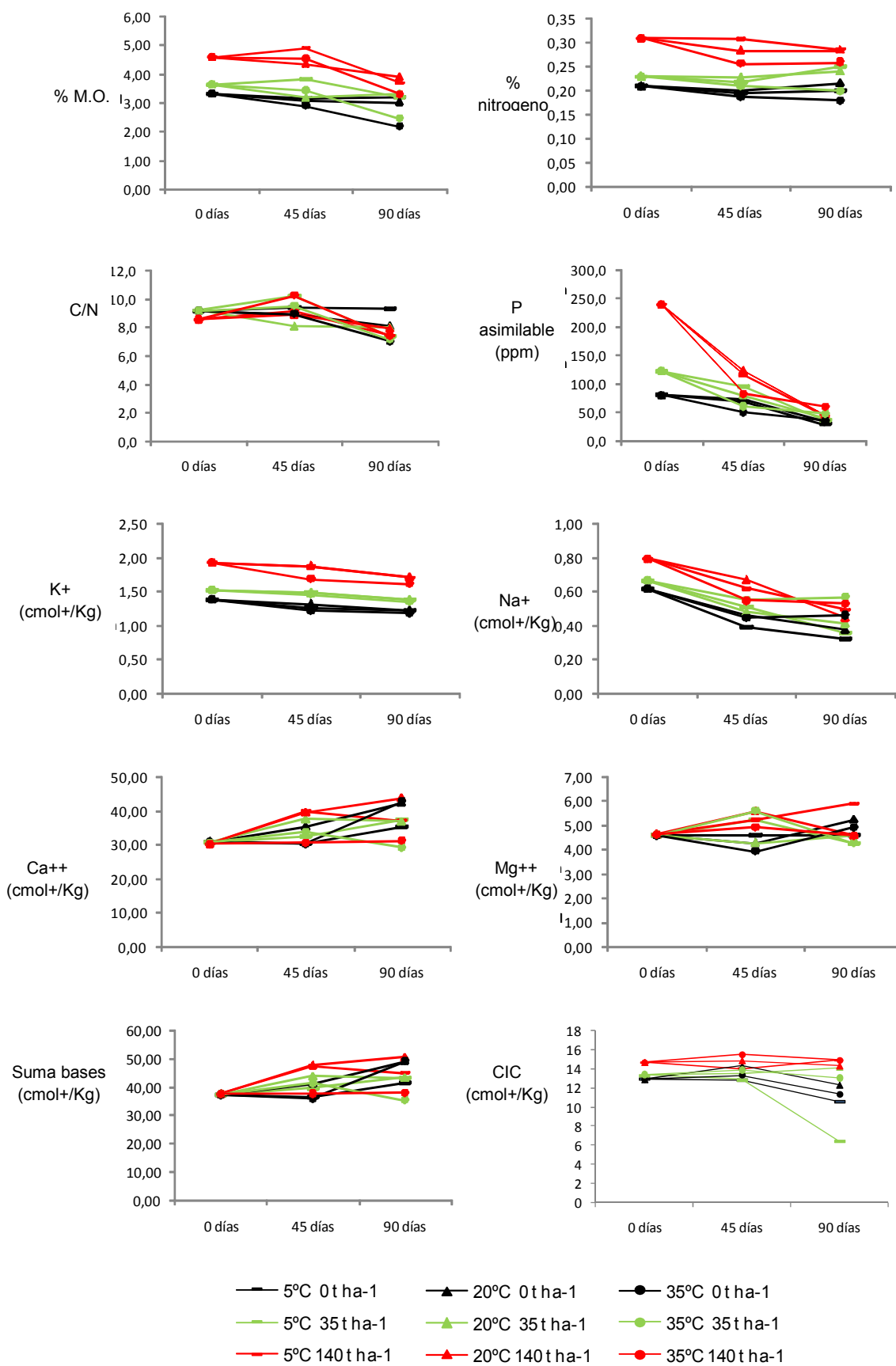
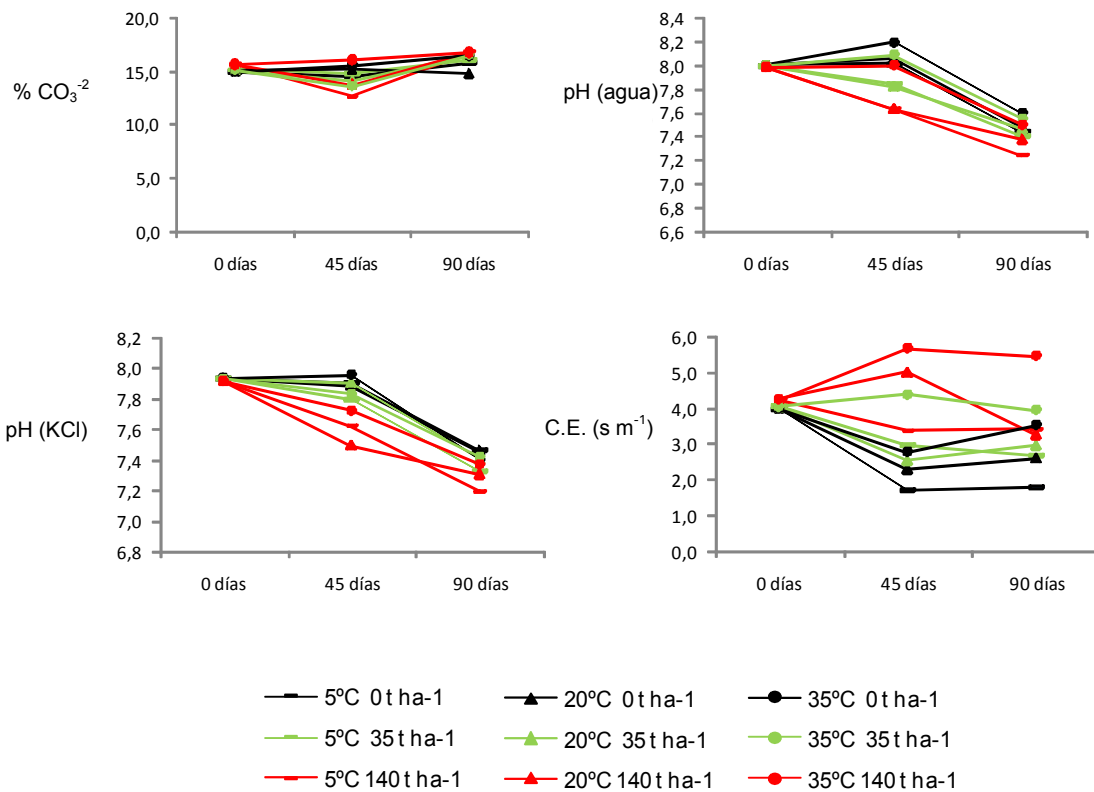


Gráfico 6.4.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el **suelo N** (continua...)



Continuación del Gráfico 6.4.- Evolución de los parámetros químicos y fisicoquímicos en el **suelo N**.

En cuanto a la *conductividad eléctrica*, la influencia de la enmienda de co-compost y la temperatura es decisiva. A mayores dosis de co-compost mayor será el incremento de la conductividad, a dosis bajas se conserva la conductividad, y en el suelo nativo la conductividad disminuye con la incubación. En relación a la temperatura, a mayor temperatura se manifiesta una mayor conductividad eléctrica.

6.2.2.- Propiedades físicas

Entre las propiedades físicas, vamos a estudiar las propiedades hídricas (capacidad de campo, punto de marchitamiento y agua útil) y propiedades espectrofotométricas (color) de los suelos (parámetros A, B, C, H y L).

6.2.2.1.- Propiedades hídricas de los suelos

El estudio de la capacidad de campo, el punto de marchitamiento y el contenido en agua útil de los distintos suelos agrícolas tras la enmienda de co-compost y posterior incubación a distintas temperaturas mostraron los resultados observados en los Gráficos 6.5; 6.6; 6.7 y 6.8. Los valores numéricos son incorporados en los anexos finales del presente capítulo.

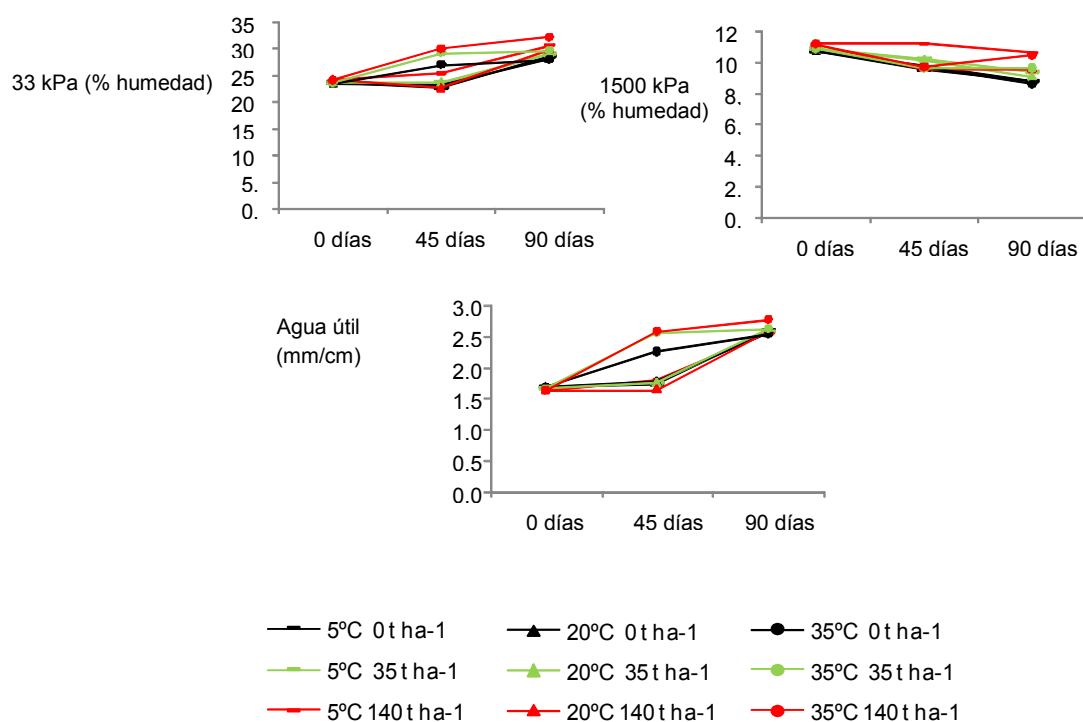


Gráfico 6.5.- Evolución de los parámetros hídricos del **suelo K**.

En primer lugar, vamos a comentar los resultados observados en estos gráficos. En relación a los resultados observados en el **suelo K** (Gráfico 6.5) podemos comentar varios aspectos. La *capacidad de campo* (pF 33 kPa) tiende a incrementarse durante toda la experiencia en el microcosmos edáfico, la enmienda de co-compost y la alta temperatura favorecen el incremento de la misma. El *punto de marchitamiento* (pF 1500 kPa), al contrario que la capacidad de campo, tiende a disminuir durante la incubación en el microcosmos; por el contrario, la enmienda con co-compost favorece un mayor contenido de agua en el punto de marchitamiento y el efecto de la temperatura no es relevante. El contenido en *agua útil* del suelo K sufre un ligero incremento a los 45 días, sobre todo a alta temperatura. Entre los 45 y 90 días, el nivel de agua útil tiende a igualarse en todas las condiciones de temperatura. El efecto del co-compost es poco apreciable.

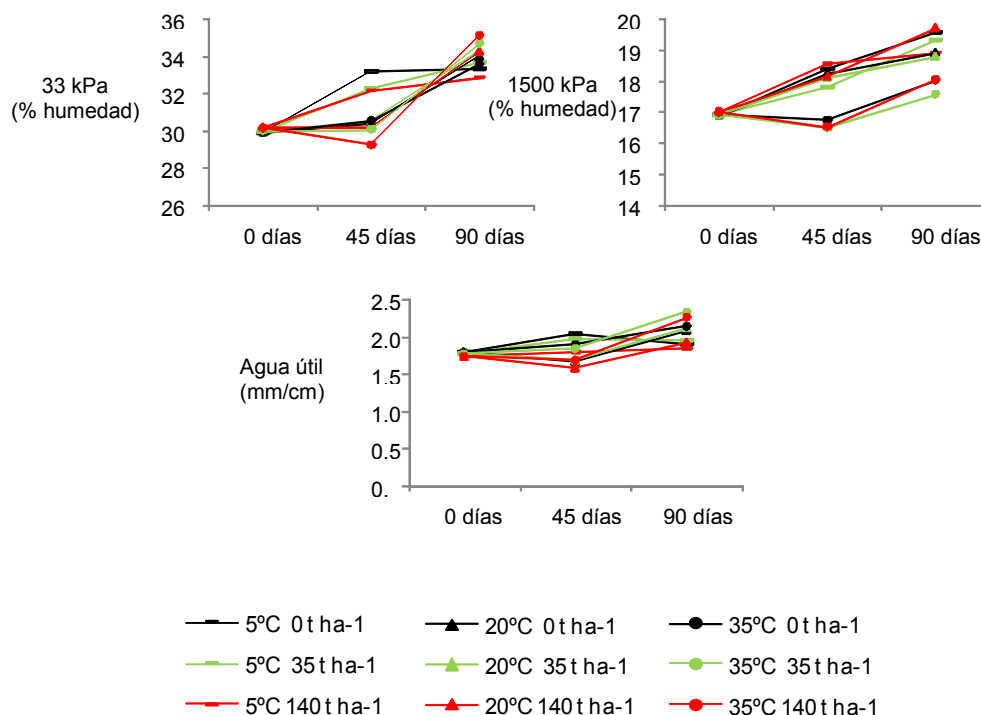


Gráfico 6.6.- Evolución de los parámetros hídricos del **suelo L**.

En el Gráfico 6.6 observamos la evolución de los caracteres hídricos del **suelo L**. La *capacidad de campo* (pF 33 kPa) muestra dos tendencias en su evolución: los primeros 45 días observamos que a 5°C aumenta la capacidad de campo frente a los 20 y 35°C donde disminuye la capacidad de campo; en todo este periodo los suelos enmendados con co-compost muestran valores de capacidad de campo (según la dosis) inferiores a los suelos no enmendados. Los segundos 45 días se observa una estabilización en los niveles de humedad de los suelos incubados a 5°C, mientras que los suelos incubados a 20 y 35°C sufren un fuerte incremento de la capacidad de campo; en este caso los suelos enmendados poseen mayor capacidad de campo que los suelo sin enmienda. El *punto de marchitamiento* (pF 1500 kPa) muestra una fuerte influencia por la temperatura, de modo que las altas temperaturas (círculos) siempre poseen menor humedad en el punto de marchitamiento. La incubación tiende a aumentar la humedad, mientras que el efecto de la enmienda de co-compost sobre el punto de marchitamiento es poco o nulo. El *agua útil* del suelo L depende sobre todo de la temperatura y de la incubación, entre los 45 y 90 días los suelos incubados a 20 y 35°C aumentan el contenido de agua útil frente a 5°C. El co-compost tiende a disminuir el contenido de agua útil.

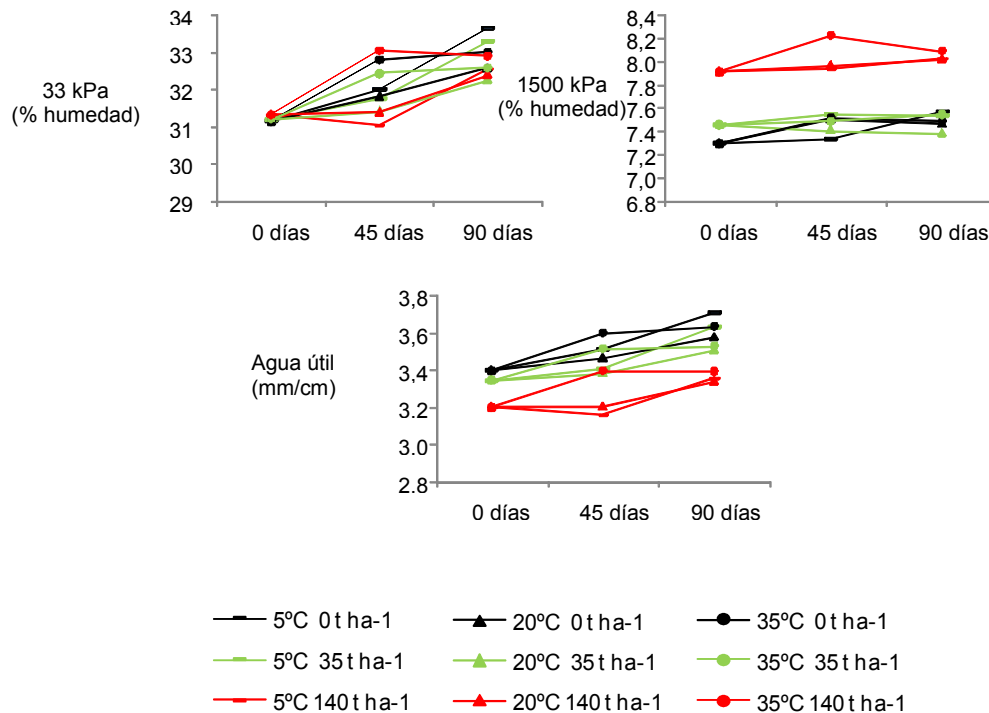


Gráfico 6.7.- Evolución de los parámetros hídricos del **suelo M**.

La evolución de los parámetros hídricos del **suelo M** vienen mostrados en el Gráfico 6.7. La *capacidad de campo* (pF 33 kPa) se encuentra fuertemente influenciada por la temperatura y el tiempo de incubación, los primeros 45 días observamos que las muestras incubadas a mayor temperatura aumentan sensiblemente la capacidad de campo, en los segundos 45 días observamos que las muestras a 5 y 20°C tienden a igualar los valores de humedad alcanzados por las muestras incubadas a 35°C. El efecto de la enmienda es algo inconcluso. El *punto de marchitamiento* (pF 1500 kPa) en el suelo M tiende a incrementarse ligeramente con la incubación. Se observa un sustancial incremento con la enmienda de co-compost, siendo el efecto de la temperatura poco significativo o incluso nulo. Destacar que la enmienda de co-compost reduce significativamente el contenido de *agua útil* del suelo, proceso que es relativamente mitigado con la incubación y con la temperatura media y alta (triángulos y círculos).

Los resultados del **suelo N** vienen recogidos en el Gráfico 6.8. En primer lugar, destacar que la *capacidad de campo* (pF 33 kPa) muestra una evolución muy influenciada por la temperatura, de modo que todas las muestras a 5°C tienden a disminuir la capacidad de campo durante los 90 días mientras que las muestras a 20 y 35°C sufren un fuerte incremento de la capacidad de campo. El efecto del co-compost es poco claro. En relación al *punto de marchitamiento* (pF 1500 kPa), al igual que el suelo M, está fuertemente influenciado por la dosis de co-compost, de modo que a mayor dosis de compost, mayor será el contenido en agua a 1500 kPa. La alta temperatura parece disminuir ligeramente el contenido en agua, al igual que la incubación. La enmienda de co-compost disminuye ligeramente el contenido de *agua útil*; a 5°C (líneas) disminuyen el contenido de agua útil durante todo el ensayo, por el contrario, a 20 y 35°C aumenta el contenido de agua útil.

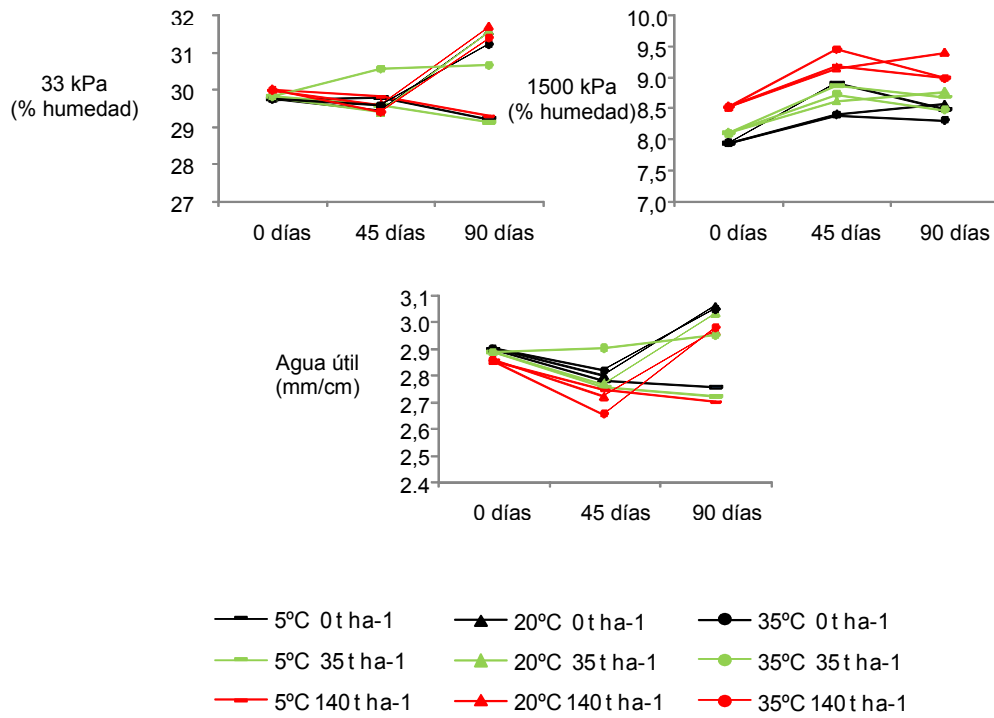


Gráfico 6.8.- Evolución de los parámetros hídricos del **suelo N**.

6.2.2.2.- El color de los suelos

Los parámetros del espectro visible de los suelos antes, durante y tras la experiencia en microcosmos edáfico manifiestan cambios. La enmienda de co-compost, debido su diferente color, altera la coloración edáfica; también se observan cambios de color asociados a la incubación en los microcosmos edáficos y a la temperatura de incubación.

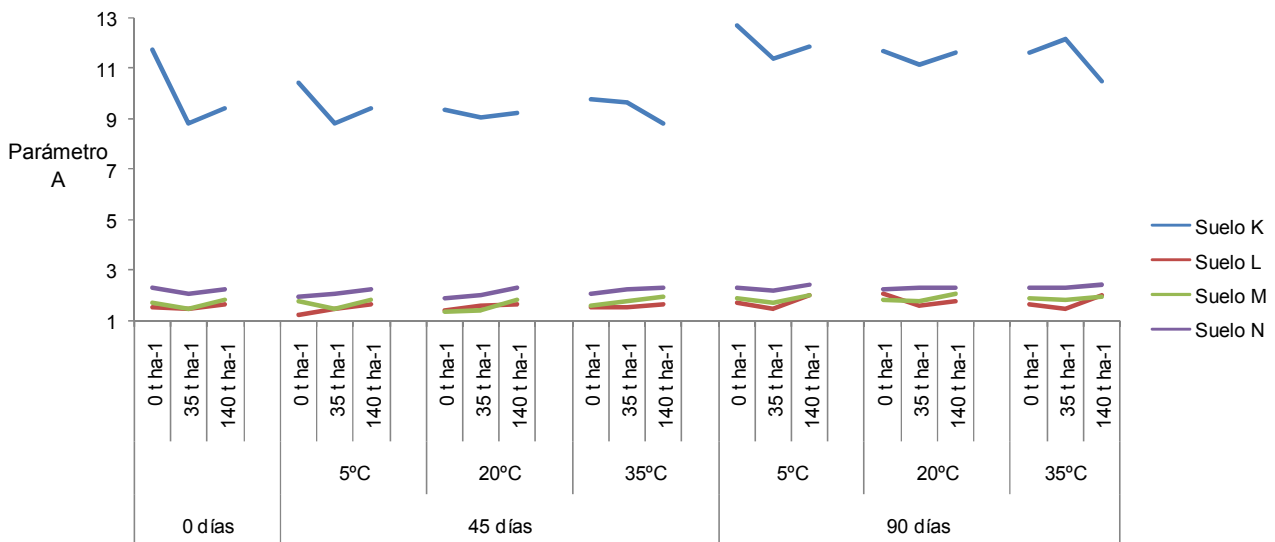


Gráfico 6.9.- Evolución del parámetro A de color.

En el Gráfico 6.9 viene recogida la evolución del parámetro de color A, observamos que la enmienda disminuye este parámetro en el suelo K y generalmente lo aumenta en el resto de suelos (L, M y N). La incubación tiende a incrementar este parámetro en todos los suelos, mientras que la temperatura de incubación no parece tener efectos importantes.

El Gráfico 6.10 muestra la evolución del parámetro B. En este caso observamos que la enmienda de co-compost disminuye el parámetro en el suelo K y no afecta llamativamente al resto de suelos (L, M y N). La incubación incrementa en el parámetro B mientras que el efecto de la temperatura no está claro.

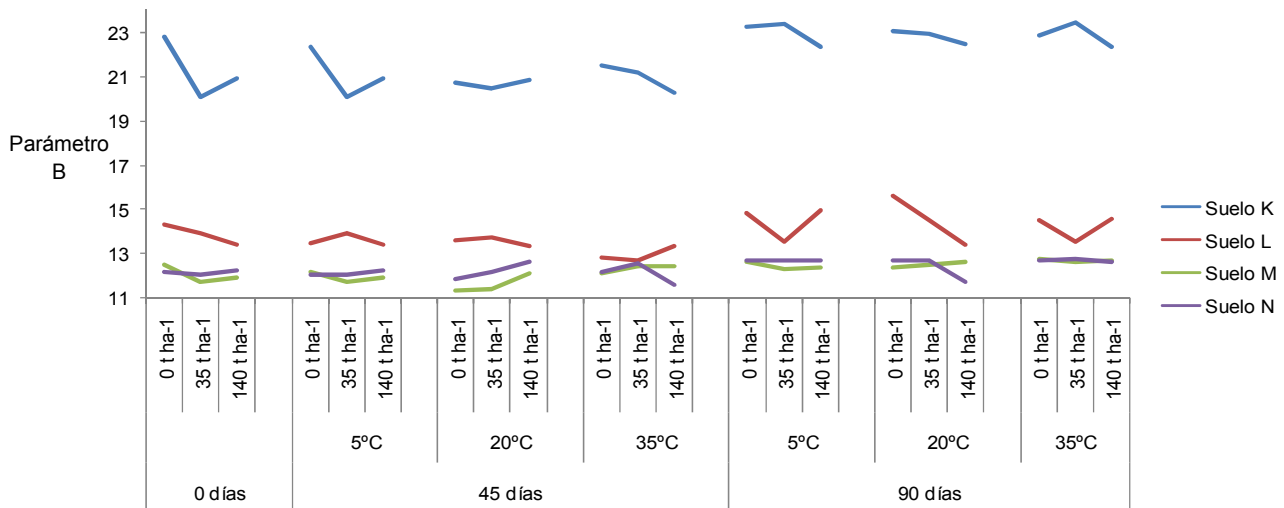


Gráfico 6.10.- Evolución del parámetro B de color.

En relación al parámetro C (Gráfico 6.11), la enmienda de co-compost disminuye este parámetro en el suelo K y tiende a incrementarlo en los suelos M y N. La incubación en el microcosmos edáfico determina un incremento de este parámetro y el efecto de la temperatura no es importante.

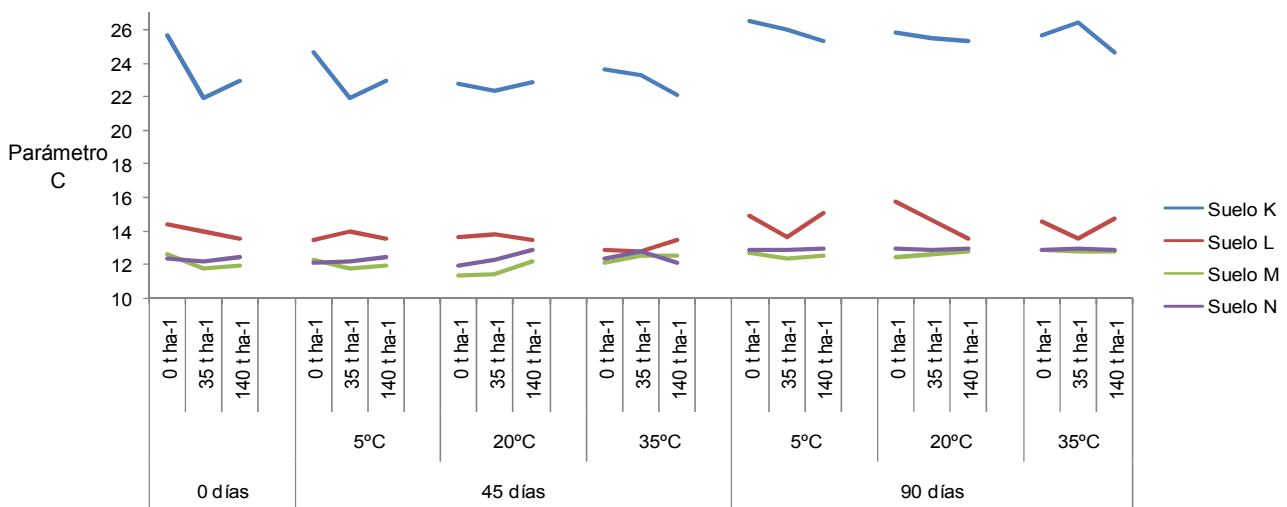


Gráfico 6.11.- Evolución del parámetro C de color.

La evolución del parámetro H (Gráfico 6.12), está marcada por un descenso sostenido durante la incubación. La enmienda de co-compost reduce sensiblemente este parámetro en los suelos L, M y N y el efecto de la temperatura parece no existir.

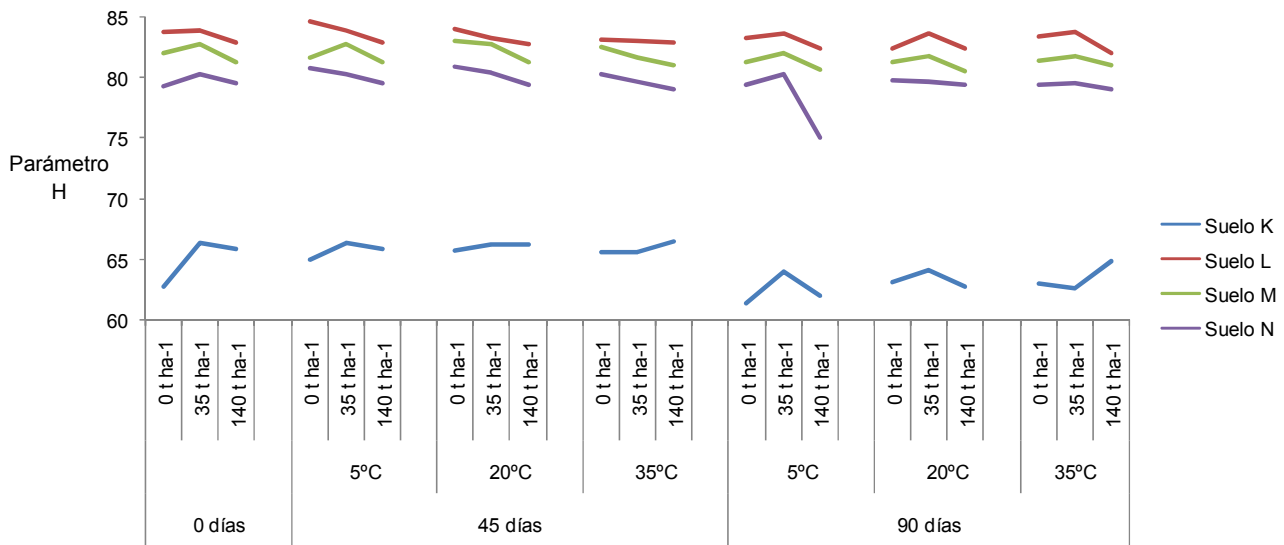


Gráfico 6.12.- Evolución del parámetro H de color.

En el parámetro L será donde se observe mayor efecto de la temperatura (Gráfico 6.13), existe un descenso asociado a la alta temperatura en los suelos L y N y un incremento en los suelos K y M. La enmienda de co-compost tiende a disminuir el parámetro L en todos los suelos estudiados. La incubación denota un descenso en los suelos de olivar (K y L) y un incremento en los suelos (M y N).

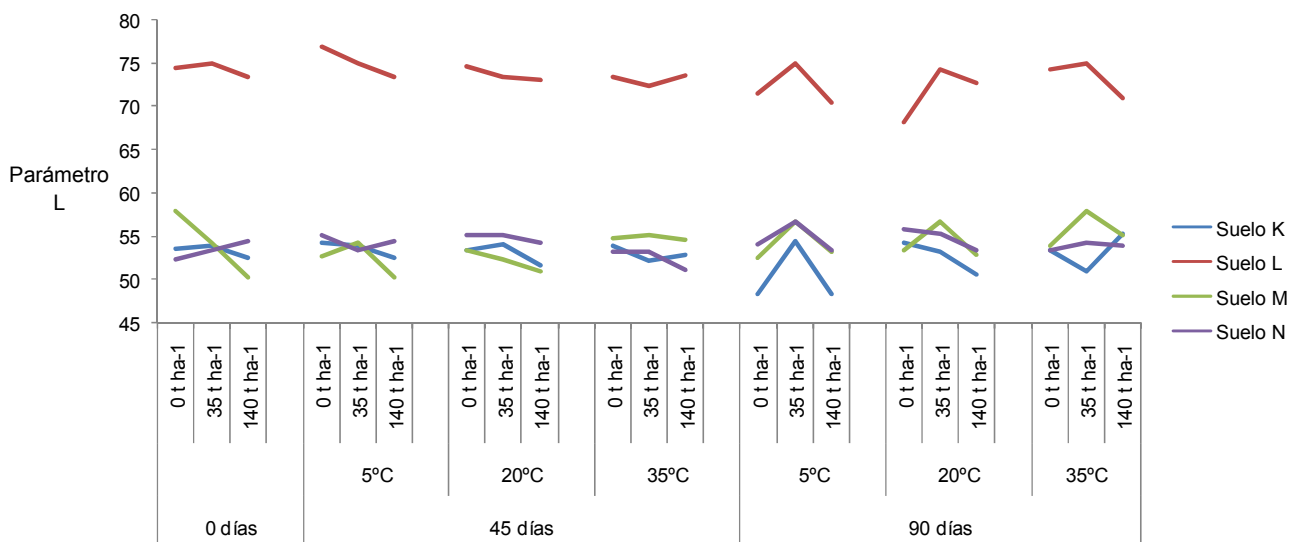


Gráfico 6.13.- Evolución del parámetro L de color.

6.2.3.- Lixiviados

En el presente ensayo, se tomaron dos lixiviados diferentes, uno a los 27 días de incubación y otro a los 68 días de incubación. Esto nos permite estudiar la evolución de los lixiviados por efecto del co-compost y de la temperatura en cada suelo durante la incubación de los microcosmos edáficos.

En relación al volumen de lixiviados originado por el **suelo K** (Gráficos 6.14 y 6.15) observamos que la enmienda de compost origina un incremento del volumen de lixiviados siempre y cuando se combine la enmienda con un periodo de *acondicionamiento* del co-compost (incubación y/o temperatura), así observamos que en el primer lixiviado (Gráfico 6.14) tan solo a 35°C aumenta el volumen de lixiviados en el suelo enmendado, mientras que en el segundo lixiviado (Gráfico 6.15) tanto a 20°C como a 35°C aumenta el volumen de los lixiviados en el suelo enmendado.

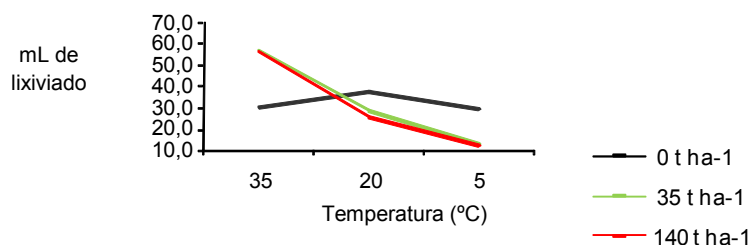


Gráfico 6.14.- Mililitros de lixiviado del suelo K recogidos el día 27 tras el riego con 57.5 l m⁻² durante los 4 días anteriores.

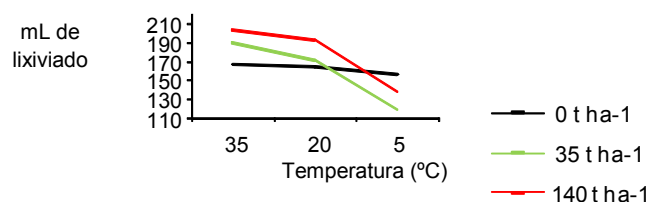


Gráfico 6.15.- Mililitros de lixiviado del suelo K recogidos el día 68 tras el riego con 57.5 l m⁻² durante los 4 días anteriores.

El efecto de la enmienda de co-compost sobre la generación de lixiviados en el **suelo L** (Gráficos 6.16 y 6.17) es menos relevante que en el suelo K. Tal y como indica Dinel *et al.* (1992), el volumen de lixiviados disminuye con la enmienda, puesto que el suelo enmendado almacena agua. El efecto de la temperatura es claro, y frente al suelo K, se observa una mayor producción de lixiviados a 5°C respecto a temperaturas más altas.

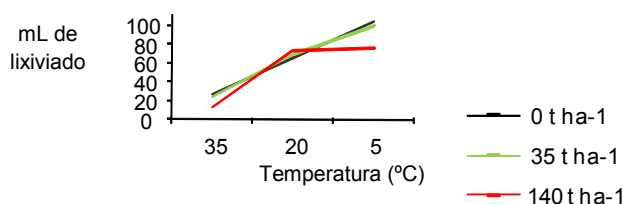


Gráfico 6.16.- Mililitros de lixiviado del suelo L recogidos el día 27 tras el riego con 80 l m⁻² durante los 4 días anteriores.

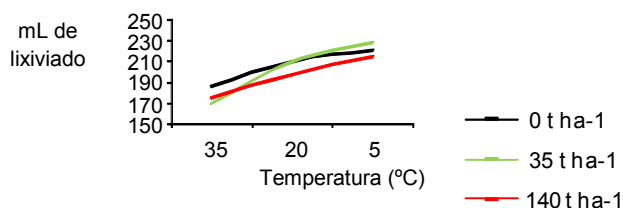


Gráfico 6.17.- Mililitros de lixiviado del suelo L recogidos el día 68 tras el riego con 80 l m⁻² durante los 4 días anteriores.

La enmienda de co-compost en el **suelo M** (Gráficos 6.18 y 6.19), al igual que en el suelo L, contribuye muy llamativamente a una disminución en el volumen de lixiviados. El suelo M está altamente influenciado por la temperatura de incubación, observamos que en ambos lixiviados (27 y 68 días) a 20°C se produce claramente menor volumen en relación a las temperaturas más extremas (5° y 35°C).

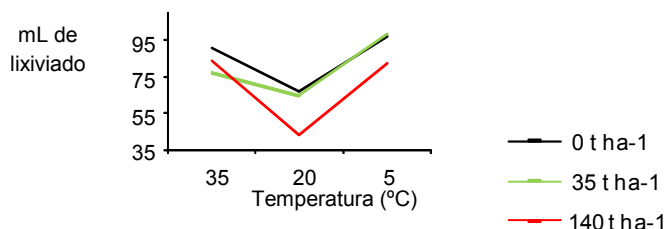


Gráfico 6.18.- Mililitros de lixiviado del suelo M recogidos el día 27 tras el riego con 30 l m⁻² durante los 4 días anteriores.

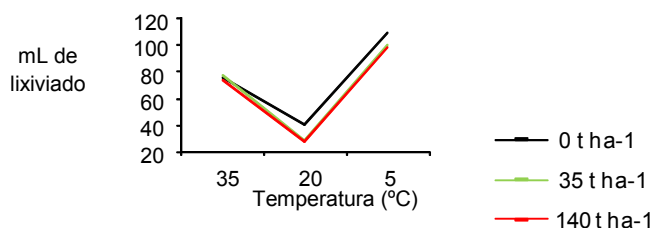


Gráfico 6.19.- Mililitros de lixiviado del suelo M recogidos el día 68 tras el riego con 30 l m⁻² durante los 4 días anteriores.

En el **suelo N**, la enmienda de compost supone un incremento del volumen de lixiviados con el paso del tiempo (Gráfico 6.21). La enmienda orgánica, al igual que en el suelo K, parece necesitar un cierto periodo de *condicionamiento* para ejercer un efecto estructurante que facilite la transmisión de agua a horizontes más profundos. En este suelo también observamos que, al igual que sucede con el suelo M, a 20°C se originan un menor volumen de lixiviados en relación a las otras temperaturas (5°C y 35°C) (Gráficos 6.20 y 6.21).

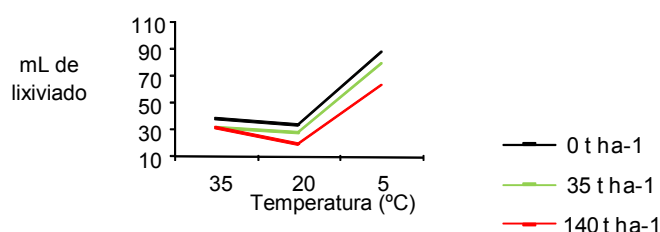


Gráfico 6.20.- Mililitros de lixiviado del suelo N recogidos el día 27 tras el riego con 60l/m² durante los 4 días anteriores.

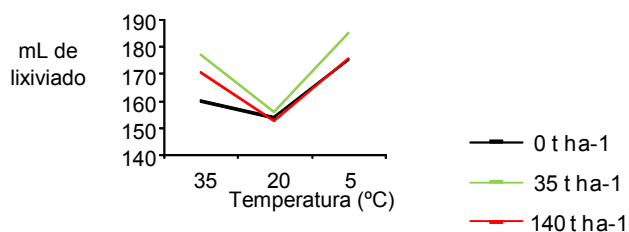


Gráfico 6.21.- Mililitros de lixiviado del suelo N recogidos el día 68 tras el riego con 60l/m² durante los 4 días anteriores.

Tras ser recogidos los lixiviados descritos anteriormente, se procedió a cuantificar la cantidad de cationes (sodio, potasio, calcio y magnesio) presentes en los mismos.

El **suelo K** (Gráfico 6.22) muestra grandes diferencias entre los lixiviados a los 27 días y los lixiviados a los 68 días, en los primeros lixiviados la pérdida de elementos es mínima, mientras que en el segundo periodo de lixiviación la pérdida de elementos se incrementa sustancialmente. El efecto de la enmienda de co-compost y de la temperatura es muy significativo, observamos que generalmente la enmienda de co-compost y una mayor temperatura origina una mayor pérdida de elementos. Destacar que el magnesio y sobre todo en el calcio aportado por el co-compost es mínimo o nulo (Gráfico 6.1) y, sin embargo, en los lixiviados se libera gran cantidad de los mismos.

En el **suelo L** (Gráfico 6.23) la cantidad de elementos eliminados por los lixiviados es muy superior a la del suelo K, podemos calcular una media de un 45% más de pérdida de sodio, un 840% más de pérdida potasio, un 712% más de pérdida de calcio y un 250% más de pérdida de magnesio. Por tanto, la pérdida de elementos en los lixiviados del suelo L pueden llegar a ser preocupantes debido a su relativa pobreza edáfica. En cuanto a la influencia de la incubación, la pérdida de elementos en la primera etapa de lixiviados resulta muy similar a la pérdida de elementos en la segunda etapa de lixiviados, quizás destacar un ligero incremento en la

segunda etapa. La temperatura ejerce un efecto llamativo en el calcio y el magnesio de los lixiviados, incrementando enormemente su pérdida a alta temperatura. El sodio y el potasio tienen similares pérdidas a todas las temperaturas. La incorporación del co-compost incrementa las pérdidas de todos los elementos, sin embargo, las pérdidas de calcio y magnesio en los lixiviados no parecen justificarse por los niveles aportados por el co-compost.

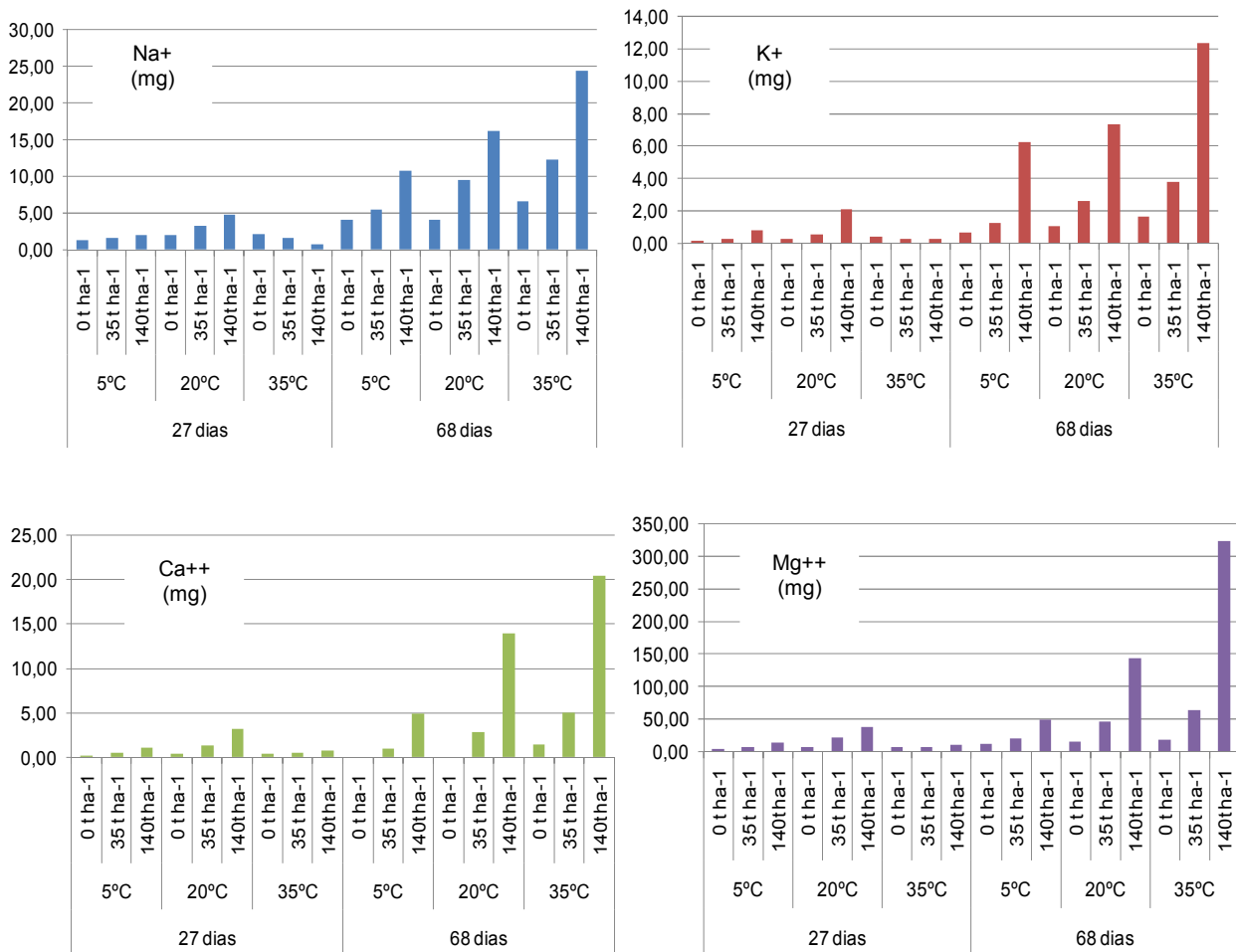
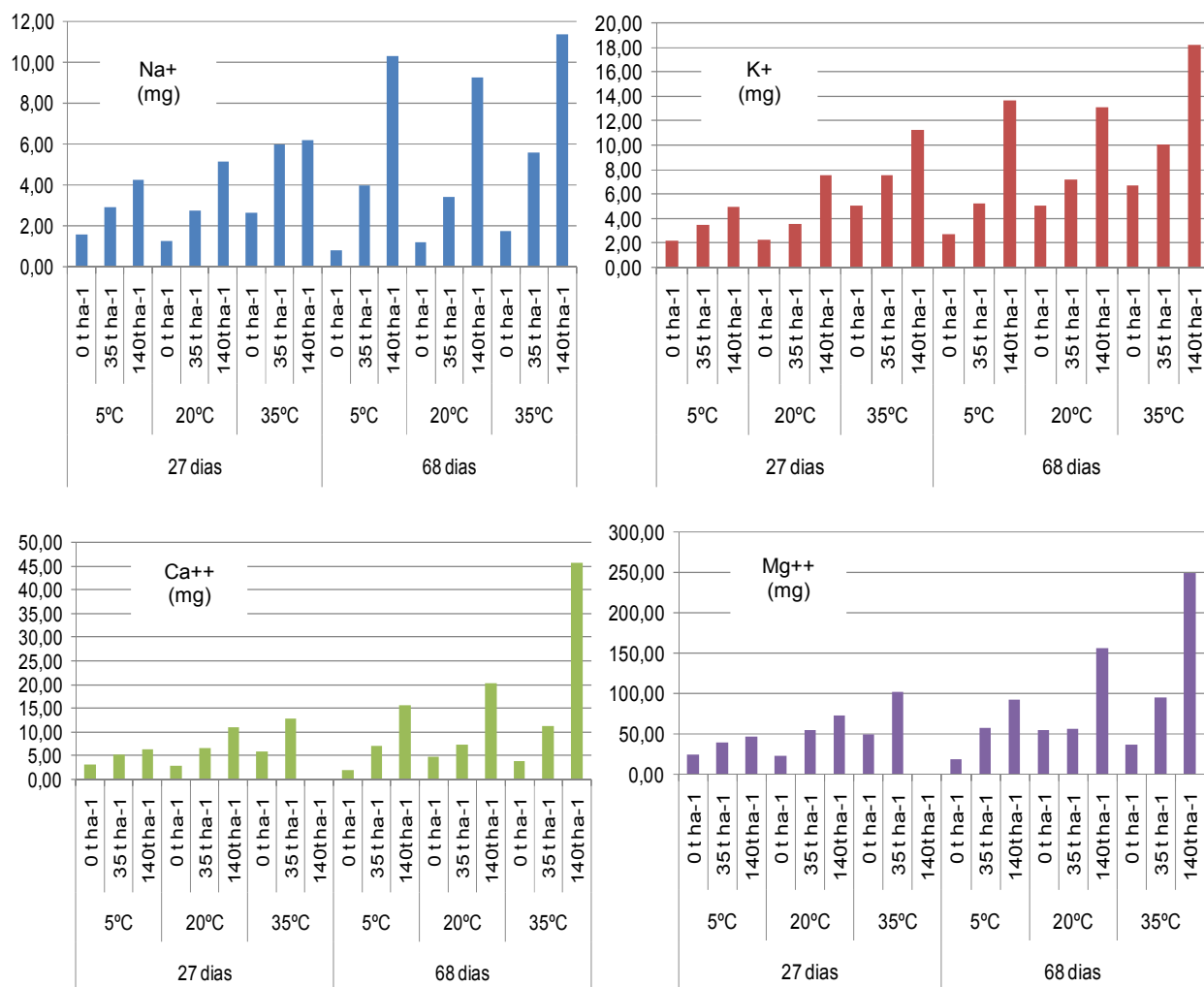


Gráfico 6.22.- Miligramos de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ eliminados en lixiviados del suelo K.

En el **suelo M** (Gráfico 6.24) las pérdidas de elementos son más irregulares y aleatorias, destacando en este suelo una elevada pérdida de elementos durante el primer periodo de lixiviación. El sodio, mayoritario en este suelo, parece sufrir un fuerte lavado durante los procesos de lixiviación. Respecto al suelo L, se incrementa enormemente las pérdidas de calcio (400%) y sobre todo de sodio (1170%), mientras que las pérdidas de potasio y magnesio son menores (-24 y -50%, respectivamente). Ni la incubación ni la temperatura parecen ejercer un efecto llamativo sobre la cantidad de elementos eliminados en los lixiviados. La enmienda de co-compost incrementa las pérdidas de potasio, calcio y magnesio, pero no de sodio.

Gráfico 6.23.- Miligramos de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ eliminados en lixiviados del suelo L.

El **suelo N** (Gráfico 6.25) tiene las mayores pérdidas de potasio y magnesio (171% y 53% superiores al suelo L, respectivamente). También elimina gran cantidad de sodio y calcio, pero en menor medida que el suelo M. El efecto conjunto de la incubación y temperatura es clave en el suelo enmendado, incrementando generalmente la pérdida de todos los elementos. Todos los elementos parecen seguir el mismo patrón de eliminación en los lixiviados y al igual que los otros suelos la pérdida de calcio y magnesio parece excesiva en los suelos enmendados con co-compost.

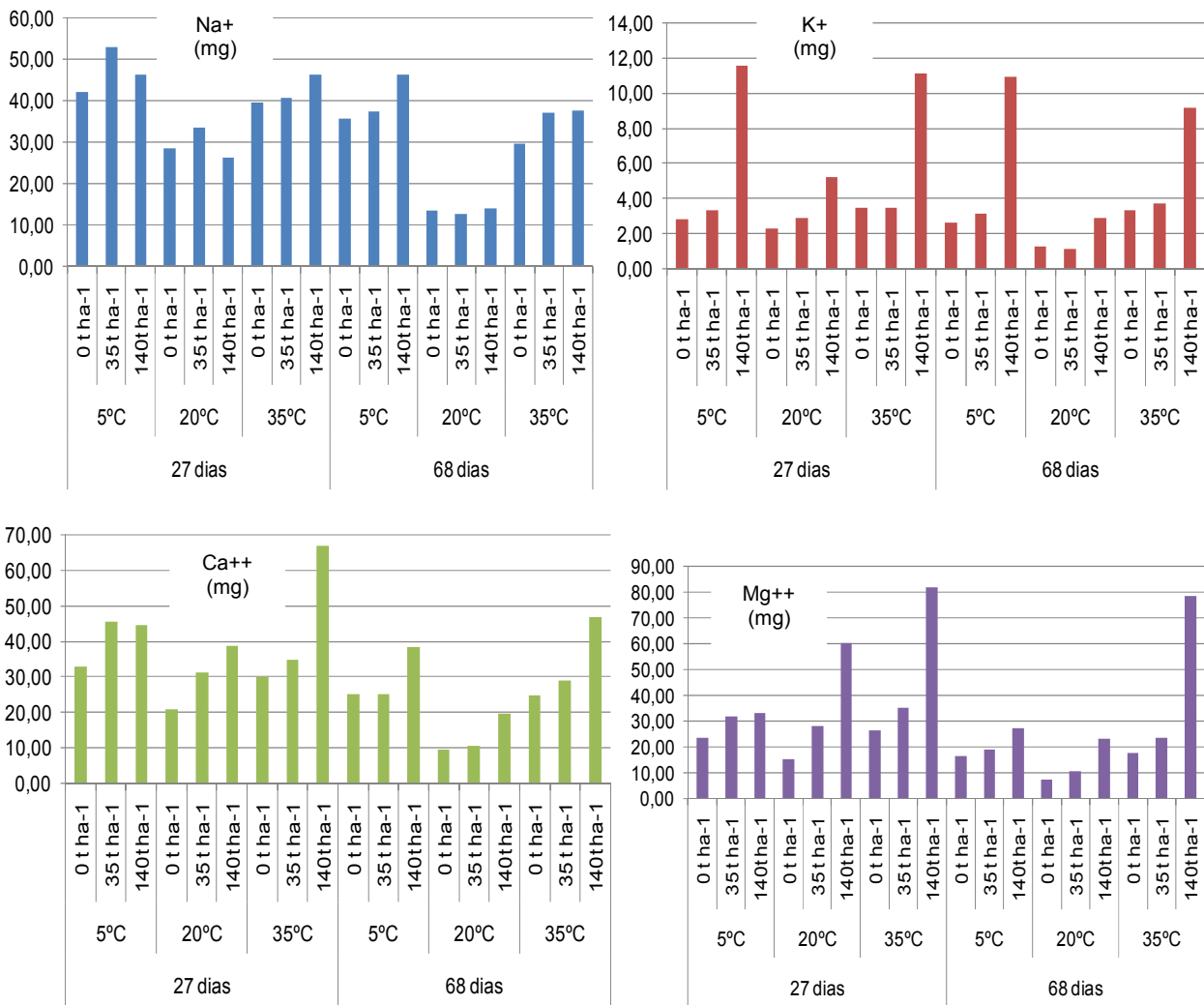


Gráfico 6.24.- Miligramos de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ eliminados en lixiviados del suelo M.

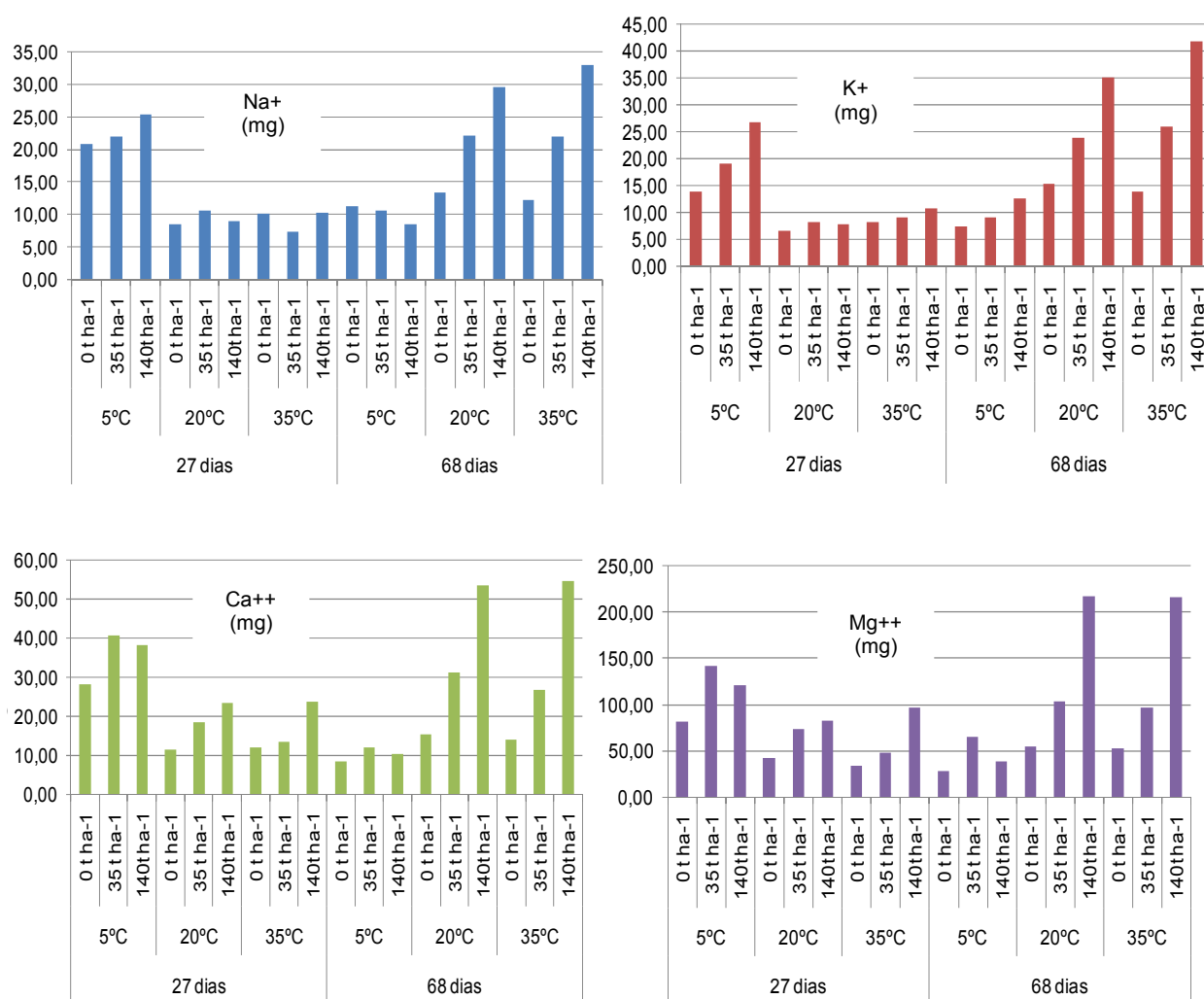


Gráfico 6.25.- Miligramos de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} eliminados en lixiviados del suelo N.

)------(

En resumen, observamos que ocurre un menor **volumen de lixiviados** tras la adición de co-compost a suelos pobres en nutrientes y materia orgánica (suelos L y M), mientras que en los suelos más evolucionados y ricos en nutrientes y materia orgánica (K y N), el descenso en el volumen de lixiviados es transitorio y tras la incubación o la exposición a alta temperatura, el suelo enmendado incrementa rápidamente la permeabilidad. Estos datos tienen gran trascendencia a la hora de realizar la enmienda del co-compost.

El efecto de la temperatura sobre la producción de lixiviados en los microcosmos es sustrato-dependiente. Observamos que a alta temperatura (35°C) en los suelos K (principalmente) y M y N (secundariamente) contribuye a una mayor producción de lixiviados, facilitándose el paso de agua a horizontes inferiores, esto podría ser debido al incremento de estructura del suelo que permita circular al agua con cierta facilidad. Sin embargo, observamos que a bajas temperaturas (5°C), los suelos L (principalmente) y M y N (secundariamente)

manifiestan una mayor producción de lixiviados, este fenómeno es difícil de explicar y podría estar relacionado con las fuerzas de atracción físicas y fisicoquímicas, con la inactividad biológica o con el alto contenido en esméctita de estos suelos (Tabla 5.2, en capítulos anteriores), arcillas tipo 1:2 que podrían favorecer la expansión y retención de agua a alta temperatura (suelo L) o media temperatura (suelos M y N).

El efecto de la incubación resulta claro en los suelos y origina un incremento en el volumen de los lixiviados.

El tipo de suelo, la dosis de co-compost, el tiempo de incubación y la temperatura modifica sustancialmente la cantidad de **elementos eliminados** en lixiviados. Generalmente el aporte de co-compost origina un aumento del contenido de elementos en los lixiviados con los consiguientes posibles problemas de contaminación de acuíferos. En relación al tiempo de incubación, los suelos muestran diferente cantidad de elementos eliminados en la primera lixiviación (26 días) y la segunda lixiviación (68 días). Los suelos K, L y N manifiestan mayor pérdida de elementos en los segundos lixiviados frente al suelo M que manifiesta mayor pérdida de elementos en los primeros lixiviados, la diferencia de este último suelo podría radicar en su alta salinidad (sodio), lo que determinaría una rápida y elevada liberación de otros elementos en el complejo de cambio. El incremento de temperatura generalmente conlleva (a corto o largo plazo) a una mayor pérdida de elementos en los lixiviados, pudiendo estar asociado a ciertos procesos de liberación de cationes durante la mineralización de la materia orgánica (González Fernández *et al.*, 2005; Pascual *et al.*, 2007).

Finalmente, destacar las elevadas pérdidas relativas de calcio y magnesio tras la enmienda de co-compost, algo que no está justificado en la bases de cambio aportadas por el co-compost, y que debe provenir de la liberación desde formas recalcitrantes (Pascual *et al.*, 2007) o bien por una alteración del complejo de cambio de los suelos tras la enmienda del co-compost.

6.3.- Discusión

6.3.1.- Análisis estadísticos

6.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes

Propiedades químicas y fisicoquímicas

El análisis factorial 3³ nos permite cuantificar la influencia significativa de los factores incubación (t), temperatura (T) y dosis de co-compost (c), ó de la combinación de estos factores (t×T, t×c, T×c, t×t, T×T and c×c) sobre la evolución de los distintos caracteres estudiados. Los Gráficos 6.26, 6.27, 6.28 y 6.29 recogen las superficies de respuesta y las Tablas 6.1, 6.2, 6.3 y 6.4 recogen las ecuaciones que determinan dichas graficas.

Suelo K	Principales efectos			Interacciones entre dos factores						media	Datos estadísticos		
	t	T	c	t×T	t×c	T×c	t×t	T×T	c×c		P-values	r ² (%)	DW
MO (%)	-0.71	-0.47	1.11	-0.39						2.87	<0.000	93	1.74
Nitrogeno (%)	-0.16	-0.04	0.10	-0.03			0.06			0.24	<0.008	96	1.68
C/N	3.79						-2.67	-1.61		12.82	<0.075	72	1.91*
Fósforo (ppm)	-68.49		79.06		-63.09		51.94			33.02	<0.000	93	2.47
K ⁺ (cmol+/kg)	-0.26	-0.21	0.42							1.69	<0.007	68	1.35*
Na ⁺ (cmol+/kg)	-0.55		0.45		-0.47		0.28			0.41	<0.005	90	1.83
Ca ⁺⁺ (cmol+/kg)	12.08	-4.28						-9.38		52.41	<0.040	65*	1.43*
Mg ⁺⁺ (cmol+/kg)	1.19		0.85							1.93	<0.001	53	2.19*
Suma (cmol+/kg)	12.53	-4.8		-4.3				-8.81		56.21	<0.080	67	1.65*
CIC (cmol+/kg)	-2.41		3.76	-2.58			4.44			20.72	<0.090	50	2.13*
CaCO ₃ equiv (%)			0.54					0.68		18.71	<0.172	20	1.63*
pH	-0.83	-0.24	-0.27				0.34			7.96	<0.060	76	0.92*
pH (KCl)	-0.53	-0.22						-0.22		7.79	<0.090	70	0.91*
CE (s m ⁻¹)	0.84	0.60	1.91		0.94	0.72	-1.31			1.84	<0.040	75	1.97

Tabla 6.1.- Cuantificación del efecto de los distintos factores sobre los parámetros estudiados y nivel de significación; **suelo K**.
 *=Ecuaciones no significativas estadísticamente, se incluyen a título informativo. Variables independientes: t= tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost

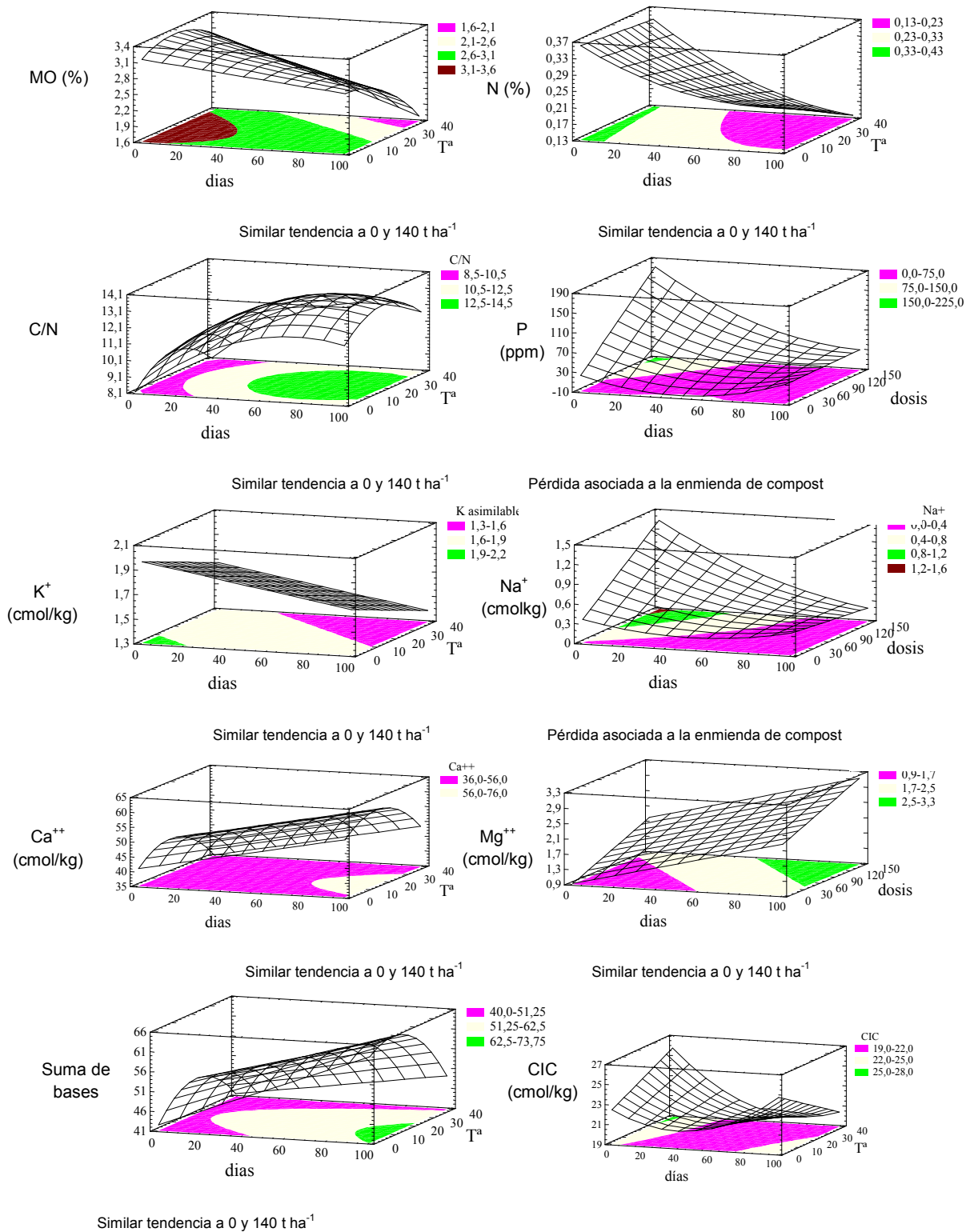
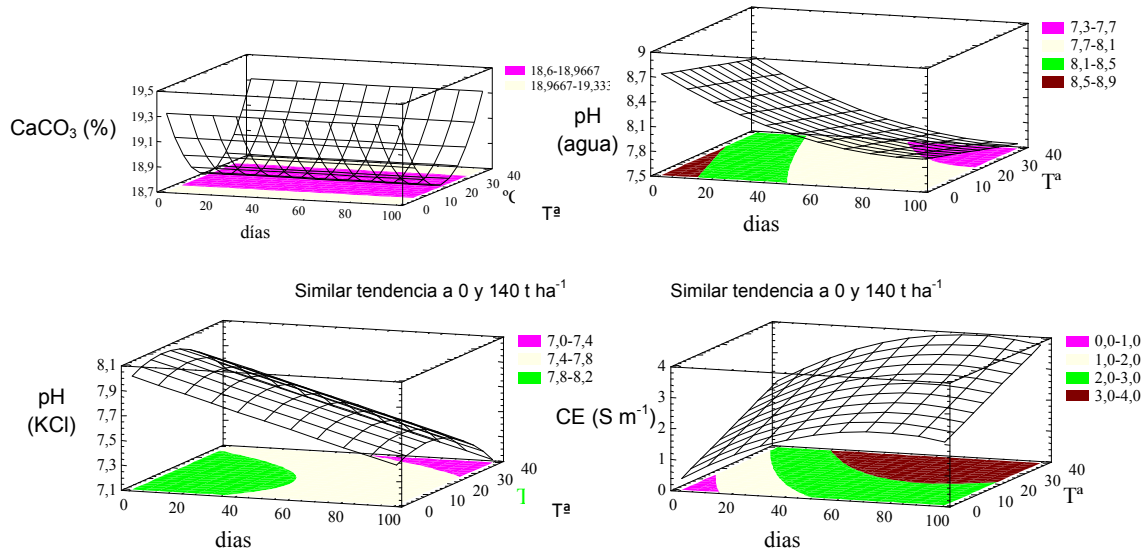


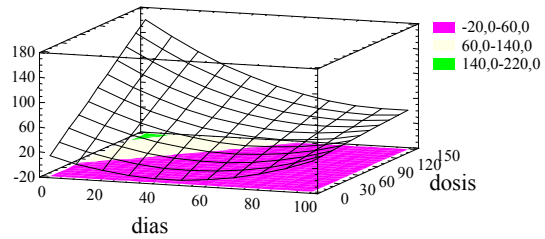
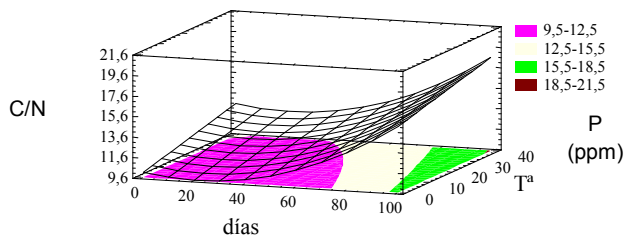
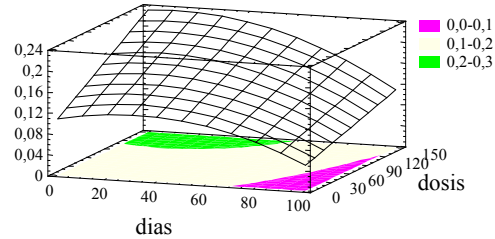
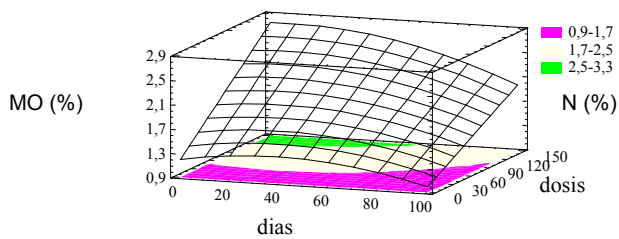
Gráfico 6.26. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el **suelo K**. (continua...)



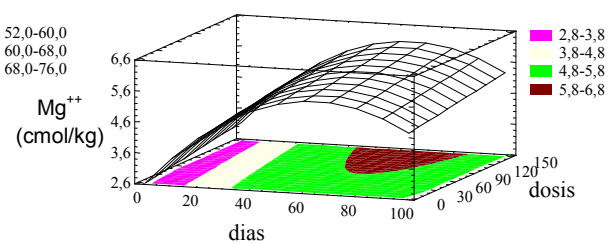
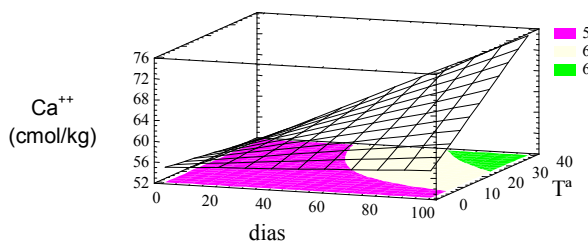
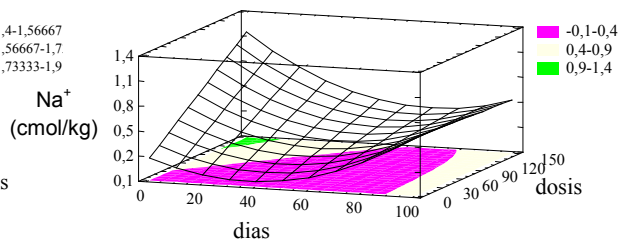
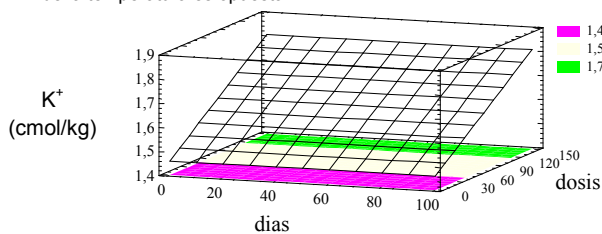
Similar tendencia a 0 y 140 t ha⁻¹

La temperatura solo afecta a suelos enmendados

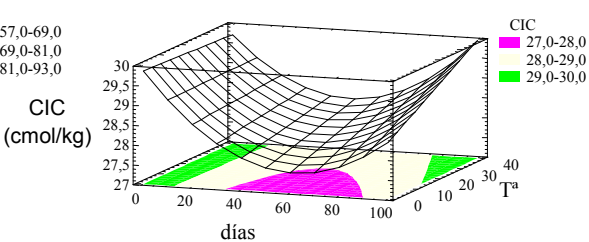
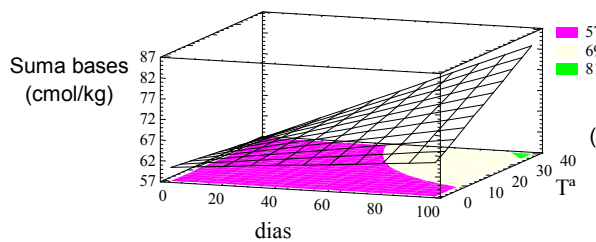
Continuación del Gráfico 6.26.- Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el **suelo K**.



Tendencia a 140 t ha⁻¹, a 0 t ha⁻¹ la influencia de la temperatura es opuesta



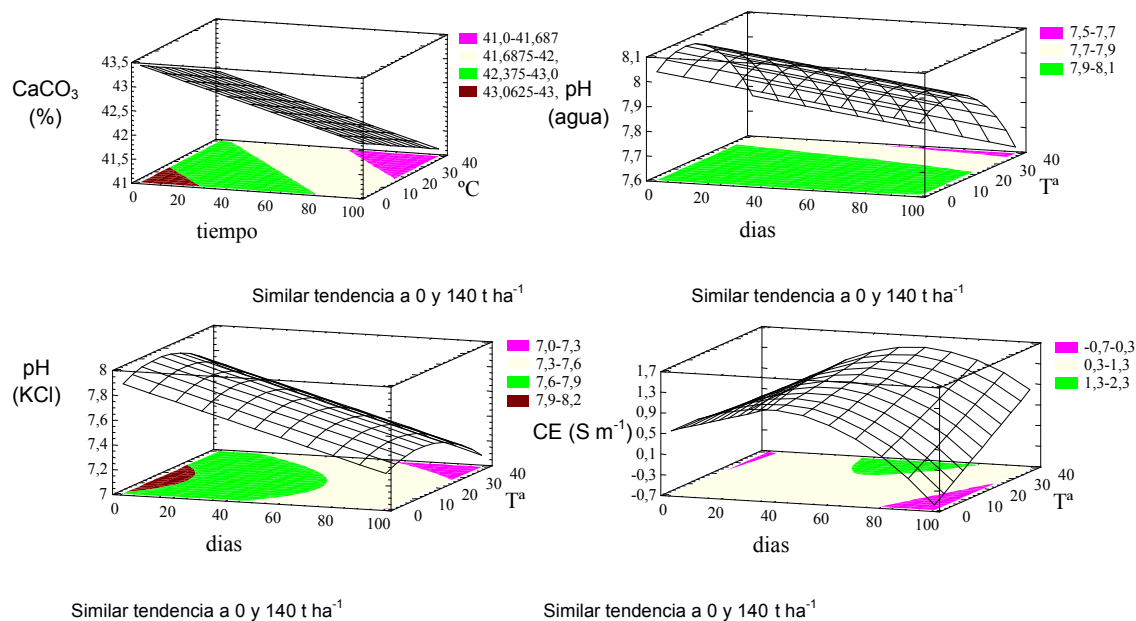
Similar tendencia a 0 y 140 t ha⁻¹



Similar tendencia a 0 y 140 t ha⁻¹

Similar tendencia a 0 y 140 t ha⁻¹

Gráfico 6.27. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el suelo L. (continua...)



Continuación del Gráfico 6.27.- Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el **suelo L**.

Suelo L	Principales efectos			Interacciones entre dos factores						Datos estadísticos			
	t	T	c	t × T	t × c	T × c	t × t	T × T	c × c	media	P-values	r ² (%)	DW
MO (%)	-0.37		0.96							1.71	<0.005	90	2.15
Nitrogeno (%)	-0.07		0.09							0.17	<0.030	97	2.10
C/N	4.44					1.97	4.20			11.52	<0.020	67	1.56*
Fósforo (ppm)	-55.39		83.17				56.10			27.39	<0.000	91	2.46
K ⁺ (cmol+/kg)			0.33							1.62	<0.000	90	1.60
Na ⁺ (cmol+/kg)	-0.20		0.48				0.65			0.21	<0.001	89	2.66
Ca ⁺⁺ (cmol+/kg)	11.24	4.88		6.88						59.16	<0.020	62	2.16*
Mg ⁺⁺ (cmol+/kg)	2.51		0.54				-2.80			5.53	<0.004	92	2.47
Suma (cmol+/kg)	13.64	4.93		7.01						65.70	<0.019	70	2.32*
CIC (cmol+/kg)	-1.10	0.47	1.20	0.56			2.50			27.99	<0.079	80	2.18
CaCO ₃ equiv (%)	-1.16	-0.73	-0.83							42.34	<0.147	32	1.57*
pH	-0.15	-0.19	-0.23		-0.20			-0.18		7.99	<0.060	67	0.88*
pH (KCl)	-0.54	-0.14						-0.19		7.68	<0.050	81	1.05*
CE (s m ⁻¹)	1.04	0.73	1.66	0.62	0.88	0.43	-1.63			2.06	<0.030	90	2.18

Tabla 6.2.- Cuantificación del efecto de los distintos factores sobre los parámetros estudiados y nivel de significación; **suelo L**.

*=Ecuaciones no significativas estadísticamente, se incluyen a título informativo. Variables independientes: t= tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost

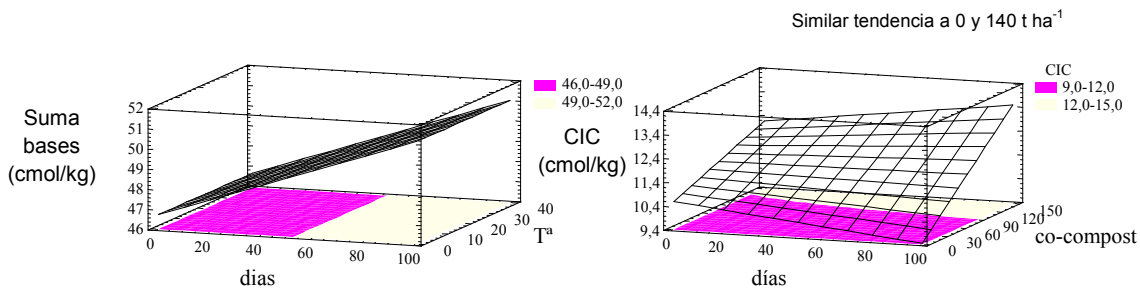
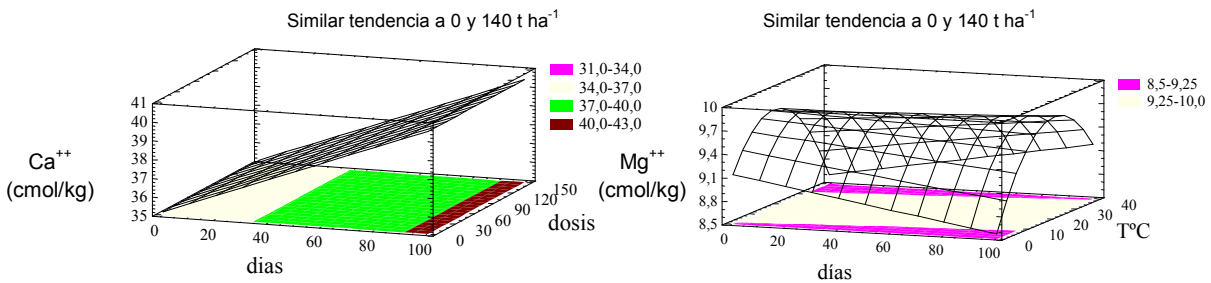
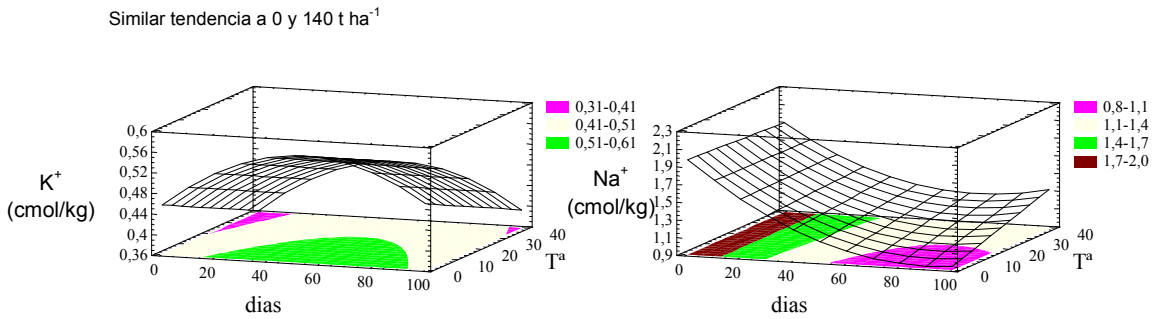
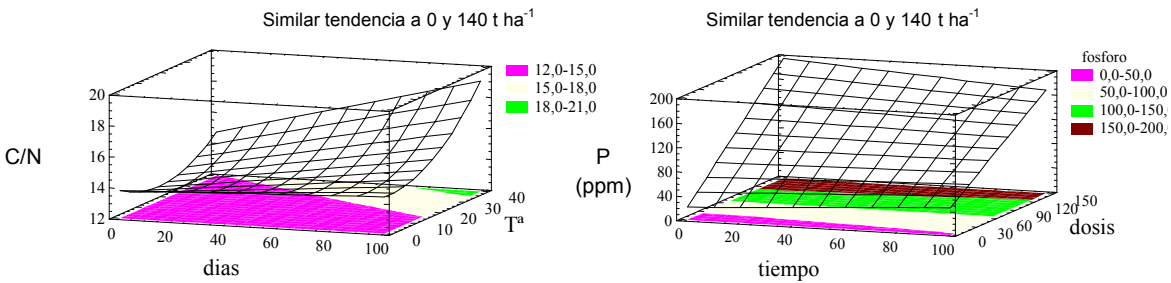
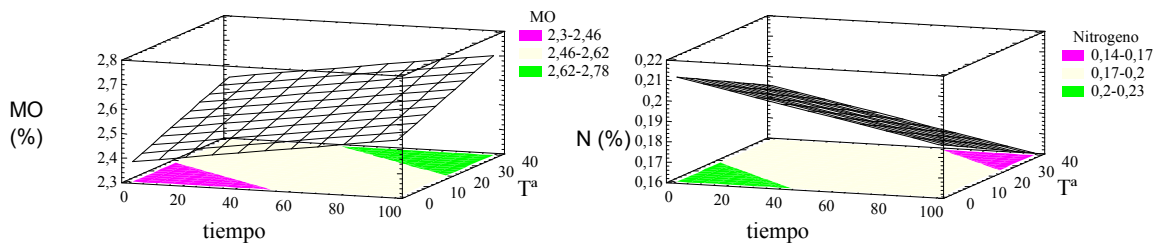
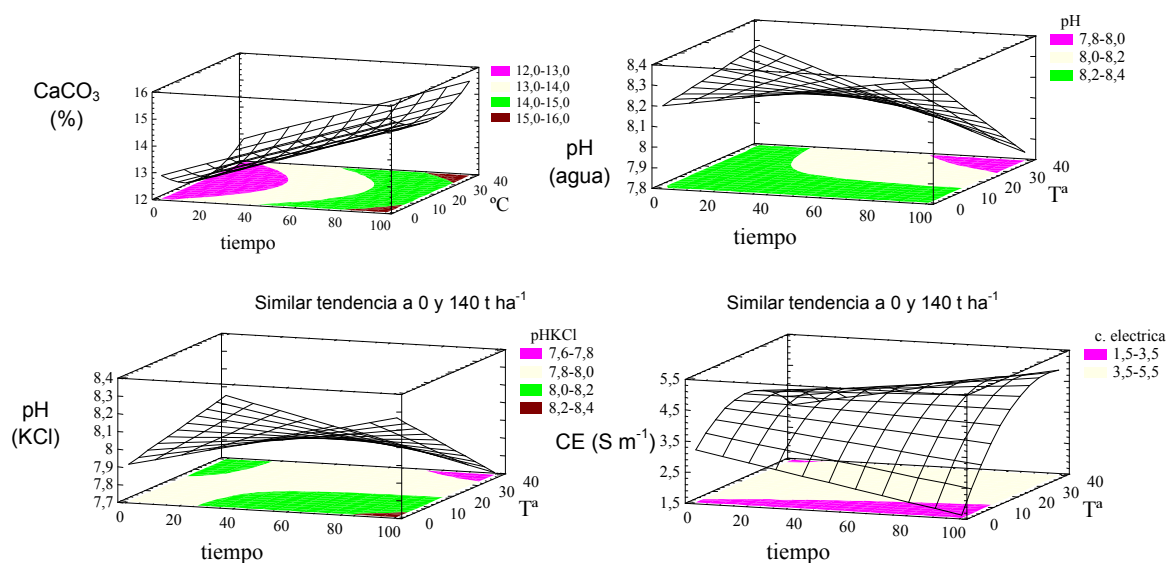


Gráfico 6.28. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el **suelo M**. (continua...)

Similar tendencia a 0 y 140 t ha⁻¹A 140 t ha⁻¹: incremento, a 0 t ha⁻¹: mantenimientoContinuación del Gráfico 6.28.- Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el **suelo M**.

Suelo M	Principales efectos			Interacciones entre dos factores						Datos estadísticos			
	t	T	c	t × T	t × c	T × c	t × t	T × T	c × c	media	P-values	r ² (%)	DW
MO (%)		0.16	1.16							2.52	<0.050	96	2.30
Nitrogeno (%)	-0.02	-0.01	0.08		-0.02	-0.01				0.18	<0.024	93	2.45
C/N	2.18	2.02		1.24				1.49		14.07	<0.065	66	1.91*
Fósforo (ppm)			142.58			-21.5				102.9	<0.007	95	1.99
K ⁺ (cmol+/kg)	0.06	-0.1	0.40		0.08			-0.15		0.52	<0.007	94	1.65
Na ⁺ (cmol+/kg)	-0.84	0.11	0.44	0.16	-0.44			0.52		1.26	<0.070	93	1.72*
Ca ⁺⁺ (cmol+/kg)	4.73									37.56	<0.004	25	1.85*
Mg ⁺⁺ (cmol+/kg)				0.38				-0.95	0.95	9.28	<0.229	28	1.98*
Suma (cmol+/kg)	3.92									48.68	<0.030	14	1.80*
CIC (cmol+/kg)			2.57		1.01			-1.79		11.35	<0.090	61	1.89
CaCO ₃ equiv (%)	2.37		0.89					0.91		13.25	<0.140	71	2.30*
pH	-0.11	-0.15	-0.24	-0.22	-0.17					8.18	<0.024	73	1.70*
pH (KCl)		-0.12	-0.15	-0.23						7.98	<0.037	45	1.74*
CE (s m ⁻¹)		1.15	1.67	1.08	1.11	0.80		-1.20		4.31	<0.021	76	1.73*

Tabla 6.3.- Cuantificación del efecto de los distintos factores sobre los parámetros estudiados y nivel de significación; **suelo M**.

*=Ecuaciones no significativas estadísticamente, se incluyen a título informativo. Variables independientes: t= tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost

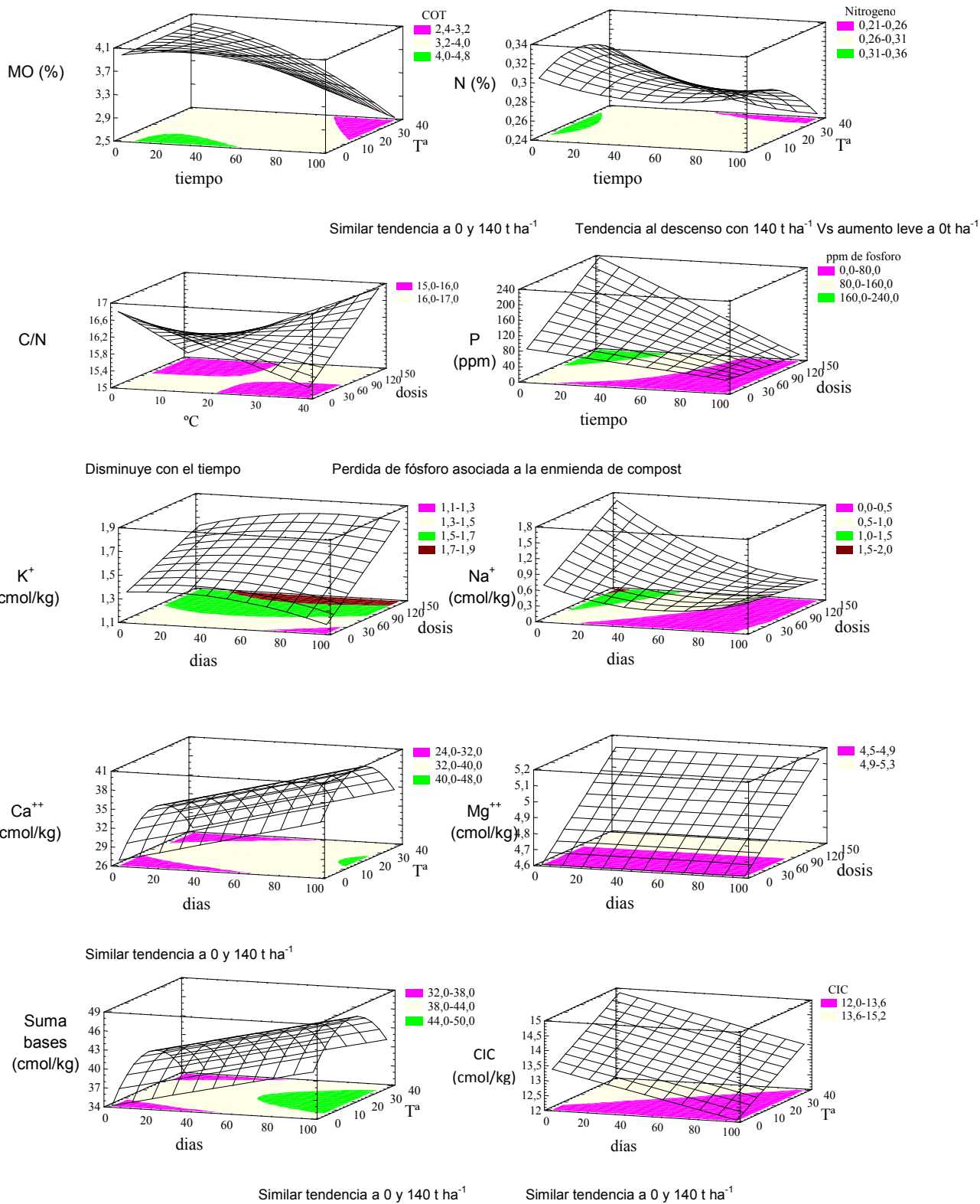
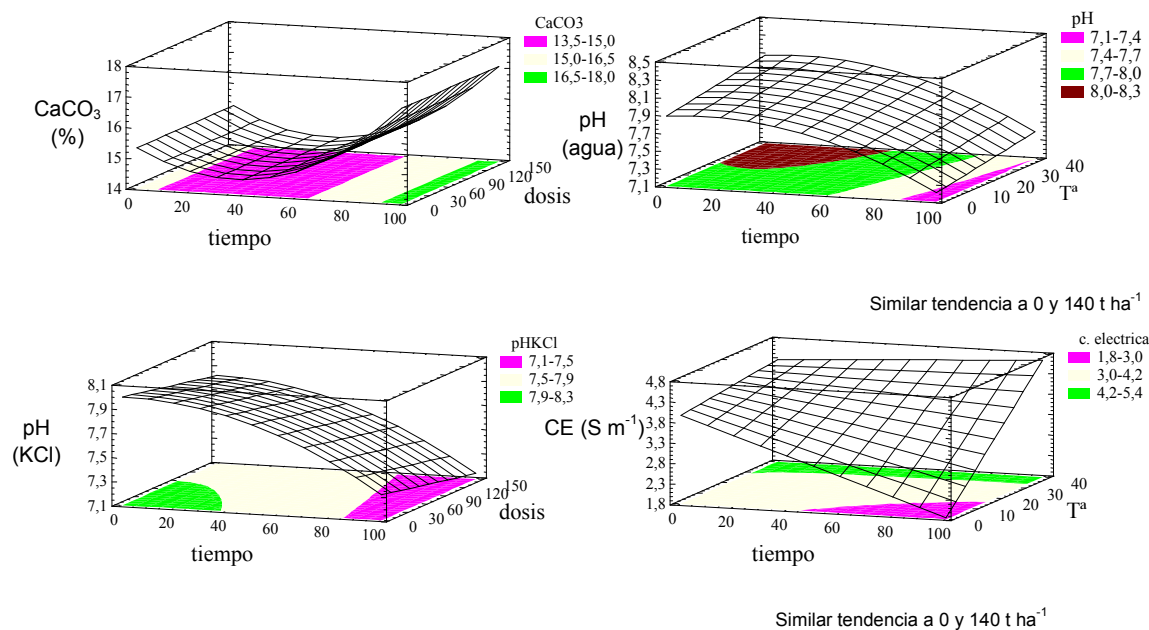


Gráfico 6.29. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el **suelo N**. (continua...)


 Continuación del Gráfico 6.29.- Superficie de respuesta de los distintos parámetros a los factores estudiados en el **suelo N**.

Suelo N	Principales factores			Interacciones entre dos factores						Datos estadísticos			
	t	T	c	t × T	t × c	T × c	t × t	T × T	c × c	media	P-values	r ² (%)	DW
MO (%)	-0.71	-0.35	1.21	-0.36			-0.42			3.82	<0.032	89	2.82
Nitrogeno (%)	-0.02	-0.02	0.09		-0.02	-0.02	0.02	-0.02		0.24	<0.037	95	1.58
C/N						1.16	-3.10			16.02	<0.030	62	1.59*
Fósforo (ppm)	-117.6		71.77		-71.5					97.47	<0.000	94	2.57
K ⁺ (cmol+/kg)			0.40		0.13		-0.13			1.55	<0.020	86	2.07
Na ⁺ (cmol+/kg)	-0.70		0.44		-0.48		0.47			0.56	<0.000	93	2.02
Ca ⁺⁺ (cmol+/kg)	7.09							-6.74		36.35	<0.019	49	1.94*
Mg ⁺⁺ (cmol+/kg)			0.49							4.85	<0.014	19	2.41*
Suma (cmol+/kg)	6.44							-6.68		43.29	<0.030	41	2.10*
CIC (cmol+/kg)	-1.20	1.14	2.28							13.52	<0.090	46	1.97*
CaCO ₃ equiv (%)	1.01	0.47					2.61			14.52	<0.179	57	2.28*
pH	-0.54	0.15	-0.14				-0.38			7.91	<0.002	88	1.88
pH (KCl)	-0.55		-0.15				-0.28			7.78	<0.000	92	1.76
CE (s m ⁻¹)	-0.79	1.08	1.29	0.83						3.72	<0.019	66	2.55*

 Tabla 6.4.- Cuantificación del efecto de los distintos factores sobre los parámetros estudiados y nivel de significación; **suelo N**.

*=Ecuaciones no significativas estadísticamente, se incluyen a título informativo. Variables independientes: t= tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost

La adición de co-compost en los distintos suelos estudiados representa un aumento significativo en los niveles de gran parte de los nutrientes, algo que ya ha sido reportado en numerosos científicos (Sree Ramulu, 2002; De Oña y Osorio, 2006; Pengcheng *et al.*, 2007). La incubación y la temperatura ambiente puede (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008) y de hecho ejercen una fuerte influencia en determinados caracteres y propiedades edáficas.

La **materia orgánica** (MO) muestra dos tendencias diferenciales en los ensayos realizados. Al igual que indica Busby *et al.* (2007) hay diferencias en la evolución de la MO en base a su contenido original de MO. Por un lado los suelos más ricos en MO, suelos K y N (Tablas 6.1 y 6.4) manifiestan una pérdida de carbono orgánico total superior a los suelos más

pobres, esta pérdida está ligada tanto al tiempo de incubación (t) como a los incrementos de temperatura (T y $t \times T$) (suelos nativos y enmendados). La pérdida de materia orgánica puede ser debida a la mineralización mediana por metabolismo microbiano (Martínez *et al.*, 2003; Larchevêque *et al.*, 2006; Casado-Vela *et al.*, 2006). Los otros suelos (L y M) (Tabla 6.2 y tabla 6.3, respectivamente) se caracterizan por unos bajos niveles de MO. Ambos mantienen prácticamente invariables los niveles de materia orgánica durante los primeros 45 días. Los segundos 45 días, ambos suelos muestran una pérdida de carbono orgánico asociada a la incubación (t) y/o sobre todo a la enmienda de co-compost ($t \times c$). La alta temperatura en el M aumenta en contenido en MO (T), ya algunos autores han descrito este posible incremento asociado al crecimiento de la biomasa microbiana (González Fernández *et al.*, 2005 y Casado-Vela *et al.*, 2006).

El aporte del co-compost supone un importante incremento del **nitrógeno** total de los suelos, algo que ya anticipó Larchevêque *et al.* (2008). En cuanto a su evolución, los suelos M y N de la costa de Granada son suelos arenosos y, por tanto, según Hseu y Huang (2005) tienen una baja capacidad de mineralización de nitrógeno, por lo tanto, los suelos nativos mantienen los niveles de nitrógeno durante todo el ensayo. Sin embargo, los suelos enmendados tienen pérdidas de nitrógeno ligada a la incubación ($t \times c$) y a la alta temperatura ($T \times c$), no obstante, las pérdidas son relativamente inferiores a los suelos más arcillosos (K y L).

En el caso de los suelos de olivar (K y L), más arcillosos, las pérdidas asociadas al tiempo resultan proporcionalmente muy superiores. Las pérdidas son superiores en el caso del suelo K frente al suelo L quizás por la cierta estabilización del nitrógeno en los suelos más calcáreos (suelo L) (Casado-Vela *et al.*, 2006). El suelo L muestra pérdida de nitrógeno total ligada a la alta temperatura y a la enmienda de co-compost ($T \times c$) y el suelo K, ligadas a la alta temperatura y al paso del tiempo ($t \times T$).

En el ensayo de microcosmos edáfico, la **relación C/N** aumenta significativamente con la incubación de los suelos K, L y M mientras que el suelo N manifiesta una fuerte disminución (t). El aumento en el suelo K está asociado a las condiciones del ensayo (t) y a la temperatura media ($T \times T$), en el suelo L se mantiene la relación durante los primeros 45 días (materia orgánica y nitrógeno se mantienen prácticamente invariables), y transcurridos los 90 días sucede una drástica pérdida en los niveles de ambos elementos, preferencialmente de nitrógeno, lo que se traduce en un aumento brusco de la relación C/N, sobre todo en los suelos enmendados con co-compost e incubados a alta temperatura ($T \times c$). El suelo M aumenta la relación a favor de la materia orgánica independientemente de la dosis de co-compost y no depende tanto del nitrógeno, y, al igual que el suelo L, las altas temperaturas favorecen el incremento de la relación (T y $t \times T$). Finalmente, el suelo N parte de una relación C/N más elevada que el resto de los suelos estudiados, durante la incubación (t) manifiesta un descenso de la relación debido a una mayor pérdida de materia orgánica frente al nitrógeno, tan solo el suelo N enmendado incubado a alta temperatura ($T \times c$) manifiesta un incremento de la relación C/N.

Todos los suelos nativos (K, L, M y N) mantienen los niveles de **fósforo asimilable** prácticamente invariables durante el ensayo. La enmienda del co-compost supone un gran incremento en los niveles de **fósforo asimilable** de los suelos agrícolas. Sin embargo, la disponibilidad del fósforo asimilable se reduce significativamente en casi todos los suelos, independientemente de la temperatura, así, los suelos K, L y N enmendados muestran durante

la incubación una pérdida de entre 2.5-5.0 veces respecto a las condiciones de partida (t y $t \times c$). Estas pérdidas presumiblemente son debidas a la precipitación del fósforo como fosfato cálcico pasando a ser fósforo no asimilable, como indican Casado-Vela *et al.* (2006) e Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado (2008). La pérdida de fosforo asimilable resulta especialmente preocupante en el suelo N, puesto que llega a eliminarse totalmente el fósforo aportado por el co-compost, si bien el suelo original parte de unos niveles relativamente altos de fosforo. Por el contrario, el suelo M enmendado desarrolla una pérdidas mínimas de fósforo asimilable durante los 90 días, manteniéndose los niveles de fósforo prácticamente invariable durante todo el ensayo.

Las medidas de las distintas **bases de cambio** muestran que el co-compost (c) aporta gran cantidad de potasio y sodio en los suelos de la costa de Granada, y de potasio, sodio y magnesio en los suelos de olivar. Los niveles de calcio asimilable apenas se ven modificados con la enmienda.

Según Casado-Vela *et al.* (2006b) tras la aplicación de compost de lodos de aguas residuales a suelos calcáreos existen incrementos en los niveles de sodio, calcio y magnesio frente a un descenso del potasio con el paso del tiempo (Tabla 6.5). Nuestros resultados con la incubación son similares en el caso del potasio, magnesio y calcio, pero difieren para el sodio. La incubación en los microcosmos edáficos determina una ligera disminución del potasio en los suelos K, M y N (t y $t \times t$) como indica Casado-Vela *et al.* (2006b) (Tabla 6.5), sin embargo, se observa una ligera liberación de potasio a partir de formas recalcitrantes presentes en el co-compost ($t \times c$). En relación al calcio y el magnesio, tienden a incrementarse con la incubación similar a lo indicado por Casado-Vela *et al.* (2006b). El sodio de cambio, por el contrario, observamos en nuestras muestras una clara tendencia a su disminución en todos los suelos, la razón podría ser la alta salinidad de nuestro co-compost (9 S m^{-1}) y de algunos de los suelos estudiados, lo que facilitaría la pérdida de este elemento.

	Casado-Vela <i>et al.</i> , 2006b	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N
Sodio	↑	↓	↓	↓	↓
Potasio	↓	↓		↓*	↓*
Calcio	↑	↑	↑	↑	↑
Magnesio	↑	↑	↑	↑**	

Tabla 6.5.-Efecto del tiempo sobre los elementos. *tras liberación desde el co-compost. **según temperatura.

El efecto de la alta temperatura en el ensayo de Casado-Vela *et al.* (2006b) (Tabla 6.6) afecta principalmente al potasio asimilable, disminuyendo sus niveles presumiblemente por el aumento de la actividad biológica, los suelos K y M (nativos y enmendados) se comportan significativamente de similar modo. En cuanto a la evolución del calcio y del magnesio de cambio, según Casado-Vela *et al.* (2006b) hay un aumento de ambos elementos con el incremento de la temperatura, aunque destaca una etapa previa de pérdida en el caso del calcio. Este incremento tardío de calcio podría estar sucediendo en el suelo L y ser un preludio de lo que ocurrirá en el futuro en el suelo K. El efecto de la temperatura sobre el magnesio solo es significativo en el suelo M, y como dice Casado-Vela *et al.* (2006b), aumenta con la mayor temperatura.

	Casado-Vela <i>et al.</i> , 2006b	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N
Sodio				↑	
Potasio	↓	↓		↓	
Calcio	↑	↓	↑		
Magnesio	↑			↑*	

Tabla 6.6.-Efectos de las altas temperaturas sobre los elementos. *=Ligado a la incubación.

La suma de bases generalmente no está afectada por la enmienda de co-compost. La incubación incrementa las bases de cambio (\underline{t}), y el efecto de la temperatura solo es significativo en los suelos de olivar: el suelo K manifiesta mayor cantidad a media temperatura ($T \times T$) y el suelo L manifiesta un aumento de la suma de bases con la alta temperatura, algo que coincide con los datos de Casado-Vela *et al.* (2006b).

La enmienda del co-compost, como describe Ouedraogo *et al.* (2001) e Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado (2008), incrementa significativamente la **capacidad de intercambio catiónico** (CIC). La incubación en el microcosmos edáfico disminuye la CIC y la alta temperatura aumenta la CIC en todos los suelos, salvo el suelo K; esta diferente actuación pudiera deberse a los distintos tipos de arcillas presentes en los suelos (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008).

El **carbonato equivalente** se ajusta poco al análisis factorial 3^3 . Únicamente los suelos K y M ven incrementados significativamente los niveles de carbonato equivalente tras la enmienda de co-compost, mientras que el suelo L *diluye* sus niveles con la enmienda (c). La incubación de los suelos y la alta temperatura generalmente incrementa los niveles de carbonatos (T o $T \times T$), tan solo el suelo L muestra pérdidas de carbonatos en estas condiciones, posiblemente debido a su elevado contenido en carbonatos ($\approx 40\%$).

Las medidas de **pH** efectuadas a las distintas muestras de suelos (básicos) nos permiten concluir que nuestro co-compost pese a tener un pH (7.7) muy similar a otros compost (Casado-Vela *et al.*, 2006) origina una bajada del pH (c), similar tendencia fue descrita por Gallardo-Lara y Nogales (1987), Melgar (2003) y Pengcheng *et al.* (2007), siendo, en nuestro caso estadísticamente significativa. Estos resultados contradicen a Castilho *et al.* (1993), Climent *et al.* (1994), Al-Waber *et al.* (1998), Warman y Termeer (2005b) y Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado (2008), quienes indican que la enmienda no provoca cambios apreciables en el pH. La incubación también determina un descenso del pH (suelos nativos y enmendados), mayor en los suelos K, L y M respecto al suelo N (\underline{t} y $\underline{t} \times c$). La alta temperatura contribuye al descenso en el pH (salvo suelo N), este descenso de pH por la temperatura es especialmente importante en el suelo K.

Las medidas de **pH en KCl 1M** en las distintas muestras indican que únicamente los suelos salinos de la costa (M y N) aumentan la liberación de iones ácidos fijados al complejo de cambio con la adición del co-compost mientras que este efecto no es significativo en los suelos de olivar (c). El aumento de temperatura (T) y la incubación (\underline{t}), salvo excepciones, contribuyen al aumento de la cantidad de iones ácidos presentes en los suelos (nativos y enmendados).

Numerosos estudios indican que la **conductividad eléctrica** (CE) del suelo agrícola no se ve afectada por la incorporación del compost (Palazo y Reynolds, 1991; Casado-Vela *et al.*, 2006); sin embargo, en nuestro caso la conductividad eléctrica de los suelos se ve

significativamente incrementada tras la incorporación del co-compost (c). Nuestro co-compost contiene diversas sales solubles de origen doméstico, origen pluvial y de incorporación durante el tratamiento del agua residual, así lo confirman los espectros de rayos X realizados a la fracción mineral del co-compost (ver capítulo 4.-“*Estudio de los lodos de aguas residuales y del co-compost de lodos y restos de poda vegetal*”). Los suelos de la costa de Granada alcanzan tras la enmienda de 140 t ha⁻¹ entre 1.7 y 1.8 veces más conductividad, en este caso los suelos se encuentran con plantas más tolerantes a las sales de modo que los problemas son menores; sin embargo, en los suelos de olivar el incremento de la conductividad (3.2 a 3.4 unidades) podría llegar a ser peligroso, sobre todo cuando nos planteemos dosis sucesivas. La incubación (t) incrementa generalmente la cantidad de sales del suelo, sobre todo en los suelos enmendados con co-compost (t×c), tan solo los suelos de la costa muestran cierta disminución de la CE con la incubación del suelo nativo, presumiblemente por el lavado de sales (González Fernández *et al.*, 2005). El efecto de la temperatura es similar en todos los suelos estudiados, una mayor temperatura de incubación determina un aumento de las sales y, por consiguiente, de la conductividad eléctrica (T), especialmente en el suelo enmendado (T×c).

Propiedades físicas

A partir de los resultados obtenidos de parámetros hídricos y parámetros de color de los suelos, se realizó un análisis factorial 3³ para determinar la influencia real y significativa de los factores “incubación (t)”, “temperatura (T)” y “dosis de co-compost (c)”, ó de la combinación de estos factores (t×T, t×c, T×c, t×t, T×T y c×c) sobre la evolución de los parámetros.

La evolución de los parámetros hídricos viene recogida en los Gráficos 6.30, 6.31, 6.32 y 6.33. La **capacidad de campo** (Tabla 6.7) de todos los suelos está afectada por el tiempo de incubación y la temperatura de incubación, sin embargo, la enmienda de co-compost únicamente afecta significativamente a los suelos K y M. En general, la incubación en el microcosmos edáfico representa un aumento de la capacidad de campo en todos los suelos, siendo este aumento más significativo en los suelos de olivar (K y L) (t). El incremento de la temperatura también origina un aumento de la capacidad de campo (T y t×T), aunque el suelo N responde mejor a temperatura media (T×T). La *enmienda* de co-compost solo incrementa significativamente la capacidad de campo de los suelos K y M (c y T×c, respectivamente).

La enmienda de co-compost (c) es un factor muy importante en el aumento de la humedad en el **punto de marchitamiento**, este efecto puede deberse al alto contenido relativo en arcillas y sustancias hidrofóbicas en el co-compost (ver capítulo 4.-“*Estudio de lodos y co-compost*” y capítulo 8.-“*Evolución de la materia orgánica en microcosmos*”). La incubación en el microcosmos supone, salvo en el suelo K nativo, un incremento de la humedad en el punto de marchitamiento (Tabla 6.7). La alta temperatura actúa de modo irregular puesto que origina una disminución de la humedad en el suelo L (nativo o enmendado) y un incremento en el suelo N enmendado.

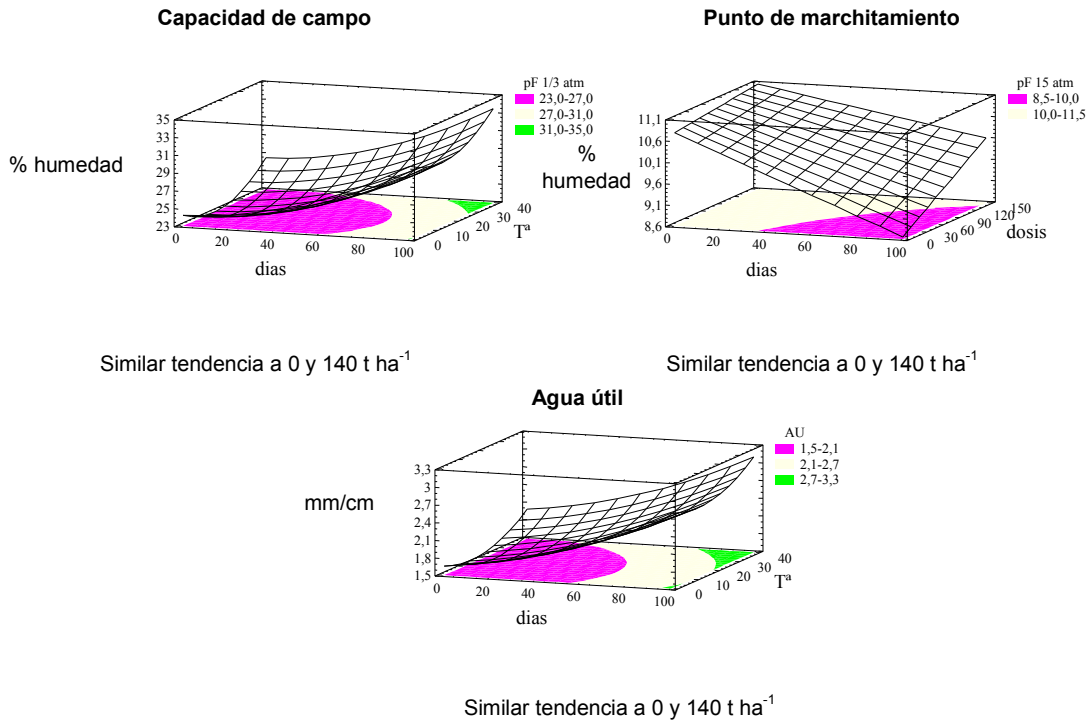


Gráfico 6.30. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros hídricos a los factores estudiados en el **suelo K**.

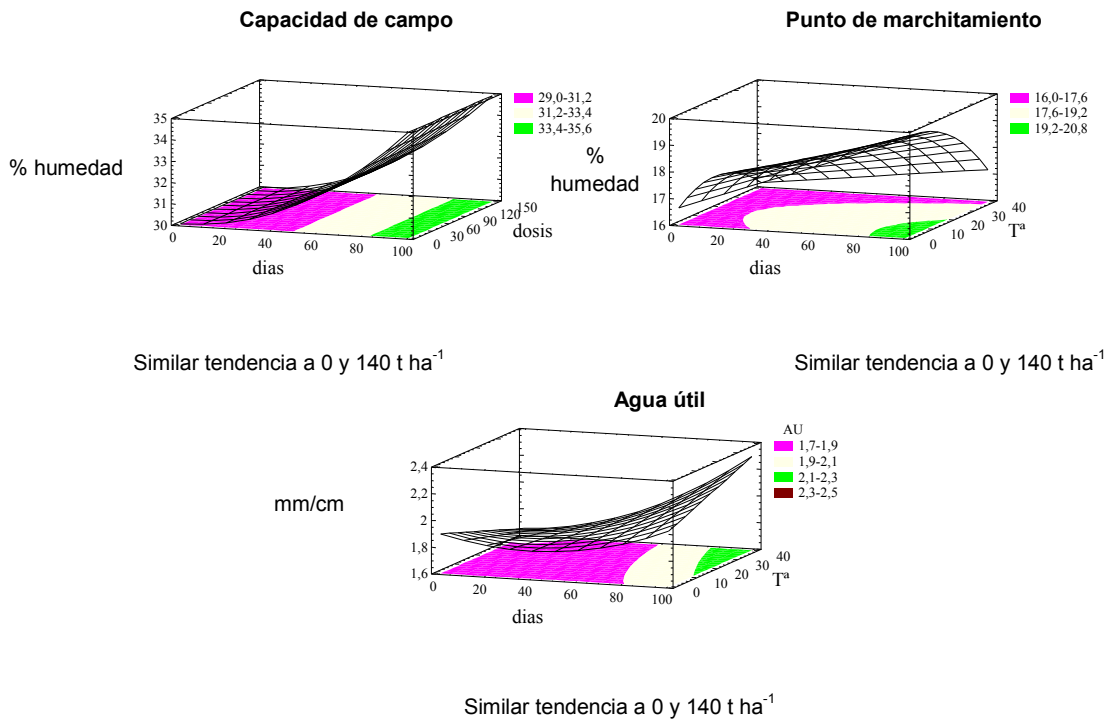


Gráfico 6.31. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros hídricos a los factores estudiados en el **suelo L**.

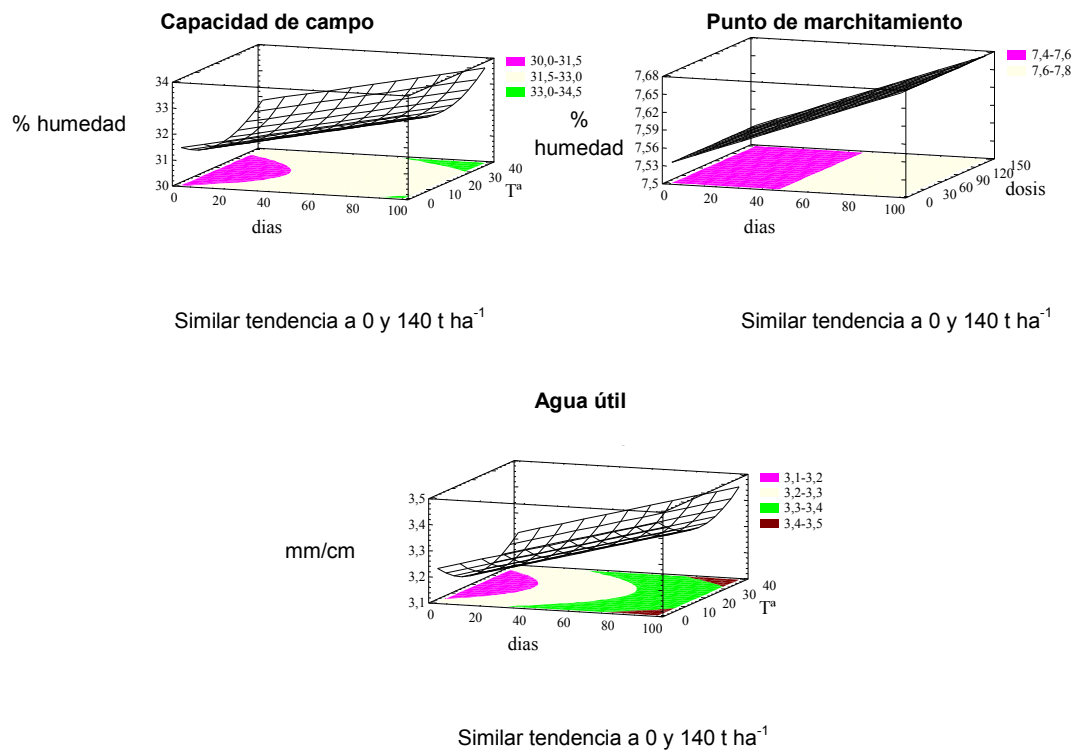


Gráfico 6.32. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros hídricos a los factores estudiados en el **suelo M**.

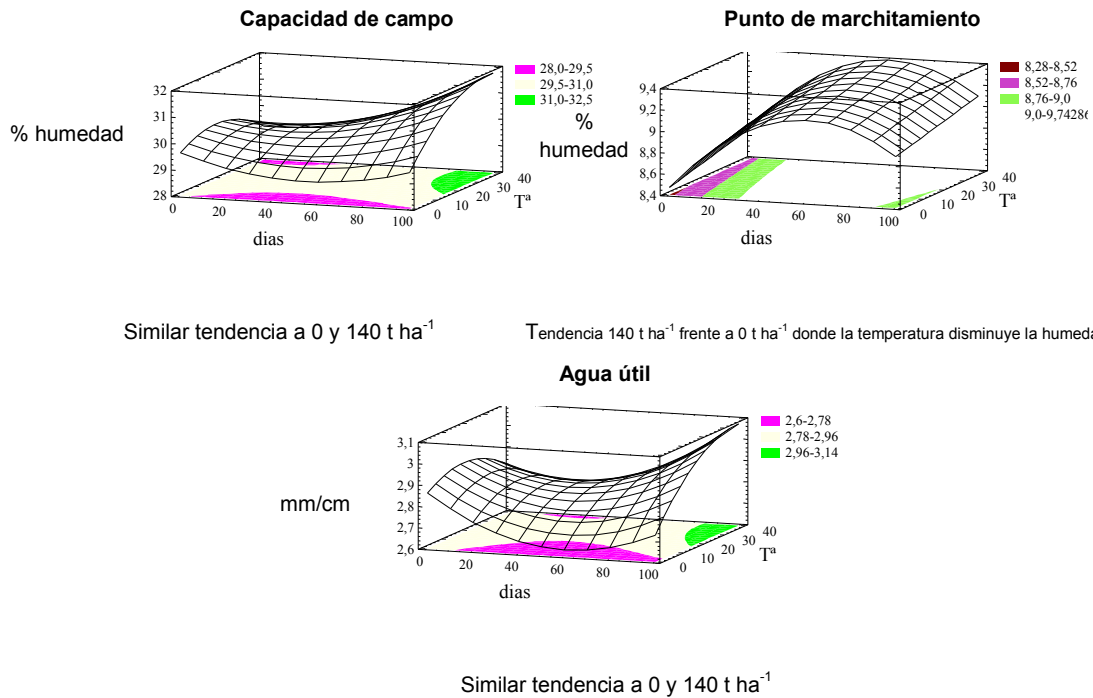


Gráfico 6.33. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros hídricos a los factores estudiados en el **suelo N**.

	Suelo	Principales efectos			Interacciones entre dos factores						Datos estadísticos			
		t	T	c	t × T	t × c	T × c	t × t	T × T	c × c	media	P-values	r ²	DW
Capacidad de campo (pF 33 kPa)	K	5.7	1.76	1.57				2.73	2.48		24.64	<0.050	77	1.03*
	L	3.95	-0.5		0.58			2.08			30.98	<0.231*	83	0.74*
	M	1.56	0.34				0.40		0.81		31.74	<0.080*	75	1.09*
	N	0.77	0.66		0.94			1.11	-0.8		29.95	<0.070*	56	1.27*
Punto de marchitam. (pF 1500 kPa)	K	-1.4		0.76		0.49					10.20	<0.030	78	1.54
	L	1.81	-1.0		-0.7			-0.9			18.10	<0.008	86	1.41
	M	0.13		0.58					0.23		7.60	<0.010	92	1.84
	N	0.54		0.64			0.17	-0.8			8.91	<0.020	91	1.49
Agua útil (mm/cm)	K	0.93	0.26				0.30	0.28			1.90	<0.080*	83	0.70*
	L	0.29		-0.1	0.18		0.23	0.17			1.74	<0.067*	72	0.76*
	M	0.20		-0.2				0.10			3.36	<0.030	87	1.03*
	N		0.10	-0.1	0.13			0.25	-0.1		2.80	<0.020	67	1.41*

Tabla 6.7.- Cuantificación y significación del efecto de los distintos factores hídricos sobre los parámetros estudiados en los suelos K, L, M y N. *=Ecuaciones no significativas estadísticamente, se incluyen a título informativo. Variables independientes: t= tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost.

En todos los suelos (nativos y enmendados) durante el transcurso de la incubación generalmente se incrementa el contenido de **agua útil**, siendo especialmente llamativo en el suelo K. El incremento de la temperatura, en general, origina un aumento del agua útil, estando en ocasiones ligado a la incubación (T y t×T) tal y como indica Dinel *et al.* (1992). Finalmente, en contra lo publicado por Weber *et al.* (2007), los suelos verán reducida la cantidad de agua útil con la enmienda en sí de co-compost, posiblemente debido al incremento del punto de marchitamiento; sin embargo, este efecto negativo parece mermarse gracias a la incubación y/o la alta temperatura, que incrementan el contenido de agua útil.

Al aplicar el análisis factorial de 3³ (similar al de capítulos anteriores) (Tabla 6.8) a los parámetros de color observamos, en general, una r² relativamente baja, símbolo de que bien el color está influenciado por otros factores distintos o bien de que los factores estudiados se encuentran combinados de un modo más complejo del que pretendemos resumir. Por lo tanto, hemos de tomar estos resultados como mera aproximación a la realidad. La evolución se muestra en los Gráficos 6.34, 6.35, 6.36 y 6.37.

Los **parámetros de color** estudiados son: **A** que nos indica el grado verde-rojo, para el verde es el valor mínimo y para el rojo el valor máximo. **B**, nos indica el grado azul-amarillo, un valor mínimo para azul y un valor máximo para amarillo. **C** se identifica con el Cromo de la escala de Munsell, se relaciona con la cantidad de pigmentos. **H** se identifica con el Hue de la escala de Munsell, mínimo para el rojo y máximo para el amarillo. **L** es similar a Value de la escala Munsell y nos indica la claridad del suelo.

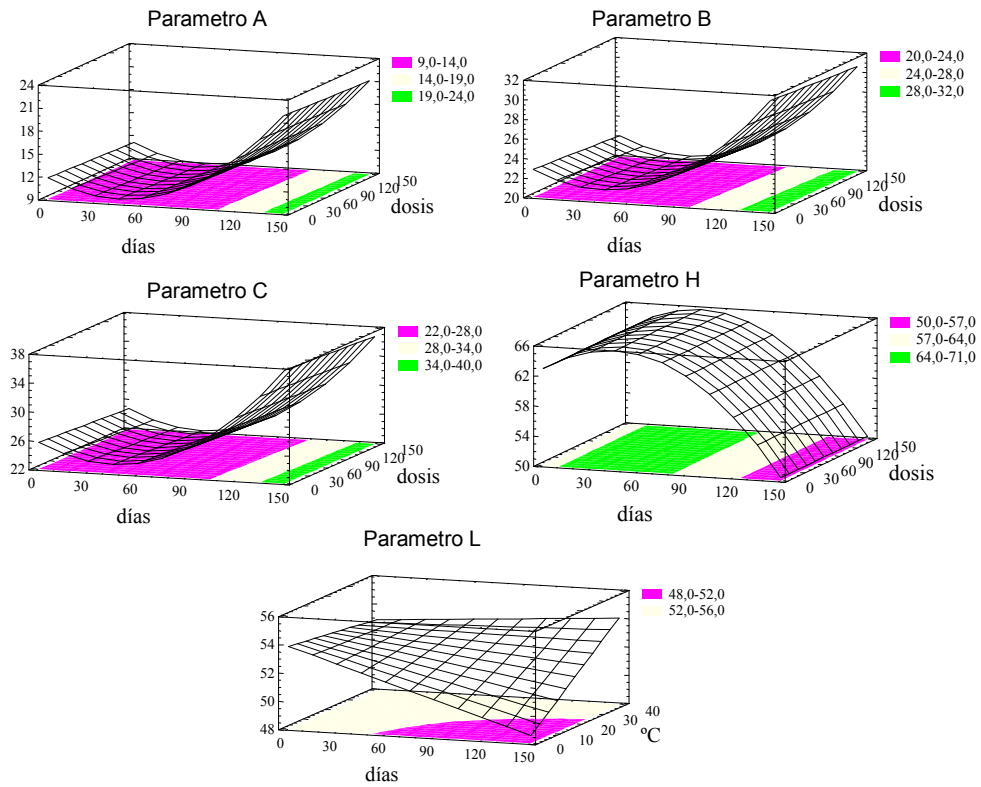


Gráfico 6.34. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros colorimétricos a los factores estudiados en el **suelo K**.

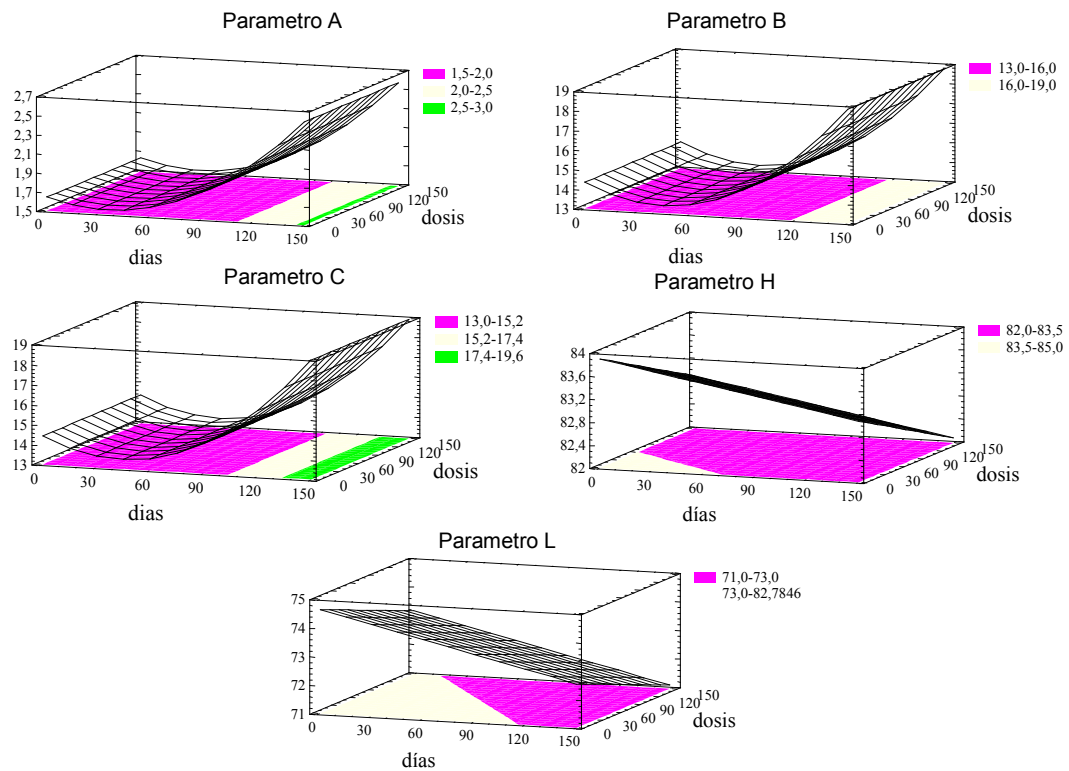


Gráfico 6.35. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros colorimétricos a los factores estudiados en el **suelo L**.

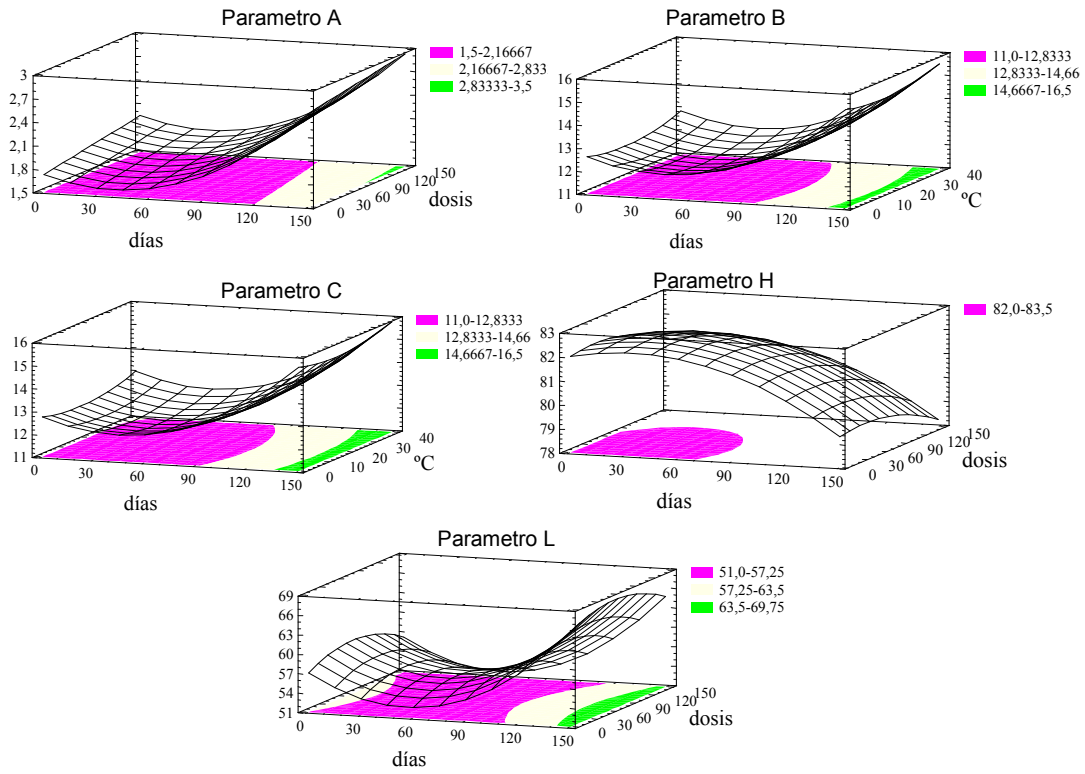


Gráfico 6.36. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros colorimétricos a los factores estudiados en el **suelo M**.

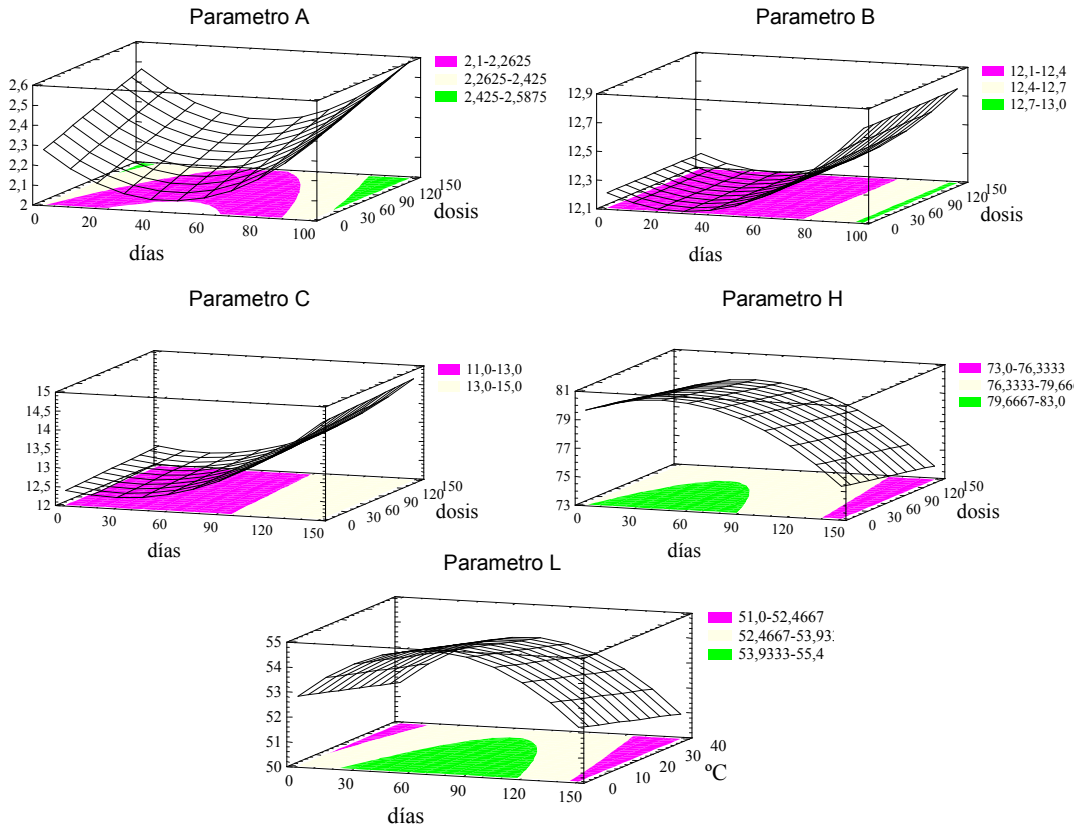


Gráfico 6.37. - Superficie de respuesta de los distintos parámetros colorimétricos a los factores estudiados en el **suelo N**.

Durante la **incubación** (t y $t \times t$, Tabla 6.8), la rojez de los suelos (parámetros A y H) será el parámetro más alterado, se incrementa en la mayoría de suelos (suelos K, L y M) entre un 43-77%. La evolución de los parámetros B y C es muy similar, la incubación contribuye positivamente y mayoritariamente a incrementar la amarillez y la cantidad de pigmentación de los suelos. La claridad de los suelos (parámetro L) es el parámetro con mayor diversidad en cuanto a su evolución, la incubación origina una mayor claridad de los suelos más oscuros (suelo M) y un oscurecimiento de los suelos más claros (K y L).

El **co-compost** (c y $c \times c$, Tabla 6.8) con valores de A: 4.8 ± 0.2 , B: 13.9 ± 0.9 , C: 14.7 ± 0.9 , L: 45.2 ± 1.7 y H: 70.7 ± 0.45 , 2 ± 1.7 y H: 70.7 ± 0.4) actúa como una suma ponderada del color, incrementa los parámetros cuando los del suelo son relativamente inferiores y disminuye los parámetros cuando los del suelos son relativamente superiores

La **temperatura** (T y $T \times T$, Tabla 6.8) modifica más significativamente la claridad de los suelos (parámetro L). Los suelos K y M manifiestan un incremento muy significativo de la claridad del suelo con a la alta temperatura y como contraposición, el suelo N se oscurece con la alta temperatura. Destacar que el suelo M también altera significativamente a alta temperatura su amarillez (aumenta) y su pigmentación (aumenta) (parámetros B y C, respectivamente).

Parámetro	Principales efectos			Interacciones entre dos factores						Datos estadísticos			
	t	T	c	$t \times T$	$t \times c$	$T \times c$	$t \times t$	$T \times T$	$c \times c$	media	P-values	r^2 (%)	DW
Suelo K	A	7.73	-0.5				10.76			10.04	<0.015	88	2.81
	B	6.69	-0.62				8.72			21.52	<0.002	85	2.8
	C	9.38	-0.77				12.52			23.75	<0.002	88	2.81
	H	-9.63					-13.92			65	<0.000	81	2.7
	L	-1.96	1.6		2.24					52.44	<0.118*	23	2.90*
Suelo L	A	0.76	0.21				0.76			1.65	<0.008	52	2.23*
	B	3.49					4.78			13.69	<0.000	51	1.96*
	C	3.53					4.82			13.79	<0.000	51	1.96*
	H	-0.77	-0.91							83.05	<0.017	56	2.06*
	L	-1.95	-1.31							72.99	<0.106*	20	2.03*
Suelo M	A	0.78	0.22				0.89			1.78	<0.000	65	1.91*
	B	2.08	0.21				2.85	0.4		12	<0.050	70	1.54*
	C	2.17	0.22				2.96	0.41		12.12	<0.059*	69*	1.63*
	H	-2.22	-0.81				-2.19		-0.85	82.01	<0.044	71	2.29*
	L	5.83	1.33				14.32		-4.27	54.97	<0.028	78	2.38
Suelo N	A		0.18				0.44			2.14	<0.000	75	1.78
	B	0.38					0.51			12.13	<0.027	37	2.39*
	C	1.79	1.14				1.48			12.6	<0.068*	74	2.17*
	H	-3.38	-1.21				-4.75			79.68	<0.017	45	2.38*
	L		-0.87	-0.91				-4.2		54.32	<0.048	62	1.82*

Tabla 6.8.- Cuantificación del efecto de los distintos factores sobre los parámetros de color en los suelos K, L, M y N. *=Ecuaciones no significativas estadísticamente, se incluyen a título informativo. Variables independientes: t = tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost.

6.3.1.2.- Análisis discriminante (*Forward Selection*)

- “Suelo y parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos” (F-to-enter: 18; F-to-remove: 18)

Se han obtenido tres funciones discriminantes que pueden predecir el suelo utilizado en los ensayos de microcosmos edáfico basándose en los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos estudiados. Un total de 108 muestras (432 datos) fueron utilizadas para discriminar entre los 4 suelos (Gráfico 6.38). Las tres funciones discriminantes tienen un *P-value* inferior a 0.000 por lo que resultan estadísticamente significativas en un 100% (Anexo 6.8). El porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 100% (Tabla 6.9).

Cada suelo está representado de acuerdo con los valores de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos tras el análisis discriminante en el Gráfico 6.38. La función 1 discrimina más significativamente al suelo L frente al resto de suelos (K:-11.94, L: 20.78, M:-3.33 y N:-5.45). La función 2 discrimina principalmente al suelo K frente al M, situándose los suelos L y N con valores intermedios (K:-11.94, L:-3.79, M: 11.96 y N: 3.24). La función 3 discrimina los suelos K y M (más cercanos al tráfico rodado) de los suelos L y N (K: 1.53, L: 0.16, M: 2.71 y N: -4.41). Los parámetros más discriminantes fueron el potasio y el magnesio de cambio, los carbonatos, el parámetro de color L y el nitrógeno total (Anexo 6.8).

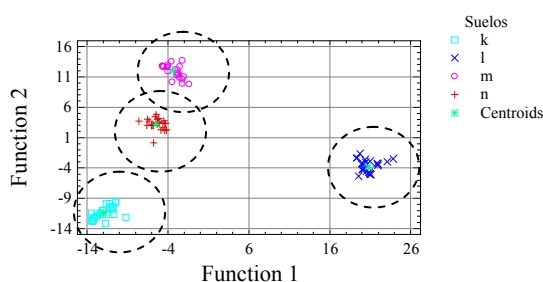


Gráfico 6.38.- Función 1 frente función 2 como discriminadores del suelo a partir de los parámetros fisicoquímicos.

Suelo real	Tamaño del grupo	Suelo predicho			
		K	L	M	N
K	27	27 100 %	0 0 %	0 0 %	0 0 %
L	27	0 0 %	27 100 %	0 0 %	0 0 %
M	27	0 0 %	0 0 %	27 100 %	0 0 %
N	27	0 0 %	0 0 %	0 0 %	27 100 %

Tabla 6.9.- Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar los suelos.

- “Tiempo y parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos” (F-to-enter: 4; F-to-remove: 2)

El tiempo transcurrido desde el inicio de la incubación de los microcosmos edáficos fue completamente discriminado por dos funciones elaboradas a partir de los parámetros edáficos. Un total de 432 datos fueron usados para discriminar entre las 3 opciones (0, 45 o 90 días) (Gráfico 6.39). Ambas funciones poseen un *P-value* inferior a 0.000 por lo que resultan

estadísticamente significativas con un 100% de confianza (Anexo 6.9). El porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 85.2% (Tabla 6.10).

El tiempo transcurrido se encuentra representado por los valores de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos tras el análisis discriminante en el Gráfico 6.39. La función 1 discrimina más significativamente el paso del tiempo con unos valores medios de -2.21, 0.19 y 2.01 para 0, 45 y 90 días, respectivamente; los parámetros más discriminantes son la suma de bases de cambio, el calcio de cambio y el parámetro de color L (Anexo 6.9). La función 2 discrimina principalmente a los 45 días frente a los 0 y 90 días, con valores medios de 0.42, -0.99 y 0,57 para 0, 45 y 90 días respectivamente. Los parámetros más discriminantes son la suma de bases de cambio, el calcio de cambio y el agua útil (Anexo 6.9).

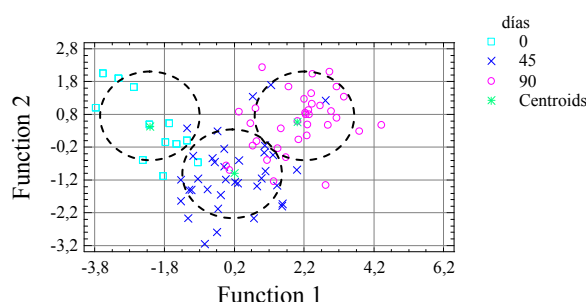


Gráfico 6.39.- Función 1 frente función 2 como discriminadores de los días post-enmienda a partir de los parámetros fisicoquímicos.

Día actual	Tamaño del grupo	Días predichos		
		0	45	90
0	36	33 91.67 %	3 8.33 %	0 0.00 %
45	36	1 2.78 %	29 80.56 %	6 16.67 %
90	36	0 0.0 %	5 16.67 %	31 83.33 %

Tabla 6.10.-Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar los días de ensayo.

o “Dosis y parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos” (F-to-enter: 3; F-to-remove: 2)

En la discriminación de la dosis de co-compost fueron generadas dos funciones que pueden predecir la dosis de co-compost utilizada a partir de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos estudiados. Tan solo una función discriminante con un *P-value* de 0.000 resulta estadísticamente significativa con un 100% (Anexo 6.10). El porcentaje de casos correctamente clasificados por esta función asciende al 95.8% (Tabla 6.11).

Cada dosis de co-compost se encuentra representada con los valores de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos tras el análisis discriminante en el Gráfico 6.40. La función 1 discrimina las dosis de co-compost con unos valores medios de -3.58, -1.19 y 4.77 correspondientes a 0, 35 y 140 t ha⁻¹ de co-compost, respectivamente. Los parámetros más discriminantes son el carbonato, el color H, el nitrógeno y el sodio de cambio (Anexo 6.10).

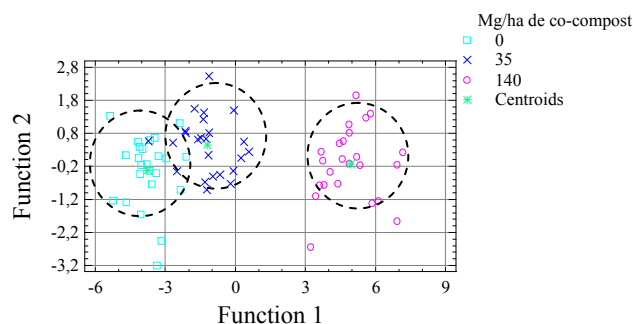


Gráfico 6.40.- Función 1 frente función 2 como discriminadores de la dosis de co-compost a partir de los parámetros fisicoquímicos.

Dosis real	Tamaño del grupo	Dosis predicha		
		0 t ha ⁻¹	35 t ha ⁻¹	140 t ha ⁻¹
0 t ha ⁻¹	24	23 95.83 %	1 4.17 %	0 0.0 %
35 t ha ⁻¹	24	2 8.33 %	22 91.67 %	0 0.0 %
140 t ha ⁻¹	24	0 0.0 %	0 0.0 %	24 100 %

Tabla 6.11.-Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar la dosis de co-compost.

o “Temperatura y parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos” (F-to-enter: 2; F-to-remove: 2)

En cuanto a la temperatura ambiental de incubación, dos funciones discriminantes fueron encontradas capaces de determinar la temperatura de incubación a partir de los datos físicos, químicos y fisicoquímicos del suelo (N=432) (Gráfico 6.41). La primera función con un *P-value* de 0.000 resulta estadísticamente significativas en un 100% de confianza, mientras que la segunda función con un *P-value* 0.039 posee más de un 95% de de confianza (Anexo 6.11). El porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 80.6% (Tabla 6.12).

La temperatura de incubación se encuentra representada a partir de los datos de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos tras el análisis discriminante en el Gráfico 6.41. La función 1 discrimina más significativamente las temperaturas de incubación con valores medios de 1.52, -0.33 y 1.85 para los 5, 20 y 35°C, respectivamente, siendo la materia orgánica, la conductividad eléctrica, el magnesio de cambio y el volumen de lixiviados las variables más discriminantes (Anexo 6.11). La función 2 discrimina mejor a 20°C frente a los 5°C y 35°C con unos valores medios de 0.49, -0.76 y 0.27, respectivamente; el nitrógeno, la materia orgánica y el cociente C/N son los parámetros más discriminantes (Anexo 6.11).

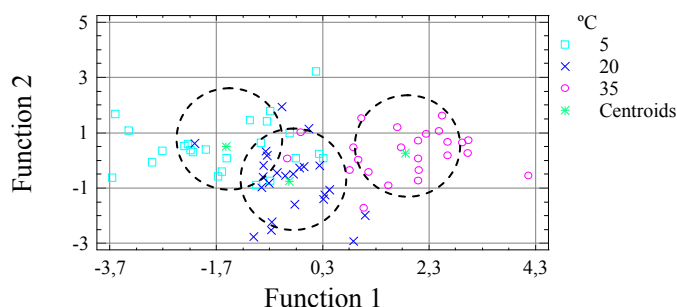


Gráfico 6.41. Función 1 frente función 2 como discriminadores de la temperatura ambiental a partir de los parámetros fisicoquímicos.

Temperatura real	Tamaño del grupo	Temperatura predicha		
		5°C	20°C	35°C
5°C	24	19 79.17 %	5 20.83 %	0 0.0 %
20°C	24	5 20.83 %	19 79.17 %	0 0.0 %
35°C	24	1 4.17 %	3 12.50 %	20 83.33 %

Tabla 6.12. -Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar la temperatura ambiental.

6.3.1.3.- Análisis de correlación

El cálculo del coeficiente de correlación de *Pearson* entre las distintas variables mostró una serie de correlaciones en las que vamos a profundizar (Anexo 6.12).

En primer lugar vamos a estudiar las correlaciones simples más importantes y significativas, en la Tabla 6.13 viene recogidas estas correlaciones y sus ecuaciones de correlación. Destacar la relación existente entre la materia orgánica y el nitrógeno, signo de que buena parte del nitrógeno estudiado bien es orgánico o bien que procede de la enmienda del co-compost (Tabla 6.13). El porcentaje de arena se correlaciona negativamente con el carbonato equivalente, pF a 1500 kPa y parámetro L del color, esto denota que la mayoría de los carbonatos proceden de margas arcillosas, con bajo contenido en arena, alta capacidad de retener agua a alta presión (punto de marchitamiento) y de elevada claridad (parámetro L) (Tabla 6.13). El porcentaje de arcilla se relaciona positivamente con el agua en el punto de marchitamiento (pF a 1500 kPa) y con la capacidad de intercambio catiónico, mientras que su relación es negativa con el agua disponible para las plantas. La arcilla, por tanto, retiene fuertemente el agua lo que dificulta la captación de la misma por parte de las plantas, y del mismo modo proporciona una mayor capacidad de intercambio catiónico, esta relación entre la capacidad de intercambio catiónico y algunos tipos de arcilla ya fue descrita por Senesi *et al.* (2005) (Tabla 6.13).

Parámetro edáfico	Parámetro edáfico	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Materia orgánica	(+) Nitrógeno	66.2	0.043	$MO = 0.62 + 9.94 \times N$
Materia orgánica	(+) Fósforo asim.	66.6	45.807*	$MO = 1.95 + 0.10 \times \text{fósforo asimilable}$
% arena	(-) Carbonato	72.3	4.463	$\% \text{ arena} = 41.64 - 0.61 \times \text{carbonato}$
% arena	(-) pF 1.500 kPa	68.2	2.313	$\% \text{ arena} = 46.71 - 1.70 \times \text{pF (1500 kPa)}$
% arena	(-) Parámetro L	77.0	4.221	$\% \text{ arena L} = 77.55 - 0.846 \times \text{parametro L}$
% arcilla	(+) pF 1.500 kPa	65.4	2.411	$\% \text{ arcilla} = 0.594 + 2.63 \times \text{pF (1500 kPa)}$
% arcilla	(-) Agua útil	78.0	0.313	$\% \text{ arcilla} = 74.97 - 17.56 \times \text{agua útil}$
% arcilla	(+) CIC	74.7	6.72	$\% \text{ arcilla} = 4.85 + 1.28 \times \text{CIC}$
pF 1.500 kPa	(+) Carbonato	96.4	2.249	$\text{pF 1500 kPa} = 3.34 + 0.34 \times \text{carbonato}$
pF 1.500 kPa	(+) Parámetro L	83.4	1.669	$\text{pF 1500 kPa} = -13.978 + 0.4259 \times \text{color L}$
pF 1.500 kPa	(+) CIC	65.5	2.14	$\text{pF 1500 kPa} = 3.908 + 0.369 \times \text{CIC}$
Parámetro L	(+) Carbonato	88.4	4.020	$\text{Color L} = 42.94 + 0.70 \times \text{carbonato}$

Tabla 6.13.-Análisis de regresión simple entre variables químicas, fisicoquímica y físicas

A posteriori se estudiaron las correlaciones múltiples más significativas e importantes, la Tabla 6.14 recoge estas correlaciones múltiples y las ecuaciones que la definen. Destacar, en primer lugar, la relación entre el punto de marchitamiento y la cantidad de carbonatos y materia orgánica, signo de la naturaleza de estos carbonatos (procedentes de margas arcillosas) y la capacidad de retención de agua de la materia orgánica (Dinel *et al.*, 1992) (Tabla 6.14). La conductividad eléctrica (CE) muestra alta correlación positiva con el sodio, principal elemento responsable del aumento de la conductividad, y negativa con las arcillas y el pH, símbolo de que los suelos arenosos y con menor pH son los que mayor conductividad eléctrica en nuestro ensayo (suelos M y N de la costa de Granada) (Tabla 6.14). La CE también esta correlaciona positivamente con la materia orgánica (presumiblemente por el alto contenido de sales del co-compost), con el magnesio de cambio (debido a la naturaleza de los suelos M y N de la costa de Granada, Anexo 6.2) y negativamente con el pH del suelo (propios de estos últimos suelos) (Tabla 6.14). La claridad del suelo (parámetro L) aumenta con el contenido de carbonatos y disminuye con la incorporación de materia orgánica, con el porcentaje de arena y arcillas (pudiendo por tanto estar ligado este parámetro del color al contenido en limo) y con el pF a 33 kPa, parámetro normalmente ligado a una mayor estructuración del suelo (Tabla 6.14).

La suma de bases de cambio se correlaciona positivamente con el volumen de lixiviados y con el porcentaje de arcillas, mientras que se relaciona negativamente con el porcentaje de arena. Una mayor cantidad de bases de cambio, debido a efectos osmóticos podría incrementar el volumen de lixiviados, ocurriendo este efecto en los suelos más arcillosos (K y L) (Tabla 6.14).

Parámetro edáfico	Parámetros edáficos	R-squared (%)	P-value	Error estándar	DW	Ecuación múltiple
pF 1.500 kPa	(+) Carbonato (+) MO	98	0.000	0.617	0.455	$pF (1500kPa) = 1.04 + 0.39 \times \text{carbonato} + 0.50 \times MO$
CE	(-) pH (-) Arcilla (+) Sodio de cambio	70	0.000	0.936	1.75	$CE = 19.36 - 1.96 \times pH - 0.06 \times \text{arcilla} + 1.08 \times \text{sodio de cambio}$
CE	(+) Magnesio de cambio (+) MO (-) pH	74	0.000	0.844	1.59	$CE = 8.54 + 0.39 \times \text{Mg de cambio} + 0.89 \times MO - 1.29 \times pH$
Parámetro L	(-) Arcilla (+) Carbonato	92	0.000	1.943	2.24	$\text{Color L} = 43.99 - 0.22 \times \text{arcilla} + 0.93 \times \text{carbonato}$
Parámetro L	(-) Arcilla (-) Arena (+) Carbonato (-) MO	94	0.000	3.059	1.51	$\text{Color L} = 67.64 - 0.30 \times \text{arcilla} - 0.23 \times \text{arena} + 0.79 \times \text{carbonato} - 0.91 \times MO - 0.29 \times pF(33 \text{ kPa})$
Suma de bases	(-) pF (33 kPa) (+) Arcilla (-) Arena (+) Volumen lixiviados	73	0.000	8.948	1.42	$\text{Suma de bases} = 60.19 + 0.34 \times \text{arcilla} - 0.66 \times \text{arena} + 0.03 \times \text{volumen lixiviados}$

Tabla 6.14.- Análisis de regresión múltiple entre variables químicas, fisicoquímica y físicas

6.3.1.4.- Análisis de componentes principales

Las relaciones entre los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos fueron estudiadas mediante un análisis de componentes principales. La Tabla 6.15 muestra tres componentes que logran explicar el 75% de la varianza. El primer componente con un 38% de la varianza está definido en el lado positivo por el contenido en carbonato equivalente, este se correlaciona en la parte positiva con el punto de marchitamiento (pF a 1500 kPa), con la capacidad de intercambio catiónico (CIC), con el porcentaje de arcilla, con el parámetro L de color y con la suma de las bases de cambio, sobre todo debido al Ca^{++} de cambio; en la parte negativa se sitúa el contenido de nitrógeno, materia orgánica y el porcentaje de arena. Se trata de un componente *edáfico* que muestra los caracteres generales de los suelos mediterráneos carbonatados pobres en nutrientes frente a otros suelos más ricos. El segundo factor (23%) relaciona la capacidad de campo del suelo (pF a 33 kPa), el contenido en magnesio de cambio y el calcio eliminado en lixiviados con los parámetros de coloración, siendo la relación positiva con el parámetro de color H (más amarillenta) y negativa con los parámetros A (tonalidad verde), B (tonalidad azulada) y C (poca pigmentación). Este componente podría ser también *edáfico*, caracterizando propiedades de los suelos de la costa de Granada. No obstante, destacar la relación entre la capacidad de campo y la coloración edáfica. El tercer factor (14%) está definido principalmente en el lado negativo por el pH, estrechamente relacionado con el pH (KCl), mientras que en el lado positivo se sitúa el contenido en potasio y magnesio de los lixiviados. Este componente asocia un posible aumento de la actividad biológica como incida el descenso de pH según Nohrstedt (1985) y la Tabla 11.7 en capítulos posteriores, y una mayor liberación de elementos posiblemente por la mineralización de la materia orgánica (González Fernández *et al.*, 2005; Pascual *et al.*, 2007).

	Componente		
	1	2	3
Nitrógeno	-0.700		
P asimilable			
Materia orgánica	-0.793		
C/N			
Carbonato equivalente	0.961		
pH			-0.821
pH (KCl)			-0.736
C. eléctrica			
pF (33 kPa)		0.760	
pF (1500 kPa)	0.942		
Agua útil			
Na ⁺ de cambio			
K ⁺ de cambio			
Ca ⁺⁺ de cambio	0.828		
Mg ⁺⁺ de cambio		0.864	
Δ bases	0.836		
CIC	0.749		
Volumen lixiviados			
Lixiviados: Na ⁺			
Lixiviados: K ⁺			0.782
Lixiviados: Ca ⁺⁺		0.722	
Lixiviados: Mg ⁺⁺			0.757
Parámetro L	0.923		
Parámetro A		-0.908	
Parámetro B		-0.915	
Parámetro C		-0.916	
Parámetro H		0.902	
Arcilla (%)	0.786		
Arena (%)	-0.891		
Autovalores	11.09	6.64	3.97
Varianza (%)	38.24	22.90	13.68
Total varianza	74.83		

Tabla 6.15.-Análisis factorial entre variables químicas, fisicoquímicas y físicas. Normalización con rotación Varimax. No significativa= $\leq \pm 0,700$.

6.3.2.- Evolución de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos durante el proceso de incubación.

6.3.2.1.- Propiedades químicas y fisicoquímicas

En primer lugar destacar que los suelos son significativamente diferentes entre ellos, tanto por sus cualidades originales como por su evolución, de modo que el tiempo de incubación, la temperatura de incubación y la enmienda de co-compost originan caracteres diferenciales en los suelos, así lo indica el hecho de que estos factores sean discriminados a partir de los parámetros edáficos estudiados.

La **materia orgánica** es probablemente el nutriente más limitado en el ecosistema mediterráneo (Archibold, 1995; Albuquerque *et al.*, 2007). Los bajos niveles en los suelos mediterráneos se encuentran directamente relacionados con su potencial productividad y fertilidad (Nogales *et al.*, 1995; Albuquerque *et al.*, 2007). Su incorporación a través del co-compost determina que se relacione con la conductividad eléctrica y con la humedad en el punto de marchitamiento. En relación a los factores ambientales, las altas temperaturas favorecen el proceso de mineralización de la materia orgánica como ya indicó Casado-Vela *et al.* (2006b) y este proceso puede ocurrir en periodos relativamente cortos de tiempo (Saggar *et al.*, 2001; Pedra *et al.*, 2007b). Las características del suelo son también un factor muy importante en el ratio de mineralización del carbono orgánico (Pedra *et al.*, 2007b). Los suelos K y N (más ricos en carbono orgánico) manifiestan una pérdida o mineralización de materia orgánica mayor respecto a los suelos más pobres, tanto con la incubación como con la alta temperatura. Mientras que los suelos relativamente más pobres (L y M) mantienen los niveles de materia orgánica durante los primeros 45 días, en el caso del suelo L el mantenimiento puede deberse al papel protector por parte de las arcillas (>40%) de la materia orgánica (Thomsen *et al.*, 1999), mientras que en el caso del suelo M, el hecho de encontrarse en barbecho con numerosos restos vegetales, puede conllevar un mayor contenido en lignina, de mayor resistencia a la degradación (Vigil y Kissel, 1995). En el resto de la incubación (45 a 90 días) manifiestan una degradación significativa de la materia orgánica principalmente asociada a los suelos enmendados, proceso que coincide con resultados de Busby *et al.* (2007).

Los fertilizantes nitrogenados inorgánicos son rápidamente solubilizados, lo que determina una pérdida por lixiviación, volatilización, inmovilización y desnitrificación y esto se traduce en una escasa utilización por parte de las raíces de los compuestos nitrogenados y los consiguientes problemas de contaminación por nitratos de aguas superficiales y subterráneas (Nogales *et al.*, 1999; Rubio *et al.*, 2006; Larchevêque *et al.*, 2006). Sin embargo, nuestro **nitrógeno total** se encuentra relacionado con la materia orgánica (Tabla 6.14), por lo que la mayoría de nitrógeno bien es orgánico o bien procede de la enmienda de co-compost (Larchevêque *et al.*, 2008). Generalmente, existe una menor tasa de mineralización del nitrógeno de los compost procedentes del sector terciario, además, el nitrógeno durante el proceso de compostaje reduce su biodisponibilidad de modo que el compost de lodos de aguas de depuradora debe ser de liberación relativamente lenta (Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008).

Los suelos de olivar (K y L), más arcillosos, tienen pérdidas de nitrógeno asociadas a la incubación y a las altas temperaturas, algo que podría llevar al agotamiento del mismo. Estos procesos de mineralización de nitrógeno pueden ocurrir a corto plazo (Saggar *et al.*, 2001), sobre todo en el caso de los suelos desnudos no sometidos a laboreo (Martínez, 2006; Gómez *et al.*, 2007b). La pérdida de nitrógeno asociada a la alta temperatura puede achacarse al consumo microbiano (Nogales *et al.*, 1999; Acosta, 2007) o a la volatilización del nitrógeno (Nogales *et al.*, 1999; Salvagiotti y Vernizzi, 2006). La bajada en los niveles de nitrógeno de estos suelos podría hacer necesario un aporte extra de nitrógeno. La posible enmienda conjunta de compost y nitrógeno ya ha sido considerada por Parr *et al.* (1978) como una opción muy recomendable.

El nitrógeno es más persistente al consumo o la degradación en los suelos arenosos (M y N) como ya describió Hseu y Huang (2005), donde las pérdidas generalmente están restringidas a los suelos enmendados.

Respecto a la **relación C/N**, en general, los suelos aumentan esta relación durante la incubación en el microcosmos edáfico (excepto el suelo N), y con la media-alta temperatura (principalmente en los suelos enmendados). El suelo N, rico en nutrientes, manifiesta una disminución de la relación C/N con la incubación, símbolo de la estabilización del suelo y de la pérdida de materia orgánica, mientras que los suelos K, L y M sucede un aumento considerable de la relación C/N (hasta un 45%, ver Anexo 6.4), algo que repercutiría según Bannich y Joergensen (1993) y Casado-Vela *et al.* (2006) en la productividad agrícola; hemos de barajar, como indica Parr *et al.* (1978) y Busby *et al.* (2007), una posible enmienda conjunta con fertilizante nitrogenado inorgánico.

La incorporación de fósforo y potasio es muy importante con la enmienda de nuestro co-compost. Hemos de tener en cuenta a estos macronutrientes a la hora de efectuar una enmienda puesto que los compost ricos en estos compuestos pueden llevar a fenómenos de acumulación de los macronutrientes en el suelo, produciéndose una disminución de la disponibilidad de otros micronutrientes para la planta (Weber *et al.*, 2007; Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008), lo que también podría ocasionar una contaminación del agua y del suelo (Spargo *et al.*, 2006). Según Martínez (2006) y Gómez *et al.* (2007b) la evolución del fósforo y del potasio es similar al nitrógeno, hay mayor pérdida en suelos sin laboreo y sin cubierta vegetal con respecto a otros hábitos de cultivo.

Vogtmann *et al.* (1993) estima que el **fósforo asimilable** por las plantas se sitúa entre el 20-40% del fósforo total de los residuos orgánicos, éste procede tanto de formas orgánicas tales como ácidos nucleídos, fosfolípidos y fitina como de formas inorgánicas (minerales). Sin embargo, en el caso de los lodos de aguas residuales también podemos hablar de fuentes antropogénicas, en su mayoría de residuos de limpieza. Existe una relación (poco significativa) entre el fósforo asimilable y la materia orgánica, en este sentido, destacar que la disponibilidad del fósforo orgánico es mucho mayor que la del inorgánico (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008).

La fertilización de nuestros suelos con el co-compost origina un incremento considerable del fósforo asimilable, como ya anticiparon diversos investigadores (Larchevêque *et al.*, 2006; Casado-Vela *et al.*, 2006b; Weber *et al.*, 2007; Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008;

Larchevêque *et al.*, 2008; Criquet S y Braud, 2008). El incremento del fósforo en terrenos con déficit del mismo mejora la productividad de los cultivos, mantiene la fertilidad del suelo (Hooda *et al.*, 2001) y puede llegar a ser un factor clave que permita el desarrollo vegetal (Casado-Vela *et al.*, 2006), pero, como ya hemos mencionado, puede llegar a ser contraproducente cantidades elevadas del mismo.

Los suelos K, L y N enmendados con co-compost manifiestan pérdidas muy elevadas de fósforo asimilable durante toda la incubación. El fósforo en suelos básicos y ricos en calcio tiene una fuerte tendencia a la insolubilización, restringiendo enormemente su disponibilidad para las plantas. El fósforo monocálcico se transforma sucesivamente en fosfatos dicálcico hidratado, fosfato ortocálcico y finalmente en hidroxiapatito, este camino resulta irreversible y conduce a la indisponibilidad del fósforo (Casado-Vela *et al.*, 2006b; Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008). Caso aparte es el suelo M puesto que tras la enmienda de co-compost no muestra cambios llamativos en los niveles de fosforo tras la incubación, el elevado contenido relativo en otros elementos (sodio y magnesio) (Anexo 6.2) podría dificultar la formación de complejos fósforo-cálcicos.

Las **bases de cambio** mantienen relaciones principalmente con el volumen de lixiviados (por posibles fenómenos osmóticos) y con las arcillas (por la reactividad de estas) (Tabla 6.14 y 6.15).

Como describen Larchevêque *et al.* (2006), Casado-Vela *et al.* (2006b), Weber *et al.* (2007) y Larchevêque *et al.* (2008) el co-compost aporta sodio, potasio y magnesio de cambio al suelo agrícola. En relación al potasio de cambio (asimilable), su disponibilidad en el compost puede ascender hasta el 85% del contenido total (Vogtmann *et al.*, 1993), por lo que, la enmienda de co-compost resulta ideal para los suelos con déficit de mismo. El calcio no se incrementa con la enmienda, sin embargo, hemos de tener en cuenta que nuestros suelos son neutros o básicos, y tendrán, por tanto, las necesidades de calcio y magnesio cubiertas (Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008). La incubación en el microcosmos (suelos nativos y enmendados) generalmente origina que los elementos más retenidos en el suelo (calcio y magnesio) se incrementen en el complejo de cambio en detrimento de los elementos con menor capacidad de retención (sodio y potasio). La temperatura afecta más significativamente al calcio y al potasio de cambio: El calcio de cambio aumenta con la alta temperatura, como ocurre en el suelo L y posiblemente ocurrirá en el suelo K según Casado-Vela *et al.* (2006b), mientras que el potasio de cambio generalmente disminuye con el incremento de la temperatura, algo que según Casado-Vela *et al.* (2006b) puede estar ligado al consumo por parte de los microorganismos, proceso relativamente demostrado por la relación negativa entre el potasio y la actividad fosfatasa acida (Anexo 11.3).

La **capacidad de intercambio catiónico** esta asociada a las arcillas (Tabla 6.13) tal y como indica Senesi *et al.* (2005). Tanto la enmienda de co-compost como la alta temperatura tiende generalmente a incrementar la capacidad de intercambio catiónico, debido, según Senesi *et al.* (2005) e Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado (2008), al aporte de ácidos húmicos y arcillas por parte del co-compost y el estímulo biológico a alta temperatura, respectivamente.

El **carbonato equivalente** se encuentra correlacionado positivamente con el punto de marchitamiento, símbolo de su carácter arcillo-limoso, y con la claridad de los suelos (parámetro

L) (Tablas 6.13 y 6.14). La enmienda de co-compost generalmente aumenta los niveles de carbonatos en los suelos más pobres en carbonatos. Los suelos K, M y N (pobres en carbonatos) manifiestan un incremento relativo de los carbonatos durante su incubación y/o con el aumento de la temperatura ambiental, símbolo de una posible síntesis de los mismos por fijación del CO₂ atmosférico (Delgado *et al.*, 2008). El suelo L será el único que pierda carbonatos durante con la incubación, con la alta temperatura y con la enmienda de co-compost; recordemos que este suelo posee más un 40% de carbonatos lo que podría justificar la pérdida de los mismos.

El suelo actúa a modo de tampón, sus propiedades amortiguadoras son debidas a la materia orgánica, a las arcilla y a las bases de cambio (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008), aunque en nuestro caso el **pH** únicamente se encuentra relacionado con el **pH** en KCl 1M (Tablas 6.15). Todos los suelos manifiestan descensos del pH hacia la neutralidad con el aporte de co-compost, esta capacidad amortiguadora del co-compost ha dado pie al uso de suelos enmendados como sistemas filtrantes y de depuración de sustancias tóxicas debido a sus efectos de retención iónica y de amortiguación química (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008; Fernández Bayo, 2008).

Todos los suelos manifiestan descensos del pH con la incubación y la alta temperatura (especialmente los suelos enmendados), este hecho puede estar relacionado bien con el incremento de la actividad biológica (Nohrstedt, 1985) (Tabla 11.7, en capítulos posteriores), bien con procesos de mineralización de la materia orgánica con liberación de CO₂ y ácidos orgánicos, o bien con procesos de nitrificación del amonio con liberación de hidrogeniones (Stamatiadis *et al.*, 1999; González-Fernández *et al.*, 2005 y Pascual *et al.*, 2007).

La reacción del suelo (**pH en ClK**) es una característica fundamental del suelo que condiciona su génesis, su evolución, su actividad biológica y su potencial de proporcionar nutrientes a las raíces (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008). En principio la aplicación de co-compost debe estabilizar la reacción del suelo debido a su poder tamponante (www.emison.com; www.bioagro.com.uy; www.estrucplan.com), sin embargo, la capacidad de reacción de los suelos salinos (M y N) de la costa de Granada se incrementa con la enmienda de co-compost (algo que no ocurre en los suelos de olivar) debido posiblemente a la liberación de iones desde complejo de cambio. Las altas temperaturas, en general, aumentan la reacción de los suelos, la liberación de iones ácidos por actividad biológica puede ser la causa (Nohrstedt, 1985).

La medida de la **conductividad eléctrica** es un parámetro muy usado como indicador de la salinidad de los suelos (Casado-Vela *et al.*, 2006b). La conductividad eléctrica está asociada positivamente al contenido en materia orgánica y al sodio y magnesio de cambio (Tabla 6.14), debido a la salinidad del co-compost y a la naturaleza de los suelos de la costa de Granada. El compost en ocasiones puede aportar sales de sodio que pueden tener consecuencias directas sobre la estructura del suelo y producir un deterioro importante sobre las propiedades físicas del suelo, por ello se debe mantener la conductividad eléctrica por debajo de ciertos valores (Masaguer-Rodríguez y Benito-Capa, 2008).

La conductividad se incrementa con la enmienda de co-compost de modo proporcional a la dosis aplicada, algo ya descrito por Kütük *et al.* (2003), González Fernández *et al.* (2005),

Warman y Termeer (2005) y Pascual *et al.* (2007). En el caso de la incubación, los suelos de olivar (K y L) incrementan la conductividad posiblemente por la liberación de sales desde formas recalitrantes (Pascual *et al.*, 2007), o por la mineralización de la materia orgánica (González Fernández *et al.*, 2005). Las sales procedentes del co-compost pasan a formar parte del suelo agrícola y originan un incremento de la conductividad eléctrica se llega a alcanzar entre 4 a 6 veces más de conductividad en los suelos de olivar enmendados (140 t ha⁻¹ de co-compost), este aumento es preocupante puesto que podría superar los límites admisibles (Soumare *et al.*, 2003) y, por tanto, podría afectar a cultivos no tolerantes. En los suelos de la costa (M y N), la liberación de sales desde el co-compost parece contrarrestarse con la lixiviación de las sales propias del suelo, de modo que en el suelo M la CE no varía durante el ensayo mientras que el suelo N hay una pérdida de CE solo a bajas temperaturas. En todos los suelos estudiados se incrementa la conductividad eléctrica con el incremento de la temperatura, la razón principal podría ser, como ya hemos comentado, el aumento de la mineralización de la materia orgánica que permite la liberación de numerosas sales (González Fernández *et al.*, 2005; Pascual *et al.*, 2007).

6.3.2.2.- Propiedades físicas

La **capacidad de campo** (pF a 33 kPa) está relacionada con los colores del suelo A, B, C y H (Tabla 6.15). Según Schroeder (1984) la capacidad de campo está relacionada con la estructura edáfica y esta podría ser la clave para el cambio de coloración del suelo. Acorde con Aggelide y Londra (2000) y Weber *et al.* (2007), la enmienda de co-compost generalmente incrementa la capacidad de campo de los suelos, en nuestro caso solo es significativo en los suelos más ricos en nutrientes (K y M). Todos los suelos estudiados muestran incrementos de esta capacidad con el tiempo de incubación, siendo este aumento más significativo en los suelos de olivar (K y L), por ser estos más arcillosos (Marinari *et al.*, 2000; Ingelmo *et al.*, 2007). El incremento de la temperatura (Tabla 6.7) también incrementa la capacidad de campo, lo que concuerda con los datos de Dinell *et al.* (1992). Todo esto nos indica la necesidad de un periodo de adaptación del co-compost en el suelo para que realmente contribuya a aumentar la capacidad agua disponible para plantas.

La humedad en el **punto de marchitamiento** está relacionada con la presencia de carbonatos, materia orgánica (Tabla 6.14) y arcillas (Tabla 6.13), todos estos parámetros incrementan la humedad en el punto de marchitamiento. La enmienda de co-compost (debido a su naturaleza rica en lípidos, materia orgánica hidrófoba y contenido en arcilla) será el mayor determinante en el incremento de la humedad en el punto de marchitamiento en los suelos K, M y N, resultados similares fueron descritos por Melgar (2003) y Pyey y Shukla (2006). La incubación en el microcosmos supone generalmente un incremento de la humedad en el punto de marchitamiento (Tabla 6.7). El suelo L resulta alterado por la temperatura, en este caso disminuyendo la humedad en el punto de marchitamiento con la alta temperatura, posiblemente influenciado por su alto contenido en arcillas, mientras que el suelo N enmendado aumenta del punto de marchitamiento con la alta temperatura, algo que es atribuido por Dinell *et al.* (1992) al incremento de compuestos alifáticos de cadena larga (grasas y lípidos).

El **agua útil** se relaciona negativamente con el contenido en arcillas (Tabla 6.13). Las altas temperaturas, como indica Dinell *et al.* (1992), y la incubación incrementan el agua disponible para las plantas en los suelos estudiados. Según Marinari *et al.* (2000) y Ingelmo *et*

al. (2007) los mayores incrementos de agua útil se originan en los suelos de textura gruesa o media (M y N) mientras que los suelos de textura arcillosa (K y L) los incrementos son más bajos y persistentes. El agua útil de los suelos L, M y N está relacionada negativamente con la enmienda de co-compost (Tabla 6.7), siendo necesario, al igual que en la capacidad de campo, un periodo de incubación y/o alta temperatura para que se incremente el contenido en agua útil de los suelos enmendados.

Los colores están relacionados con la capacidad de campo, como ya comentamos. La claridad de los suelos (parámetro L) va a depender en gran medida del nivel de carbonatos y del contenido en materia orgánica (Tablas 6.13 y 6.14). En relación a la evolución de los colores, las tonalidades de color roja (parámetro A y H), amarilla (parámetro B) y la cantidad de pigmentación (parámetro C) aumentan significativamente con la incubación en el microcosmos edáfico. La enmienda de co-compost actúa según la coloración del suelo original, puesto que se produce prácticamente una suma ponderada de todos los parámetros. La alta temperatura de incubación generalmente origina una mayor claridad en los suelos (parámetro L).

6.3.2.3.- Lixiviación

El fenómeno de escorrentía superficial resulta clave en los procesos de erosión hídrica, los parámetros que afectan a este fenómeno son la impermeabilización de la superficie y la capacidad almacenadora del suelo (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008). Ensayos efectuados sobre margas arcillosas por Ingelmo e Ibáñez (1998), indican que el compost mejora la infiltración del agua y que disminuye la escorrentía superficial, lo que se traduce en una disminución de la erosión hídrica. Sin embargo, con el compost de lodos aumenta la capacidad almacenadora de agua en el punto de marchitamiento de los suelos (Dinel *et al.*, 1992), lo que disminuiría la capacidad de lixiviación a horizontes más profundos.

El co-compost actúa captando y fijando agua, lleva a la retención del **agua de lixiviación**, estos resultados descritos por Thierfelder *et al.* (2005), Pyey y Shukla (2006) y Ahn *et al.* (2008) ocurren en todos los suelos y quedan patentes en el aumento de la humedad en el punto de marchitamiento. Este fenómeno contribuye a reducir la percolación en profundidad y evita las pérdidas por filtrado. La explicación más plausible es el carácter hidrófobo de nuestro co-compost y su alta proporción en arcillas, ambas propiedades que determinan una mayor captación de agua. Sin embargo observamos que la incubación y/o exposición a altas temperaturas (35°C) contribuye a ejercer una acción estructurante que facilita la migración del agua hacia horizontes más profundos, este efecto es más rápido en los suelos más desarrollados y contribuyendo a reducir la escorrentía superficial, a disminuir la pérdida de suelo por erosión hídrica, a aumentar las posibilidades de revegetación natural (Ingelmo Sánchez y Rubio Delgado, 2008) y, por tanto, aumenta el volumen de lixiviados (y la capacidad de campo y el agua útil, como ya vimos anteriormente). Destacar también que los suelos L, M y N tienen un incremento de la lixiviación a bajas temperaturas (5°C), no estando clara su causa, aunque muy posiblemente será su alto contenido en esméctita, cuya evolución con la alta temperatura podría ocasionar una alta captación de agua debido a fenómenos de hinchamiento.

La cantidad de elementos **eliminados en los lixiviados** se incrementa generalmente con la enmienda de co-compost (por el aporte de nutrientes), con el aumento de temperatura y con el tiempo de incubación (salvo en el suelo M presumiblemente por su alta salinidad). Un

aumento de cationes en lixiviados asociado a la alta temperatura y a la incubación puede ser achacado a un incremento de las sales por la mineralización de la materia orgánica (González Fernández *et al.*, 2005). Destacar las elevadas pérdidas de magnesio y calcio en los suelos enmendados, y que podría provenir de formas recalcitrantes del co-compost (Pascual *et al.*, 2007) y que podría limitar estos nutrientes a la larga.

6.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos

Tipo de suelo

-En el suelo K la alta enmienda de co-compost (140 t ha^{-1}) es beneficiosa en aspectos como el contenido en materia orgánica, el nitrógeno, el potasio, el aporte de carbonatos, el aumento de la capacidad de campo, el aumento del agua útil, etc.. Tan solo existen ciertos problemas debidos a la conductividad eléctrica, relativamente elevada, al excesivo aporte de fosforo que podría limitar la disponibilidad de otros micronutrientes o incluso contaminar capas freáticas, y al excesivo consumo de nitrógeno tras la enmienda, que podría hacer necesario un aporte extra del mismo. La alta temperatura origina una elevada degradación o pérdida de materia orgánica, nitrógeno, potasio, etc. concomitante a un descenso en el pH del suelo, esto nos indica un rápido aumento en los nutrientes en épocas cálidas. Por otro lado, la alta temperatura resulta beneficiosa al incrementar la capacidad de campo y el contenido en agua útil del suelo.

-El suelo L manifiesta pérdidas de materia orgánica y nitrógeno durante la incubación, principalmente en los suelos con alta enmienda de co-compost (140 t ha^{-1}). Estos datos nos indican que una primera enmienda con dosis bajas (de contacto) sería no solo necesaria sino conveniente para evitar una respuesta tan radical en el suelo. A este hecho se suma la ausencia de déficit de potasio de este suelo (no se disminuye por efecto de la incubación), el problema de la conductividad eléctrica con la alta dosis y el descenso en el contenido en agua útil asociado a la alta enmienda. Todos estos procesos confirmarían los beneficios de dosis previas más bajas. En relación a la temperatura, la alta temperatura de incubación en el suelo tiene efectos beneficiosos en la capacidad de campo, en la disminución del punto de marchitamiento (muy alto en este suelo) y en el descenso del pH..., tan solo se observan algunos efectos adversos en los suelos con alta dosis (140 t ha^{-1}), una significativa pérdida de nitrógeno (alto ratio C/N) y un incremento de la conductividad eléctrica (ya de por si demasiado elevada en el suelo enmendado), ambos efectos que se remediarían con dosis de co-compost más bajas.

-En el suelo M la utilización de una enmienda inferior a 140 t ha^{-1} estaría justificada puesto que las pérdidas de materia orgánica y de nitrógeno están preferencialmente restringidas al suelo con altas dosis de co-compost. Además el fosforo asimilable procedente del co-compost, frente a otros suelos, se conserva bastante bien y podría originar problemas a largo plazo. La dosis elevada también es perjudicial por elevar la conductividad eléctrica, aumentar la humedad en el punto de marchitamiento, disminuir el contenido en agua útil del suelo y disminuir la permeabilidad del suelo (hidrofobia del suelo). Únicamente resaltar que el aumento beneficioso con la alta dosis de nutrientes diversos y carbonatos. La alta temperatura fomenta problemas en el ratio C/N (demasiado elevado), consumo de potasio elevado, excesivo aumento de la conductividad eléctrica..., no obstante origina ciertos beneficios a tener muy en cuenta en clima semisecos: aumento de la capacidad de campo y aumento en el contenido de agua útil.

-El suelo N parte de una buena base de nutrientes, el co-compost representa un aporte extra de nutrientes como materia orgánica, nitrógeno, fosforo asimilable, potasio, sodio, magnesio de cambio... El suelo N muestra una mineralización paralela de nitrógeno y sobre todo materia orgánica con el tiempo y con la alta temperatura, esto determina que el ratio C/N apenas se modifique, incluso en el suelo enmendado. El posible efecto negativo del co-compost sobre la conductividad eléctrica con la alta dosis parece mermarse puesto que este suelo muestra un descenso significativo de la conductividad ligado al tiempo de incubación, del mismo modo el fósforo asimilable del suelo enmendado manifiesta una enorme pérdida de asimilabilidad durante la incubación, y el incremento de la humedad en el punto de marchitamiento es parcialmente mermado por el aumento concomitante del contenido en agua útil. Por todos estos aspectos, podemos considerar que la enmienda alta (140 t ha^{-1}) no muestra perjuicios sensibles en este suelo. La alta temperatura incrementa la mineralización del co-compost como refleja el descenso de nitrógeno y principalmente materia orgánica y el aumenta la conductividad eléctrica. Salvo por estos aspectos, el efecto de la alta temperatura (35°C) resulta beneficioso por incrementar los niveles de carbonatos en el suelo, la capacidad de campo del suelo y el contenido en agua útil del suelo.

En general, la **dosis** alta de co-compost (140 t ha^{-1}) es muy beneficiosa para incrementar la cantidad de los diversos nutrientes y compuestos beneficiosos como materia orgánica, nitrógeno, potasio, carbonatos, fosforo asimilable, capacidad de intercambio... Sin embargo, encontramos que esta alta dosis podría ser perjudicial en algunos aspectos como son: La excesiva incorporación de sodio que aumenta de la conductividad eléctrica (sobre todo en el cultivo de olivar); el excesivo aporte de fosforo que podría originar fenómenos de contaminación de suelo o aguas, y los problemas relacionados con el aumento del punto de marchitamiento, sobre todo en estos suelos que poseen bajos regímenes de precipitaciones. En estos casos, se hace aconsejable la utilización de dosis más bajas de co-compost (dosis de contacto) o bien tener en cuenta que si optamos por una dosis masiva se hace imprescindible un periodo de adaptación del co-compost (tiempo y/o alta temperatura) previo a la siembra y/o a la época de lluvias.

Una mayor **temperatura** ambiental incrementa la mineralización y/o consumo de materia orgánica, nitrógeno y potasio (en algunos suelos). Este proceso tiene efectos en otras propiedades como son el descenso en el pH (presumiblemente asociado a un aumento de actividad biológica), aumento de la conductividad eléctrica (por la liberalización de sales), aumento de la capacidad de intercambio catiónico y aumento del carbonato equivalente (¿fijación de CO_2 ?). La alta temperatura determina una mejora en las propiedades hídricas del suelo, fomenta generalmente un aumento de la capacidad de campo y, por consiguiente, del agua disponible para las plantas.

La elección de la alta temperatura estará marcada, por tanto, de las necesidades nutricionales del suelo y por la necesidad de la mejora en las propiedades hídricas. Sin embargo, hemos de barajar que esta mejora es muy rápida y transitoria, pudiendo existir déficit de algunos nutrientes (p.e. nitrógeno) a corto plazo. Por lo tanto, a altas temperaturas no se debe anticipar demasiado a la enmienda orgánica de suelo que pretendemos cultivar, algo que si sería posible en épocas relativamente frías.

El **tiempo** de incubación en el microcosmos edáfico origina unos efectos cualitativamente similares a la alta temperatura, pero cuantitativamente mucho más ligeros. Podemos hablar de una mineralización de la materia orgánica, principalmente en los suelos con mayor contenido en la misma; una mineralización del nitrógeno, principalmente en los suelos mas arcillosos; una pérdida de fosforo asimilable, preocupante en el suelo N e inexistente en el suelo M; un consumo casi generalizado de potasio presumiblemente ligado al consumo microbiano; un aumento del carbonato equivalente en los suelos menos carbonatado, etc. Otros efectos positivos son que el tiempo de incubación origina un aumento de la capacidad de campo y del contenido de agua útil de los suelos. Los efectos colaterales serán el descenso en el pH y el aumento de la conductividad eléctrica en los suelos relativamente menos salinos.

6.4.- Anexos

		Suelo K			Suelo L			Suelo M			Suelo N		
		0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días
Porcentaje de M.O. (%)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	2.69	2.25	-	1.29	1.21	-	1.71	1.98	-	3.17	3.21
	35 t ha ⁻¹	-	2.93	2.60	-	1.55	1.48	-	2.29	2.19	-	3.85	3.21
	140 t ha ⁻¹	-	3.49	3.50	-	2.02	2.05	-	3.13	3.04	-	4.90	3.70
20°C	0 t ha ⁻¹	2.58	2.58	1.92	1.22	1.44	0.80	1.81	1.90	1.92	3.33	3.10	3.03
	35 t ha ⁻¹	2.92	2.77	2.15	1.58	1.66	1.34	2.16	2.43	2.30	3.66	3.19	3.33
	140 t ha ⁻¹	3.88	3.62	3.35	2.60	1.78	1.72	3.15	3.15	3.19	4.60	4.37	3.91
35°C	0 t ha ⁻¹	-	2.06	1.53	-	1.13	1.18	-	2.13	2.11	-	2.90	2.19
	35 t ha ⁻¹	-	2.37	1.99	-	1.50	1.50	-	2.37	2.44	-	3.45	2.47
	140 t ha ⁻¹	-	2.81	2.43	-	2.20	2.04	-	3.31	3.12	-	4.55	3.33
Porcentaje de nitrógeno (%)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	0.25	0.16	-	0.11	0.06	-	0.13	0.13	-	0.19	0.20
	35 t ha ⁻¹	-	0.23	0.18	-	0.14	0.09	-	0.17	0.15	-	0.22	0.25
	140 t ha ⁻¹	-	0.35	0.28	-	0.24	0.13	-	0.23	0.22	-	0.31	0.29
20°C	0 t ha ⁻¹	0.30	0.18	0.16	0.11	0.12	0.07	0.13	0.13	0.14	0.21	0.20	0.22
	35 t ha ⁻¹	0.33	0.19	0.18	0.14	0.14	0.09	0.16	0.18	0.16	0.23	0.23	0.24
	140 t ha ⁻¹	0.40	0.27	0.24	0.22	0.23	0.13	0.24	0.21	0.20	0.31	0.28	0.28
35°C	0 t ha ⁻¹	-	0.17	0.11	-	0.12	0.08	-	0.13	0.12	-	0.19	0.18
	35 t ha ⁻¹	-	0.20	0.14	-	0.13	0.09	-	0.16	0.14	-	0.21	0.20
	140 t ha ⁻¹	-	0.26	0.20	-	0.20	0.12	-	0.18	0.18	-	0.26	0.26
Fósforo asimilable (ppm)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	7.5	9.5	-	2.0	4.8	-	27.6	39.9	-	68.6	30.0
	35 t ha ⁻¹	-	22.2	16.1	-	12.6	18.8	-	57.3	55.9	-	97.0	37.4
	140 t ha ⁻¹	-	42.6	42.3	-	38.8	42.7	-	177.0	160.0	-	116.7	44.4
20°C	0 t ha ⁻¹	13.2	11.0	10.5	3.0	3.7	3.5	21.2	36.7	41.3	81.4	73.0	35.7
	35 t ha ⁻¹	55.5	22.4	17.5	45.4	15.3	19.2	63.4	63.1	84.2	122.8	80.6	41.6
	140 t ha ⁻¹	175.5	58.8	48.4	165.9	39.8	59.8	183.1	147.9	152.8	240.1	123.9	46.3
35°C	0 t ha ⁻¹	-	8.1	6.7	-	1.9	4.2	-	35.3	36.5	-	51.5	36.2
	35 t ha ⁻¹	-	18.8	17.5	-	19.5	21.3	-	88.0	71.7	-	61.7	49.0
	140 t ha ⁻¹	-	46.5	42.2	-	50.6	56.1	-	223.6	156.0	-	82.7	60.9
K⁺ (cmol⁽⁺⁾/Kg)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	1.59	1.26	-	1.39	1.52	-	0.33	0.26	-	1.26	1.22
	35 t ha ⁻¹	-	1.78	1.42	-	1.52	1.55	-	0.46	0.36	-	1.49	1.39
	140 t ha ⁻¹	-	2.41	2.08	-	1.85	1.78	-	0.86	0.76	-	1.88	1.72
20°C	0 t ha ⁻¹	1.68	1.68	1.29	1.49	1.49	1.42	0.26	0.33	0.30	1.39	1.32	1.22
	35 t ha ⁻¹	1.82	1.65	1.42	1.63	1.55	1.52	0.42	0.40	0.33	1.53	1.49	1.39
	140 t ha ⁻¹	2.21	1.82	1.75	2.02	1.85	1.78	0.86	0.73	0.73	1.93	1.88	1.72
35°C	0 t ha ⁻¹	-	1.19	1.22	-	1.42	1.42	-	0.26	0.26	-	1.22	1.19
	35 t ha ⁻¹	-	1.45	1.39	-	1.55	1.55	-	0.33	0.26	-	1.45	1.35
	140 t ha ⁻¹	-	1.64	1.75	-	1.88	1.85	-	0.66	0.63	-	1.68	1.62

Anexo 6.1.- Propiedades químicas y fisicoquímicas.

		Suelo K			Suelo L			Suelo M			Suelo N		
		0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días
Na⁺ (cmol⁽⁺⁾/Kg)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	0.41	0.19	-	0.08	0.45	-	1.14	0.87	-	0.39	0.32
	35 t ha ⁻¹	-	0.39	0.26	-	0.13	0.45	-	1.14	0.87	-	0.52	0.36
	140 t ha ⁻¹	-	0.53	0.36	-	0.29	0.57	-	1.27	0.96	-	0.62	0.50
20°C	0 t ha ⁻¹	0.29	0.31	0.19	0.10	0.12	0.29	1.44	1.22	1.09	0.62	0.46	0.38
	35 t ha ⁻¹	0.34	0.34	0.24	0.15	0.13	0.34	1.48	1.27	1.22	0.67	0.48	0.41
	140 t ha ⁻¹	0.48	0.45	0.29	0.30	0.24	0.57	1.58	1.40	1.27	0.80	0.67	0.45
35°C	0 t ha ⁻¹	-	0.22	0.24	-	0.10	0.31	-	1.09	1.14	-	0.45	0.46
	35 t ha ⁻¹	-	0.27	0.27	-	0.15	0.43	-	1.22	1.18	-	0.55	0.57
	140 t ha ⁻¹	-	0.40	0.38	-	0.27	0.48	-	1.27	1.31	-	0.55	0.53
Ca⁺⁺ (cmol⁽⁺⁾/Kg)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	54.69	50.90	-	58.69	52.70	-	40.72	37.53	-	30.34	35.53
	35 t ha ⁻¹	-	45.31	56.09	-	63.08	56.09	-	39.12	39.12	-	32.54	37.53
	140 t ha ⁻¹	-	44.91	66.07	-	60.88	52.50	-	44.11	40.72	-	39.92	37.13
20°C	0 t ha ⁻¹	44.51	55.89	60.68	55.49	53.10	68.07	35.33	38.72	37.53	30.94	35.33	42.52
	35 t ha ⁻¹	44.18	53.89	59.68	55.01	56.89	67.07	35.13	39.52	37.73	30.80	37.73	36.93
	140 t ha ⁻¹	43.25	52.10	58.69	53.65	54.29	69.66	34.55	44.71	35.53	30.40	39.72	43.91
35°C	0 t ha ⁻¹	-	43.12	55.49	-	62.88	75.45	-	32.94	46.91	-	30.54	42.72
	35 t ha ⁻¹	-	46.31	49.30	-	62.68	70.86	-	31.74	39.92	-	33.93	29.34
	140 t ha ⁻¹	-	40.92	44.31	-	52.70	67.07	-	36.73	39.32	-	30.74	31.34
Mg⁺⁺ (cmol⁽⁺⁾/Kg)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	2.30	1.98	-	5.27	4.94	-	9.22	9.22	-	4.61	4.61
	35 t ha ⁻¹	-	1.98	2.96	-	5.27	5.60	-	9.22	7.57	-	5.27	4.28
	140 t ha ⁻¹	-	2.30	3.62	-	6.58	5.27	-	10.21	9.22	-	5.27	5.93
20°C	0 t ha ⁻¹	0.99	1.32	0.66	2.63	4.28	4.94	9.22	9.88	9.22	4.61	4.28	5.27
	35 t ha ⁻¹	1.05	1.98	1.65	2.67	5.27	4.94	9.17	10.21	9.88	4.62	4.28	4.61
	140 t ha ⁻¹	1.23	2.30	3.62	2.79	5.93	5.60	9.02	10.21	9.22	4.66	5.60	4.61
35°C	0 t ha ⁻¹	-	0.99	2.63	-	5.27	5.60	-	8.56	9.88	-	3.95	4.94
	35 t ha ⁻¹	-	2.63	1.98	-	5.93	5.93	-	8.23	8.56	-	5.60	4.28
	140 t ha ⁻¹	-	1.86	2.63	-	5.60	5.27	-	8.89	9.88	-	4.94	4.61
Suma de bases													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	59.00	54.32	-	65.42	59.60	-	51.41	47.88	-	36.60	41.69
	35 t ha ⁻¹	-	49.47	60.73	-	63.01	74.47	-	49.94	47.93	-	39.81	43.55
	140 t ha ⁻¹	-	50.16	72.13	-	69.61	60.12	-	56.45	51.66	-	47.69	45.27
20°C	0 t ha ⁻¹	47.48	59.20	62.81	59.71	58.98	74.72	46.26	50.16	48.14	37.56	41.39	49.38
	35 t ha ⁻¹	47.40	57.86	62.99	59.46	63.84	73.87	46.19	51.39	49.16	37.62	43.97	43.34
	140 t ha ⁻¹	47.17	56.67	64.35	58.76	62.31	77.61	46.02	57.04	46.74	37.78	47.88	50.69
35°C	0 t ha ⁻¹	-	45.51	59.59	-	69.66	82.78	-	42.85	58.19	-	36.16	49.31
	35 t ha ⁻¹	-	50.67	52.94	-	70.31	79.34	-	41.52	49.93	-	41.54	35.55
	140 t ha ⁻¹	-	44.82	49.08	-	60.45	74.67	-	47.55	51.14	-	37.91	38.10

Anexo 6.2.- Propiedades químicas y fisicoquímicas.

		Suelo K			Suelo L			Suelo M			Suelo N		
		0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (cmol⁽⁺⁾/Kg)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	12.92	22.59	-	27.14	27.20	-	8.52	9.34	-	12.80	10.55
	35 t ha ⁻¹	-	22.63	21.84	-	28.45	27.91	-	9.35	11.17	-	12.92	6.42
	140 t ha ⁻¹	-	24.49	27.20	-	27.97	29.03	-	11.12	11.08	-	14.06	14.92
20°C	0 t ha ⁻¹	23.32	19.91	19.95	29.32	27.09	-	10.25	11.17	8.55	12.90	14.34	12.32
	35 t ha ⁻¹	23.64	21.54	21.80	29.56	26.71	27.80	10.75	10.31	10.19	13.36	13.48	14.17
	140 t ha ⁻¹	24.54	21.75	23.28	30.22	29.26	-	12.16	11.28	15.56	14.67	14.86	14.31
35°C	0 t ha ⁻¹	-	19.79	19.79	-	28.56	-	-	9.49	8.52	-	13.30	11.35
	35 t ha ⁻¹	-	-	12.07	-	27.80	28.08	-	7.65	8.53	-	13.87	13.01
	140 t ha ⁻¹	-	22.77	24.29	-	28.08	30.49	-	12.02	11.17	-	15.51	14.93
Porcentaje de CaCO₃ equivalente (%)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	18.3	18.8	-	44.6	41.6	-	12.9	14.3	-	14.6	15.9
	35 t ha ⁻¹	-	18.9	19.4	-	44.2	41.4	-	12.2	15.5	-	14.8	16.2
	140 t ha ⁻¹	-	19.1	19.4	-	40.2	43.0	-	13.7	16.2	-	12.7	16.9
20°C	0 t ha ⁻¹	18.7	18.8	18.7	43.5	43.5	42.0	11.9	12.2	14.5	15.0	15.2	14.8
	35 t ha ⁻¹	18.8	18.6	18.6	43.3	43.3	41.2	12.1	13.5	13.9	15.2	14.2	16.6
	140 t ha ⁻¹	19.2	18.2	18.5	42.6	41.4	42.2	12.7	13.9	14.1	15.7	13.8	16.9
35°C	0 t ha ⁻¹	-	19.7	17.6	-	40.5	43.0	-	13.7	13.9	-	15.6	16.5
	35 t ha ⁻¹	-	19.2	18.2	-	40.2	41.8	-	15.5	14.5	-	13.7	16.6
	140 t ha ⁻¹	-	19.1	21.2	-	41.3	41.6	-	15.4	14.4	-	16.2	16.9
pH dH₂O (1/1)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	8.6	7.9	-	8.2	8.2	-	8.5	8.4	-	8.0	7.4
	35 t ha ⁻¹	-	8.2	7.7	-	8.1	8.0	-	8.3	8.4	-	7.9	7.4
	140 t ha ⁻¹	-	8.0	7.6	-	8.0	7.7	-	8.1	8.3	-	7.6	7.3
20°C	0 t ha ⁻¹	8.6	8.5	8.0	8.0	8.2	8.2	8.3	8.4	8.4	8.0	8.1	7.5
	35 t ha ⁻¹	8.6	8.1	7.7	8.0	8.1	8.0	8.2	8.2	8.3	8.0	7.8	7.5
	140 t ha ⁻¹	8.6	7.9	7.6	8.0	7.9	7.7	8.2	7.9	7.9	8.0	7.6	7.4
35°C	0 t ha ⁻¹	-	7.8	7.7	-	7.8	8.1	-	8.4	8.1	-	8.2	7.6
	35 t ha ⁻¹	-	7.5	7.9	-	7.6	7.8	-	8.3	8.0	-	8.1	7.6
	140 t ha ⁻¹	-	7.3	7.6	-	7.5	7.6	-	8.1	7.7	-	8.0	7.5
pH KCl (1/1)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	8.0	7.5	-	7.8	7.3	-	8.1	8.2	-	7.9	7.5
	35 t ha ⁻¹	-	7.8	7.5	-	7.8	7.4	-	8.0	8.2	-	7.8	7.3
	140 t ha ⁻¹	-	7.8	7.5	-	7.7	7.3	-	8.0	8.2	-	7.6	7.2
20°C	0 t ha ⁻¹	8.0	8.0	7.7	7.9	7.8	7.5	8.0	8.0	8.2	7.9	7.9	7.5
	35 t ha ⁻¹	8.0	7.9	7.5	7.9	7.8	7.4	8.0	8.0	8.1	7.9	7.9	7.4
	140 t ha ⁻¹	8.0	7.6	7.4	7.9	7.7	7.3	8.0	7.7	7.9	7.9	7.5	7.3
35°C	0 t ha ⁻¹	-	7.3	7.5	-	7.3	7.4	-	8.3	7.8	-	8.0	7.4
	35 t ha ⁻¹	-	7.3	7.4	-	7.4	7.3	-	8.2	7.7	-	7.8	7.4
	140 t ha ⁻¹	-	7.3	7.3	-	7.3	7.3	-	7.9	7.6	-	7.7	7.4

Anexo 6.3.- Propiedades químicas y fisicoquímicas.

		Suelo K			Suelo L			Suelo M			Suelo N		
		0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días
Conductividad eléctrica (dS m⁻¹)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	0.3	0.3	-	0.8	0.4	-	2.9	1.7	-	1.7	1.8
	35 t ha ⁻¹	-	0.9	1.3	-	1.4	0.6	-	2.6	2.0	-	3.0	2.7
	140 t ha ⁻¹	-	1.8	2.4	-	2.5	1.9	-	3.9	2.2	-	3.4	3.4
20°C	0 t ha ⁻¹	0.5	0.8	0.7	0.5	0.7	0.8	4.0	2.8	2.8	4.0	2.3	2.6
	35 t ha ⁻¹	0.6	1.1	0.7	0.6	1.6	0.8	4.0	4.0	3.7	4.1	2.6	3.0
	140 t ha ⁻¹	1.0	4.0	2.0	0.9	3.3	2.9	4.2	6.2	5.9	4.3	5.0	3.3
35°C	0 t ha ⁻¹	-	0.5	0.4	-	1.0	0.8	-	2.5	2.7	-	2.8	3.6
	35 t ha ⁻¹	-	1.3	0.7	-	1.9	2.1	-	3.9	3.7	-	4.4	4.0
	140 t ha ⁻¹	-	4.5	3.9	-	4.1	3.7	-	5.7	6.1	-	5.7	5.5
Relación C/N													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	10.8	14.1	-	11.7	20.2	-	13.2	15.2	-	16.7	16.1
	35 t ha ⁻¹	-	12.7	14.4	-	11.1	16.4	-	13.5	14.6	-	17.5	12.8
	140 t ha ⁻¹	-	10.0	12.5	-	8.4	15.7	-	12.2	13.8	-	15.8	12.8
20°C	0 t ha ⁻¹	8.6	14.3	12.0	11.1	12.0	11.4	13.9	14.6	13.7	15.9	15.5	13.8
	35 t ha ⁻¹	8.9	14.6	11.9	11.3	11.9	14.9	13.5	13.5	14.4	15.9	13.9	13.9
	140 t ha ⁻¹	9.7	13.4	14.0	11.8	7.7	13.3	13.1	14.0	16.0	14.8	15.6	14.0
35°C	0 t ha ⁻¹	-	12.1	13.9	-	9.4	14.8	-	16.4	17.1	-	15.3	12.2
	35 t ha ⁻¹	-	11.9	14.2	-	11.5	16.7	-	14.8	17.4	-	16.4	12.4
	140 t ha ⁻¹	-	10.8	12.2	-	11.0	17.0	-	18.4	17.3	-	17.5	12.8

Anexo 6.4.- Propiedades químicas y fisicoquímicas.

		Suelo K			Suelo L			Suelo M			Suelo N		
		0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días	0 días	45 días	90 días
pF 33 kPa (Porcentaje de humedad)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	22.7	28.6	-	33.2	33.4	-	32.0	33.7	-	29.8	29.2
	35 t ha ⁻¹	-	23.7	29.2	-	32.3	33.7	-	31.8	33.3	-	29.6	29.1
	140 t ha ⁻¹	-	25.5	30.8	-	32.2	32.9	-	31.1	32.6	-	29.8	29.3
20°C	0 t ha ⁻¹	23.6	23.3	28.3	30.0	30.4	34.0	31.2	31.8	32.6	29.8	29.5	31.6
	35 t ha ⁻¹	23.8	23.7	29.2	30.0	30.6	34.3	31.2	31.4	32.3	29.8	29.4	31.6
	140 t ha ⁻¹	24.2	22.7	30.0	30.2	30.2	34.3	31.3	31.4	32.4	30.0	29.6	31.7
35°C	0 t ha ⁻¹	-	26.9	27.9	-	30.6	33.6	-	32.8	33.0	-	29.6	31.2
	35 t ha ⁻¹	-	29.3	29.8	-	30.1	34.7	-	32.4	32.6	-	30.6	30.7
	140 t ha ⁻¹	-	30.1	32.3	-	29.3	35.1	-	33.1	32.9	-	29.4	31.4
pF 1.500 kPa (Porcentaje de humedad)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	9.6	8.8	-	18.4	19.6	-	7.3	7.6	-	8.9	8.5
	35 t ha ⁻¹	-	10.2	9.4	-	17.8	19.4	-	7.5	7.5	-	8.9	8.7
	140 t ha ⁻¹	-	11.3	10.7	-	18.6	18.9	-	7.9	8.0	-	9.2	9.0
20°C	0 t ha ⁻¹	10.8	9.9	8.8	16.9	18.3	18.9	7.3	7.5	7.5	8.0	8.4	8.6
	35 t ha ⁻¹	10.9	10.2	9.1	17.0	18.1	18.8	7.5	7.4	7.4	8.1	8.6	8.8
	140 t ha ⁻¹	11.2	9.7	9.6	17.0	18.2	19.7	7.9	8.0	8.0	8.5	9.2	9.4
35°C	0 t ha ⁻¹	-	9.7	8.6	-	16.8	18.1	-	7.5	7.5	-	8.4	8.3
	35 t ha ⁻¹	-	9.6	9.7	-	16.5	17.6	-	7.5	7.6	-	8.7	8.5
	140 t ha ⁻¹	-	9.7	10.5	-	16.5	18.1	-	8.2	8.1	-	9.5	9.0
Agua útil (mm cm⁻¹)													
5°C	0 t ha ⁻¹	-	1.7	2.6	-	2.0	1.9	-	3.5	3.7	-	2.8	2.8
	35 t ha ⁻¹	-	1.8	2.6	-	2.0	2.0	-	3.4	3.6	-	2.8	2.7
	140 t ha ⁻¹	-	1.8	2.6	-	1.8	1.9	-	3.2	3.4	-	2.7	2.7
20°C	0 t ha ⁻¹	1.7	1.8	2.6	1.8	1.7	2.1	3.4	3.5	3.6	2.9	2.8	3.1
	35 t ha ⁻¹	1.7	1.8	2.6	1.8	1.7	2.1	3.3	3.4	3.5	2.9	2.8	3.0
	140 t ha ⁻¹	1.6	1.7	2.6	1.7	1.6	1.9	3.2	3.2	3.3	2.9	2.7	3.0
35°C	0 t ha ⁻¹	-	2.3	2.6	-	1.9	2.1	-	3.6	3.6	-	2.8	3.1
	35 t ha ⁻¹	-	2.6	2.6	-	1.9	2.3	-	3.5	3.5	-	2.9	3.0
	140 t ha ⁻¹	-	2.6	2.8	-	1.7	2.3	-	3.4	3.4	-	2.7	3.0

Anexo 6.5.- Propiedades físicas. Agua útil.

Parámetros	Suelo K					Suelo L					
	A	L	B	C	H	A	L	B	C	H	
0 días											
0 t ha ⁻¹	11.76	53.45	22.78	25.63	62.69	1.57	74.43	14.35	14.43	83.75	
35 t ha ⁻¹	8.82	53.79	20.09	21.94	66.31	1.50	75.03	13.91	14.00	83.83	
140 t ha ⁻¹	9.40	52.38	20.90	22.92	65.79	1.68	73.42	13.42	13.53	82.86	
45 días											
5°C	0 t ha ⁻¹	10.43	54.12	22.35	24.66	64.98	1.27	76.96	13.46	13.52	84.62
	35 t ha ⁻¹	8.82	53.79	20.09	21.94	66.31	1.50	75.03	13.91	14.00	83.83
	140 t ha ⁻¹	9.40	52.38	20.90	22.92	65.79	1.68	73.42	13.42	13.53	82.86
20°C	0 t ha ⁻¹	9.34	53.30	20.73	22.74	65.73	1.43	74.76	13.61	13.69	83.99
	35 t ha ⁻¹	9.04	54.00	20.47	22.37	66.17	1.63	73.45	13.74	13.84	83.25
	140 t ha ⁻¹	9.24	51.52	20.88	22.83	66.12	1.70	73.16	13.35	13.46	82.76
35°C	0 t ha ⁻¹	9.79	53.76	21.52	23.64	65.52	1.54	73.52	12.83	12.92	83.15
	35 t ha ⁻¹	9.64	52.16	21.17	23.26	65.53	1.57	72.45	12.71	12.81	82.98
	140 t ha ⁻¹	8.84	52.87	20.26	22.11	66.42	1.66	73.70	13.36	13.46	82.90
90 días											
5°C	0 t ha ⁻¹	12.70	48.24	23.23	26.48	61.34	1.77	71.57	14.82	14.92	83.19
	35 t ha ⁻¹	11.38	54.32	23.34	25.96	64.00	1.51	75.08	13.54	13.62	83.65
	140 t ha ⁻¹	11.88	48.24	22.34	25.30	62.00	2.02	70.50	14.95	15.08	82.32
20°C	0 t ha ⁻¹	11.70	54.17	23.04	25.84	63.08	2.10	68.18	15.62	15.76	82.34
	35 t ha ⁻¹	11.15	53.14	22.93	25.49	64.07	1.62	74.24	14.54	14.63	83.66
	140 t ha ⁻¹	11.60	50.48	22.46	25.28	62.69	1.81	72.72	13.44	13.56	82.33
35°C	0 t ha ⁻¹	11.64	53.29	22.83	25.62	62.97	1.67	74.36	14.49	14.58	83.43
	35 t ha ⁻¹	12.15	50.93	23.43	26.39	62.58	1.48	75.11	13.53	13.61	83.74
	140 t ha ⁻¹	10.50	55.24	22.33	24.67	64.83	2.05	70.93	14.57	14.71	81.99

Anexo 6.6.- Propiedades físicas. Color. (Continua...)

Parámetros	Suelo M					Suelo N					
	A	L	B	C	H	A	L	B	C	H	
0 días											
0 t ha ⁻¹	1.75	57.90	12.49	12.61	82.03	2.30	52.47	12.17	12.39	79.30	
35 t ha ⁻¹	1.49	54.28	11.71	11.80	82.76	2.05	53.35	12.06	12.23	80.36	
140 t ha ⁻¹	1.83	50.32	11.88	12.02	81.27	2.24	54.51	12.24	12.44	79.61	
45 días											
5°C	0 t ha ⁻¹	1.77	52.80	12.18	12.30	81.71	1.94	55.11	12.01	12.17	80.82
	35 t ha ⁻¹	1.49	54.28	11.71	11.80	82.76	2.05	53.35	12.06	12.23	80.36
	140 t ha ⁻¹	1.83	50.32	11.88	12.02	81.27	2.24	54.51	12.24	12.44	79.61
20°C	0 t ha ⁻¹	1.38	53.49	11.31	11.40	83.05	1.88	55.12	11.84	11.99	80.96
	35 t ha ⁻¹	1.44	52.39	11.40	11.49	82.80	2.04	55.08	12.14	12.31	80.47
	140 t ha ⁻¹	1.85	51.03	12.07	12.21	81.30	2.36	54.20	12.65	12.87	79.43
35°C	0 t ha ⁻¹	1.59	54.89	12.09	12.19	82.53	2.07	53.28	12.19	12.37	80.37
	35 t ha ⁻¹	1.81	55.26	12.42	12.55	81.71	2.29	53.29	12.55	12.76	79.66
	140 t ha ⁻¹	1.96	54.73	12.44	12.59	81.05	2.30	51.19	11.57	12.19	79.13
90 días											
5°C	0 t ha ⁻¹	1.93	52.65	12.63	12.77	81.33	2.36	54.11	12.67	12.88	79.45
	35 t ha ⁻¹	1.71	56.72	12.32	12.44	82.09	2.18	56.66	12.71	12.90	80.29
	140 t ha ⁻¹	2.03	53.26	12.39	12.56	80.73	2.46	53.37	12.71	12.95	75.04
20°C	0 t ha ⁻¹	1.88	53.49	12.36	12.51	81.36	2.28	55.75	12.71	12.92	79.85
	35 t ha ⁻¹	1.79	56.78	12.52	12.64	81.84	2.30	55.26	12.66	12.87	79.70
	140 t ha ⁻¹	2.09	53.01	12.61	12.78	80.58	2.36	53.35	11.73	12.95	79.48
35°C	0 t ha ⁻¹	1.92	54.03	12.76	12.90	81.46	2.35	53.42	12.68	12.90	79.50
	35 t ha ⁻¹	1.83	57.97	12.66	12.79	81.78	2.35	54.22	12.75	12.96	79.57
	140 t ha ⁻¹	2.00	55.19	12.68	12.84	81.02	2.43	53.87	12.65	12.88	79.11

Continuación del Anexo 6.6.- Propiedades físicas. Color.

		Suelo K		Suelo L		Suelo M		Suelo N	
		26 días	68 días	26 días	68 días	26 días	68 días	26 días	68 días
Volumen lixiviados (mL)									
5°C	0 t ha ⁻¹	29.4±4.5	155.7	103.3±10.3	220.1	96.7±11.8	108.9	88.0±1.4	174.7
	35 t ha ⁻¹	13.0±0.9	118.1	99.4±1.0	228.2	98.5±0.7	100.0	79.5±13.4	184.7
	140 t ha ⁻¹	12.6±11.8	136.6	75.1±2.2	214.0	82.0±12.7	97.7	63.5±2.1	175.2
20°C	0 t ha ⁻¹	37.1±4.7	164.5	64.1±4.4	209.7	66.5±3.5	39.7	33.5±4.9	153.5
	35 t ha ⁻¹	28.5±6.3	171.5	68.2±4.6	209.4	64.5±3.5	28.5	28.0±5.7	155.6
	140 t ha ⁻¹	25.7±1.7	192.3	72.6±5.8	196.7	43.0±0.0	27.6	19.5±0.7	152.2
35°C	0 t ha ⁻¹	30.2±0.0	167.2	25.8±6.4	185.9	90.7±8.1	75.7	38.5±2.0	159.9
	35 t ha ⁻¹	56.8±8.8	189.8	23.0±8.4	168.4	77.4±7.0	76.7	32.0±17.3	177.0
	140 t ha ⁻¹	56.0±25.8	204.0	12.3±1.8	175.2	83.3±7.0	73.9	31.6±1.9	170.0
Na⁺ en lixiviados (mg)									
5°C	0 t ha ⁻¹	1.25	4.08	1.56	0.76	42.06	35.54	20.74	11.13
	35 t ha ⁻¹	1.47	5.42	2.91	3.95	52.69	37.17	21.86	10.49
	140 t ha ⁻¹	1.98	10.73	4.24	10.25	46.09	46.06	25.33	8.47
20°C	0 t ha ⁻¹	1.90	3.98	1.23	1.14	28.34	13.31	8.50	13.27
	35 t ha ⁻¹	3.22	9.40	2.75	3.41	33.33	12.40	10.49	22.10
	140 t ha ⁻¹	4.78	16.05	5.12	9.23	26.12	14.01	8.84	29.44
35°C	0 t ha ⁻¹	2.14	6.52	2.61	1.75	39.47	29.49	10.01	12.09
	35 t ha ⁻¹	1.57	12.28	5.97	5.57	40.67	36.87	7.24	21.93
	140 t ha ⁻¹	0.70	24.33	6.18	11.34	46.04	37.50	10.13	32.88
K⁺ en lixiviados (mg)									
5°C	0 t ha ⁻¹	0.16	0.68	2.09	2.70	2.77	2.58	13.69	7.26
	35 t ha ⁻¹	0.28	1.22	3.44	5.18	3.31	3.11	18.87	9.05
	140 t ha ⁻¹	0.81	6.21	4.89	13.61	11.56	10.86	26.68	12.49
20°C	0 t ha ⁻¹	0.29	1.04	2.19	4.97	2.27	1.25	6.37	15.13
	35 t ha ⁻¹	0.55	2.62	3.53	7.14	2.87	1.13	8.16	23.82
	140 t ha ⁻¹	2.09	7.32	7.53	13.09	5.16	2.82	7.71	35.00
35°C	0 t ha ⁻¹	0.38	1.64	4.96	6.71	3.45	3.30	8.09	13.78
	35 t ha ⁻¹	0.25	3.74	7.46	9.96	3.42	3.68	8.91	25.78
	140 t ha ⁻¹	0.23	12.29	11.23	18.18	11.11	9.15	10.63	41.62
Ca⁺⁺ en lixiviados (mg)									
5°C	0 t ha ⁻¹	0.12	0.00	3.10	1.76	32.86	25.05	28.16	8.39
	35 t ha ⁻¹	0.42	0.94	5.17	6.85	45.31	25.00	40.55	11.82
	140 t ha ⁻¹	1.06	4.92	6.31	15.40	44.28	38.10	38.10	10.16
20°C	0 t ha ⁻¹	0.30	0.00	2.82	4.61	20.62	9.52	11.39	15.35
	35 t ha ⁻¹	1.25	2.74	6.55	7.12	30.96	10.26	18.20	31.12
	140 t ha ⁻¹	3.09	13.85	10.88	20.06	38.70	19.32	23.40	53.28
35°C	0 t ha ⁻¹	0.33	1.34	5.76	3.72	29.93	24.51	11.94	13.75
	35 t ha ⁻¹	0.46	4.93	12.84	11.11	34.81	29.00	13.42	26.55
	140 t ha ⁻¹	0.68	20.40	0.00	45.56	66.60	46.54	23.73	54.40
Mg⁺⁺ en lixiviados (mg)									
5°C	0 t ha ⁻¹	3.12	11.21	23.14	18.49	23.20	16.34	80.96	27.95
	35 t ha ⁻¹	6.34	19.60	38.98	57.05	31.72	18.80	141.67	65.01
	140 t ha ⁻¹	12.54	49.18	45.67	91.14	32.96	26.97	120.40	38.55
20°C	0 t ha ⁻¹	6.30	13.82	22.19	54.10	15.03	7.22	41.21	54.96
	35 t ha ⁻¹	20.27	45.97	54.31	55.28	28.12	10.49	73.25	102.70
	140 t ha ⁻¹	36.64	143.07	72.27	154.97	59.86	22.80	82.37	216.46
35°C	0 t ha ⁻¹	6.59	17.39	48.78	36.44	26.30	17.70	33.80	52.46
	35 t ha ⁻¹	7.26	63.01	101.34	94.30	34.96	23.48	46.97	95.93
	140 t ha ⁻¹	9.22	322.32	0.00	248.81	81.75	78.45	95.92	215.22

Anexo 6.7.- Lixiviados.

Función	Nitrógeno	Carbonato	K de cambio	Mg de cambio	Color H
1	0.15	0.97	-0.10	0.44	0.53
2	0.87	-0.29	-0.90	0.58	0.73
3	0.69	0.34	-1.23	0.67	-0.53

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-value
1	159.31	65.19	0.996	0.00	1188.0	15	0.000
2	77.47	31.70	0.993	0.00	667.59	8	0.000
3	7.58	3.11	0.939	0.11	220.41	3	0.000

Anexo 6.8.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los suelos (arriba). Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de los suelos (abajo).

Función	pH (KCl)	CE	pF1500kPa	AU	Na de cambio	Ca de cambio	Suma de bases	Color L
1	-0.79	-0.61	1.35	1.43	-1.17	-4.24	4.51	-1.73
2	-0.33	-0.34	1.61	2.28	1.72	9.11	-8.27	-0.17

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-value
1	3.07	85.70	0.868	0.161	184.81	16	0.000
2	0.51	14.30	0.582	0.660	42.09	7	0.000

Anexo 6.9.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los días (arriba). Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de los días (abajo).

Función	Nitrógeno	Fósforo	Carbonato	Ce	pF 33kPa	Na de cambio	K de cambio	Lixiviados Na	Color H
1	1.72	0.75	3.10	1.03	0.86	1.48	1.10	0.92	-2.06

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-value
1	12.89	99.96	0.963	0.071	171.39	18	0.000
2	0.00	0.04	0.071	0.996	0.33	8	1.000

Anexo 6.10.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la dosis de co-compost (arriba). Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de la dosis de co-compost (abajo).

Función	Nitrógeno	MO	C/N	pH (KCl)	CE	AU	Na de cambio	Mg de cambio	Lixiviado Na	Volumen lix.
1	-0.00	-2.19	0.78	-0.92	1.72	1.04	-0.80	-1.62	0.79	-1.34
2	3.95	-3.98	2.38	-0.61	-0.50	0.17	-1.56	0.51	1.57	-0.65

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-value
1	2.04	86.65	0.819	0.250	89.38	20	0.000
2	0.31	13.35	0.489	0.760	17.63	9	0.039

Anexo 6.11.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (arriba). Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de la temperatura ambiental (abajo).

7.- Estudio de los metales pesados asimilables en microcosmos edáficos

7.1.- Introducción

La fracción asimilable de los metales pesados del suelo es la más importante puesto que está relacionada directamente con la toxicidad en plantas y microorganismos (Usman *et al.*, 2006). La asimilabilidad y la dinámica de los microelementos se encuentra condicionada por el suelo receptor, por las condiciones redox, por el pH, por la cantidad y calidad de las superficies activas, por la presencia de ciertos minerales como los carbonatos, etc. (Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008). La materia orgánica también es un componente clave en el transporte e inmovilización de muchos metales pesados (Tinoco, 2000).

Micronutrientes como Fe, Mn, Zn, Cu, B y Mo son incorporados por el compost y son esenciales para los cultivos. Su cantidad y movilidad dependerá del tipo de compost y del origen del mismo (Nogales *et al.*, 1996; García-Gil JC *et al.*, 1999; He *et al.*, 2004; Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008). El Fe y Mn establecen uniones con óxidos, algo que determina una gran movilidad y disponibilidad (Cai *et al.*, 2007). El Zn tiene una elevada solubilidad que facilita su disponibilidad, esto podría originar problemas de toxicidad por exceso (García-Gil JC *et al.*, 1999), aunque este problema desaparecería en suelos calcáreos debido a la alta afinidad del Zn por los carbonatos (Amir *et al.*, 2005; Pedra *et al.*, 2006). El Cu presentan fenómenos de fijación a la materia orgánica y a los carbonatos (Amir *et al.*, 2005; Pedra *et al.*, 2006; Ashworth y Alloway, 2008), para Cai *et al.* (2007) más del 70% del Cu se encuentra unido a la materia orgánica. Otros elementos como Pb y Ni pueden ser incorporados por el compost de lodos de aguas residuales (Amir

et al., 2005; Ashworth y Alloway, 2008). El Pb esta usualmente unido a formas de azufre y X-HNO₃ lo que limita la disponibilidad en los suelos (Amir *et al.*, 2005), también se ha descrito una fuerte relación entre el Pb y la solubilidad del material orgánico (Ashworth y Alloway, 2008). El Ni, por su parte, puede establecer uniones con formas orgánicas (Amir *et al.*, 2005 y Ashworth y Alloway, 2008).

Aparte, la enmienda con compost puede tener beneficios complementarios a la simple incorporación de nutrientes, Pérez de Mora *et al.* (2005) describen que la enmienda de compost origina únicamente un leve incremento de As y Zn, pero mejora sustancialmente la calidad de los suelos, e incluso recomiendan su uso para el tratamiento de suelos moderadamente contaminados con elementos traza. Según Romero *et al.* (2005) y Madejón *et al.* (2006) los procesos de aplicación de compost en suelos contaminados por metales pesados son útiles y fiables, puesto que además de incrementar el pH y los carbonatos, reduce la concentración y movilidad de elementos, fomenta el crecimiento vegetal, contribuye a la fitoestabilización y, en general, hacen el hábitat más accesible a otras comunidades vegetales. Para Tejada *et al.* (2007) un mayor contenido de ácidos húmicos en las enmiendas orgánicas resulta beneficioso para la remediación de suelos contaminados con Pb. Amir *et al.* (2005) y Tejada *et al.* (2008) describen gran apetencia del Ni por los ácidos húmicos potencialmente incorporados en el compost. Mientras que datos de Mesquita *et al.* (2004) muestran que el Cu se une a ácidos fúlvicos.

Sin embargo, el contenido de metales pesados y su biodisponibilidad en el sistema planta-suelo sigue siendo todavía una de las mayores limitaciones para la aplicación al suelo de compost de lodos de aguas residuales. La contaminación por metales pesados puede afectar a la biota edáfica, este fenómeno puede venir reflejado por ejemplo en las actividades enzimáticas del suelo, así la arilsulfatasa, la fosfatasa y la ureasa son inhibidas por diversos metales pesados. Los metales más tóxicos descritos por Efron *et al.* (2004) son el Cd, Cu y Pb. Además, hemos de tener en cuenta que los niveles de metales pesados presentes en el compost pueden incrementarse con la mineralización de la materia orgánica (Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008; Nogales *et al.*, 2008), por lo que los fenómenos de toxicidad podrían ocurrir con el paso del tiempo.

Hay numerosos estudios sobre el cambio en la disponibilidad de los metales pesados durante el proceso de compostaje debido a las fluctuaciones de temperatura, de pH y de materia orgánica (Elvira *et al.*, 1996; Liu *et al.*, 2007), los suelos agrícolas enmendados con compost también manifiestan diferencias en los metales pesados debido a cambios en el pH, en el contenido en ceniza, en el porcentaje de materia orgánica y en el contenido en sustancias húmicas (Moral-Herrero y Muro-Erreguerena, 2008). El presente capítulo pretende estudiar la influencia de las variables: enmienda de co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda vegetal, el tiempo de incubación y la temperatura de incubación, sobre la evolución de los metales pesados asimilables en cuatro suelos agrícolas de Andalucía. Para ello hemos empleado microcosmos edáficos como método de control de las condiciones ambientales.

7.2.- Resultados

En primer lugar observamos que los niveles de metales pesados totales presentes en el co-compost son inferiores a los marcados por la legislación vigente para los suelos agrícolas (Tabla 7.1), por lo tanto, ningún suelo supera tras la enmienda los límites máximos marcados para los suelos. Otro aspecto interesante es que el ratio metales pesados totales partido por metales pesados asimilables en el co-compost es, salvo para Ba, Se, Cu y Pb, menor al existente en los suelos (Tablas 7.1, 7.2, 7.3, 7.4 y 7.5), por lo tanto, es de esperar que el co-compost, tras su mineralización, no incremente en demasía los niveles de metales pesados asimilables de los suelos.

	Metales pesados asimilable (ppm)		Metales pesados totales (ppm)				Máximos niveles para suelos*
	Co-compost	Co-compost	Suelo K	Suelo L	Suelo M	Suelo N	
Se	0.03 ± 0.01	9.6 ± 0.8	1.3±0.3	1.1±0.2	3.4±0.2	1.7±0.3	-
Cr	0.13 ± 0.03	36.5 ± 2.2	34.5±1.5	27.7±2.7	20.9±1.1	20.4±0.1	150
Co	0.14 ± 0.04	6.0 ± 0.3	9.9±0.2	7.0±0.2	14.0±0.0	9.9±0.2	-
Ni	1.43 ± 1.15	25.0 ± 1.6	21.4±1.9	28.1±0.7	29.9±1.3	21.2±0.3	112
Cu	6.54 ± 0.83	141.2 ± 0.9	47.9±0.4	45.5±0.0	23.9±0.0	28.2±0.4	210
Ba	0.02 ± 0.00	272.7 ± 6.9	144.3±4.6	105.5±0.5	107.1±9.5	104.4±1.4	-
Mn	7.75 ± 0.64	288.7 ± 10.6	361.7±4.6	376.3±4.2	324.1±49.5	344.5±21.1	-
Zn	58.64 ± 11.60	346.6 ± 9.0	45.6±3.7	35.2±4.5	85.0±1.3	91.9±0.7	450
Mo	0.73 ± 0.15	3.7± 0.7	-	-	-	-	-
As	0.46 ± 0.11	6.5 ± 0.2	6.3±0.0	4.3±0.5	20.2±0.9	10.1±0.0	-
Cd	0.13 ± 0.03	0.8 ± 0.0	0.2±0.0	0.2±0.0	0.3±0.3	0.3±0.0	3
Sb	0.08 ± 0.02	0.1 ± 0.2	-	-	-	-	-
Pb	5.04 ± 0.71	70.3 ± 6.1	61.9±0.3	12.5±1.1	43.0±0.2	31.6±0.2	300
V	0.60 ± 0.11	17.0 ± 0.0	36.0±1.1	30.2±2.4	25.5±0.4	26.8±1.1	-

Tabla 7.1.- Metales pesados asimilables en el co-compost y elementos totales en el co-compost y en los suelos. * Valor límite de concentración de metales pesados totales permitidos en suelos según la directiva 86/278/CEE y el Real Decreto 1310/1990 publicado en el BOE 262, de 1 de Octubre de 1990.

Los niveles de metales pesados asimilables mostrados por los suelos no pueden ser comparados con los de otros autores, puesto que suelen cuantificarse únicamente los metales pesados totales. Los niveles de bario asimilable se sitúan en los suelos originales entre 0.1 ppm en el suelo M y 4.6 ppm en el suelo L, es por tanto muy variable entre los suelos estudiados (Tablas 7.2, 7.3, 7.4 y 7.5). Los suelos de olivar de Jaén (K y L) son los que mayor cantidad de cobre asimilable poseen (25.7 y 11.0 ppm, respectivamente) mientras que los suelos de la costa de Granada M y N (2.4 y 2.7 ppm, respectivamente) poseen cantidades muy inferiores (Tablas 7.2, 7.3, 7.4 y 7.5); todos los niveles son superiores incluso a los niveles totales encontrados por Casado-Vela *et al.* (2006a y b). El plomo asimilable resulta relativamente elevado en los suelos K y M (9.7 y 7.0, respectivamente) respecto a los suelos L y N (1.8 y 3.2 ppm, respectivamente), pudiendo estar asociado al tráfico rodado; los niveles también son muy elevados respecto a los totales descritos por Casado-Vela *et al.* (2006b). Los niveles de selenio asimilable de los suelos agrícolas varían entre los 0.02 ppm del suelo K y los 0.09 ppm del suelo L. El cromo asimilable entre 0.02 ppm de los suelos K y M y 0.08 ppm en el suelo L, estos niveles parecen estar acorde con los niveles descritos por Stabnikova *et al.* (2005). Los niveles de cobalto asimilable varían entre 0.03 ppm en el suelo M y 0.07 ppm en el suelo L. El níquel asimilable oscila entre 0.3 ppm del suelo K y los 0.5 ppm del suelo L. El manganeso asimilable varía entre 5.9 ppm en el suelo L y 9.7 ppm en el suelo M; los niveles son muy superiores a los niveles totales descritos por otros investigadores (Casado

Vela *et al.*, 2006a). El cadmio asimilable varía entre 0.01 ppm del suelo L y 0.09 ppm en el suelo N, entrando dentro de los rangos escritos por Pengcheng *et al.* (2007). El zinc asimilable oscila enormemente entre 0.4 ppm del suelo L y 5.1 ppm del suelo N, variaciones grandes entre los suelos también son descritas en la literatura (Casado Vela *et al.*, 2006a; Pengcheng *et al.*, 2007). El molibdeno asimilable es muy bajo en los todos los suelos estudiados, oscila entre los 0.002 ppm del suelo K y los 0.037 ppm del suelo N, generalmente es poco estudiado. El arsénico asimilable varía entre 0.02 ppm en el suelo K y 0.13 ppm en el suelo N. Los niveles de antimonio asimilables son bajos en los suelos estudiados, oscilan entre 0.003 ppm en los suelos K y L y 0.009 ppm en el suelo N, y tampoco es normalmente estudiado. Finalmente, los niveles de vanadio asimilable oscilan entre 0.02 ppm en el suelo M y los 0.10 ppm en el suelo L.

Los metales pesados asimilables presentes en el co-compost son, en la mayoría de casos, superiores a las correspondientes de los suelos agrícolas, tan solo existen algunas excepciones (Tablas 7.1, 7.2, 7.3, 7.4 y 7.5):

- El Ba asimilable se encuentra en mayor cantidad en los suelos estudiados respecto al co-compost, este elemento se podría encontrar inmovilizado por la materia orgánica del co-compost (ratio total/asimilable en el co-compost es 12000 y en los suelos es 306 ± 323).
- Los niveles de Cu asimilable son relativamente elevados en los suelos de olivar (suelos K y L).
- En el Pb asimilable se encuentra muy elevado en los suelos K y M, suelos cercanos al tráfico rodado.

Salvo estas excepciones, el nivel de metales pesados asimilables es superior en el co-compost respecto a los suelos estudiados. En base a esto, podemos distinguir entre tres grupos según la cantidad relativa entre los suelos y el co-compost (Tablas 7.1, 7.2, 7.3, 7.4 y 7.5):

- El Se y el Cr asimilables presente en los suelos es muy similar al valor mostrado por el co-compost, por lo tanto, existirán cambios poco o nada significativos tras la enmienda.
- El Co, Ni, Mn y Cd asimilables son metales pesados asimilables con niveles en el co-compost relativamente superiores a los suelos agrícolas.
- El Zn, Mo, As, Sb y V asimilables son sustancialmente superiores en el co-compost respecto a los suelos agrícolas estudiados.

Estudio metales pesados asimilables

Metales pesados asimilables (ppm)		Se	Cr	Co	Ni	Cu	Ba	Mn	Zn	Mo	As	Cd	Sb	Pb	V
0 días	0 t ha ⁻¹	0.02	0.02	0.04	0.32	25.66	0.90	6.88	0.97	0.00	0.02	0.03	0.00	9.70	0.06
	35 t ha ⁻¹	0.02	0.02	0.04	0.34	25.40	0.88	7.03	1.77	0.01	0.02	0.03	0.00	9.64	0.06
	140 t ha ⁻¹	0.02	0.02	0.04	0.38	24.65	0.85	7.46	4.03	0.04	0.04	0.04	0.01	9.46	0.09
5°C	0 t ha ⁻¹	0.00	0.05	0.04	0.28	27.30	0.78	7.41	1.02	0.00	0.02	0.03	0.00	8.54	0.06
	35 t ha ⁻¹	0.02	0.00	0.05	0.37	28.18	0.83	10.66	1.81	0.01	0.02	0.03	0.00	8.74	0.06
	140 t ha ⁻¹	0.00	0.04	0.08	0.46	25.28	0.77	12.43	4.91	0.02	0.04	0.04	0.01	9.31	0.10
45 días	0 t ha ⁻¹	0.00	0.05	0.09	0.41	29.11	0.86	11.67	1.13	0.00	0.02	0.03	0.00	10.47	0.07
	20°C 35 t ha ⁻¹	0.02	0.00	0.06	0.37	28.02	0.72	10.02	1.80	0.00	0.02	0.03	0.00	9.17	0.06
	140 t ha ⁻¹	0.00	0.06	0.08	0.44	24.32	0.51	11.95	4.26	0.02	0.03	0.04	0.01	8.93	0.09
Suelo K	0 t ha ⁻¹	0.04	0.03	0.06	0.33	24.52	0.82	9.14	1.12	0.00	0.02	0.04	0.01	9.67	0.07
	35°C 35 t ha ⁻¹	0.00	0.01	0.05	0.33	23.88	0.77	9.28	1.85	0.00	0.02	0.04	0.00	9.80	0.06
	140 t ha ⁻¹	0.03	0.00	0.10	0.47	26.72	0.53	12.70	4.63	0.02	0.03	0.04	0.00	9.56	0.08
5°C	0 t ha ⁻¹	0.02	0.00	0.04	0.32	31.51	0.81	7.33	1.04	0.00	0.02	0.03	0.00	9.38	0.05
	35 t ha ⁻¹	0.00	0.08	0.06	0.41	28.81	0.78	11.15	2.10	0.01	0.03	0.03	0.00	9.22	0.09
	140 t ha ⁻¹	0.00	0.05	0.16	0.55	26.18	0.73	11.76	5.07	0.02	0.04	0.05	0.01	10.02	0.11
90 días	0 t ha ⁻¹	0.01	0.00	0.25	0.44	22.34	1.08	9.07	1.09	0.00	0.02	0.04	0.01	12.15	0.07
	20°C 35 t ha ⁻¹	0.02	0.00	0.13	0.45	23.54	0.77	9.52	1.95	0.01	0.02	0.04	0.00	11.49	0.07
	140 t ha ⁻¹	0.01	0.03	0.22	0.54	26.23	0.47	12.62	4.46	0.02	0.03	0.04	0.01	11.24	0.11
35°C	0 t ha ⁻¹	0.03	0.00	0.27	0.45	32.94	1.16	13.47	1.07	0.00	0.02	0.04	0.01	12.92	0.09
	35 t ha ⁻¹	0.02	0.00	0.13	0.49	24.60	0.80	10.00	1.96	0.01	0.02	0.04	0.01	12.52	0.07
	140 t ha ⁻¹	0.03	0.00	0.24	0.58	25.02	0.50	12.58	4.91	0.02	0.03	0.05	0.01	11.02	0.09

Tabla 7.2.- Metales pesados asimilables en los microcosmos del suelo K.

Metales pesados asimilables (ppm)		Se	Cr	Co	Ni	Cu	Ba	Mn	Zn	Mo	As	Cd	Sb	Pb	V
0 días	0 t ha ⁻¹	0.09	0.08	0.07	0.53	10.99	4.58	5.90	0.42	0.00	0.05	0.01	0.00	1.78	0.10
	35 t ha ⁻¹	0.09	0.08	0.07	0.55	10.92	4.52	6.06	1.23	0.01	0.05	0.01	0.00	1.82	0.11
	140 t ha ⁻¹	0.08	0.09	0.07	0.58	10.75	4.34	6.53	3.51	0.04	0.07	0.02	0.01	1.95	0.13
5°C	0 t ha ⁻¹	0.05	0.08	0.05	0.47	11.77	5.07	5.90	0.34	0.00	0.04	0.01	0.00	1.94	0.10
	35 t ha ⁻¹	0.04	0.06	0.11	0.63	13.15	3.58	10.80	1.32	0.01	0.06	0.01	0.00	2.00	0.12
	140 t ha ⁻¹	0.04	0.07	0.17	0.76	13.26	1.71	11.29	3.85	0.03	0.09	0.02	0.01	2.27	0.16
45 días	0 t ha ⁻¹	0.06	0.07	0.05	0.43	12.93	4.48	5.58	0.27	0.00	0.04	0.01	0.00	1.96	0.09
	20°C 35 t ha ⁻¹	0.06	0.07	0.05	0.52	12.63	3.48	5.60	1.20	0.01	0.05	0.01	0.00	2.13	0.12
	140 t ha ⁻¹	0.03	0.08	0.08	0.59	11.38	1.22	7.64	3.57	0.03	0.07	0.02	0.01	2.13	0.15
Suelo L	0 t ha ⁻¹	0.05	0.08	0.04	0.39	13.24	4.60	4.72	0.40	0.00	0.04	0.01	0.00	2.09	0.10
	35°C 35 t ha ⁻¹	0.06	0.09	0.04	0.45	12.40	3.61	5.01	1.18	0.01	0.05	0.01	0.00	2.13	0.12
	140 t ha ⁻¹	0.05	0.06	0.08	0.64	10.36	1.23	7.67	3.29	0.03	0.07	0.02	0.01	2.17	0.14
5°C	0 t ha ⁻¹	0.04	0.06	0.07	0.48	13.60	4.52	6.87	0.29	0.00	0.04	0.01	0.00	2.06	0.10
	35 t ha ⁻¹	0.02	0.05	0.06	0.51	12.52	3.35	6.94	1.11	0.01	0.05	0.01	0.00	2.27	0.12
	140 t ha ⁻¹	0.04	0.05	0.16	0.77	13.27	1.54	11.87	4.10	0.03	0.08	0.02	0.01	2.34	0.16
90 días	0 t ha ⁻¹	0.04	0.06	0.06	0.44	13.49	4.49	5.86	0.33	0.00	0.04	0.01	0.00	2.01	0.10
	20°C 35 t ha ⁻¹	0.02	0.05	0.04	0.44	12.37	3.39	4.76	1.19	0.01	0.05	0.01	0.01	2.46	0.13
	140 t ha ⁻¹	0.05	0.07	0.07	0.59	11.35	1.16	6.82	3.81	0.03	0.07	0.02	0.01	2.15	0.15
35°C	0 t ha ⁻¹	0.05	0.07	0.05	0.38	13.04	4.59	6.17	0.32	0.00	0.04	0.01	0.00	2.08	0.11
	35 t ha ⁻¹	0.05	0.06	0.04	0.41	11.79	3.54	4.56	1.17	0.01	0.06	0.01	0.01	2.17	0.14
	140 t ha ⁻¹	0.05	0.07	0.08	0.63	10.50	1.19	8.19	3.60	0.03	0.09	0.02	0.01	2.36	0.16

Tabla 7.3.- Metales pesados asimilables en los microcosmos del suelo L.

Metales pesados asimilables (ppm)		Se	Cr	Co	Ni	Cu	Ba	Mn	Zn	Mo	As	Cd	Sb	Pb	V	
0 días	0 t ha ⁻¹	0.03	0.02	0.03	0.40	2.42	0.14	9.74	1.81	0.02	0.03	0.05	0.01	6.97	0.02	
	35 t ha ⁻¹	0.03	0.02	0.03	0.41	2.47	0.14	9.85	2.60	0.03	0.03	0.05	0.01	6.94	0.03	
	140 t ha ⁻¹	0.03	0.02	0.04	0.45	2.63	0.14	10.16	4.83	0.06	0.05	0.05	0.01	6.87	0.05	

	5°C	0 t ha ⁻¹	0.06	0.04	0.04	0.51	2.80	0.17	10.97	2.72	0.02	0.03	0.06	0.01	7.27	0.03
		35 t ha ⁻¹	0.05	0.03	0.05	0.52	2.93	0.16	10.68	3.61	0.03	0.05	0.06	0.01	6.99	0.03
		140 t ha ⁻¹	0.03	0.03	0.06	0.44	3.20	0.10	10.53	6.30	0.06	0.13	0.06	0.01	6.66	0.06

	45 días	0 t ha ⁻¹	0.08	0.05	0.05	0.48	2.74	0.17	11.76	2.34	0.02	0.04	0.05	0.01	7.40	0.03
20°C 35 t ha ⁻¹		0.06	0.04	0.05	0.46	2.89	0.15	11.72	3.70	0.03	0.04	0.06	0.01	7.22	0.03	
140 t ha ⁻¹		0.06	0.04	0.06	0.48	3.12	0.10	11.84	6.77	0.05	0.08	0.06	0.01	7.03	0.05	

35°C		0 t ha ⁻¹	0.05	0.04	0.04	0.41	2.74	0.17	10.40	2.27	0.03	0.03	0.06	0.01	7.29	0.03
		35 t ha ⁻¹	0.09	0.05	0.04	0.37	2.72	0.16	9.86	3.37	0.04	0.05	0.09	0.02	7.05	0.04
	140 t ha ⁻¹	0.06	0.05	0.04	0.39	2.74	0.11	10.97	5.98	0.05	0.08	0.06	0.01	6.71	0.05	

90 días	0 t ha ⁻¹	0.04	0.03	0.04	0.44	2.53	0.18	10.45	1.82	0.02	0.03	0.05	0.01	6.45	0.03	
	5°C 35 t ha ⁻¹	0.07	0.03	0.05	0.46	3.03	0.17	10.78	3.28	0.03	0.04	0.05	0.01	6.91	0.03	
	140 t ha ⁻¹	0.04	0.04	0.07	0.44	3.16	0.10	10.78	5.80	0.06	0.11	0.05	0.01	6.56	0.05	

	20°C	0 t ha ⁻¹	0.00	0.07	0.03	0.40	2.42	0.16	9.24	1.73	0.04	0.04	0.05	0.01	6.50	0.04
		35 t ha ⁻¹	0.04	0.04	0.04	0.41	3.27	0.15	10.53	3.28	0.03	0.05	0.05	0.01	7.21	0.03
140 t ha ⁻¹		0.05	0.04	0.06	0.46	3.03	0.10	10.99	6.63	0.05	0.08	0.06	0.01	7.26	0.04	

35°C	0 t ha ⁻¹	0.03	0.03	0.03	0.32	2.47	0.18	9.45	1.84	0.03	0.04	0.05	0.01	6.70	0.03	
	35 t ha ⁻¹	0.03	0.03	0.03	0.30	2.37	0.15	8.53	2.63	0.03	0.05	0.05	0.01	6.38	0.03	
	140 t ha ⁻¹	0.03	0.03	0.04	0.36	2.87	0.10	10.54	6.22	0.06	0.09	0.06	0.01	7.02	0.05	

Tabla 7.4.- Metales pesados asimilables en los microcosmos del suelo M.

Metales pesados asimilables (ppm)		Se	Cr	Co	Ni	Cu	Ba	Mn	Zn	Mo	As	Cd	Sb	Pb	V	
0 días	0 t ha ⁻¹	0.03	0.02	0.05	0.49	2.68	0.38	10.69	5.06	0.04	0.13	0.09	0.01	3.19	0.10	
	35 t ha ⁻¹	0.03	0.03	0.05	0.50	2.74	0.38	10.79	5.80	0.05	0.13	0.09	0.01	3.21	0.11	
	140 t ha ⁻¹	0.03	0.03	0.06	0.54	2.89	0.36	11.07	7.90	0.07	0.15	0.09	0.01	3.28	0.13	

5°C	0 t ha ⁻¹	0.02	0.02	0.05	0.47	2.66	0.33	10.28	4.97	0.04	0.15	0.08	0.01	3.12	0.11	
	35 t ha ⁻¹	0.01	0.00	0.05	0.47	2.63	0.27	11.57	5.79	0.04	0.15	0.08	0.01	3.03	0.10	
	140 t ha ⁻¹	0.01	0.02	0.09	0.54	3.72	0.20	9.38	9.45	0.08	0.19	0.10	0.02	3.61	0.13	

45 días	0 t ha ⁻¹	0.01	0.02	0.05	0.43	2.37	0.33	9.24	4.55	0.04	0.14	0.08	0.01	2.98	0.10	
	20°C 35 t ha ⁻¹	0.01	0.07	0.05	0.46	2.53	0.29	10.87	6.04	0.05	0.15	0.08	0.01	3.13	0.12	
	140 t ha ⁻¹	0.02	0.00	0.06	0.45	3.17	0.21	12.01	8.28	0.06	0.14	0.09	0.01	3.19	0.11	

35°C	0 t ha ⁻¹	0.04	0.03	0.05	0.50	2.66	0.35	9.92	5.04	0.04	0.15	0.09	0.01	3.36	0.11	
	35 t ha ⁻¹	0.03	0.00	0.05	0.51	2.67	0.33	11.83	6.24	0.05	0.15	0.09	0.01	3.35	0.10	
	140 t ha ⁻¹	0.02	0.01	0.08	0.43	2.77	0.20	9.93	8.35	0.06	0.13	0.09	0.02	3.38	0.11	

90 días	0 t ha ⁻¹	0.02	0.04	0.05	0.53	2.57	0.32	10.08	4.79	0.04	0.15	0.08	0.01	3.14	0.10	
	5°C 35 t ha ⁻¹	0.03	0.02	0.06	0.48	2.82	0.26	10.03	5.93	0.05	0.15	0.08	0.01	3.25	0.11	
	140 t ha ⁻¹	0.00	0.07	0.09	0.57	3.75	0.19	11.95	9.70	0.09	0.20	0.10	0.02	3.34	0.16	

	20°C	0 t ha ⁻¹	0.02	0.02	0.05	0.46	2.54	0.32	9.76	4.75	0.04	0.16	0.08	0.01	3.17	0.11
		35 t ha ⁻¹	0.05	0.02	0.05	0.48	2.76	0.25	10.51	5.81	0.05	0.15	0.08	0.01	3.32	0.11
140 t ha ⁻¹		0.05	0.02	0.10	0.46	3.09	0.18	10.26	8.83	0.07	0.14	0.09	0.02	3.48	0.12	

35°C	0 t ha ⁻¹	0.02	0.03	0.04	0.48	2.61	0.33	9.96	4.96	0.04	0.15	0.08	0.02	3.36	0.11	
	35 t ha ⁻¹	0.02	0.10	0.04	0.46	2.52	0.60	10.05	5.91	0.05	0.16	0.08	0.01	3.24	0.13	
140 t ha ⁻¹	0.02	0.01	0.07	0.46	2.87	0.17	12.01	8.80	0.07	0.15	0.09	0.02	3.43	0.12		

Tabla 7.5.- Metales pesados asimilables en los microcosmos del suelo N.

Dada la heterogeneidad mostrada por los metales pesados asimilables durante su evolución, para su estudio vamos a emplear distintos análisis estadísticos que nos sirvan para conocer que parámetros (tiempo, temperatura, co-compost) influyen significativamente en su evolución en cada suelo.

7.3.- Discusión

7.3.1.- Análisis estadístico

7.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes

Para el estudio de su evolución durante la experiencia en microcosmos edáfico de los metales pesados asimilables hemos empleado un análisis factorial 3^3 , el cual nos permite determinar la influencia real y significativa de los factores incubación (t), temperatura (T) y dosis de co-compost (c), ó de la combinación de estos factores ($t \times T$, $t \times c$, $T \times c$, $t \times t$, $T \times T$ and $c \times c$) sobre la evolución de los distintos metales pesados asimilables en cada suelo estudiado (Tabla 7.6).

El aporte de co-compost (0.02 ppm) origina en todos los suelos una *dilución* en los niveles de **bario** asimilable (c , Tabla 7.6). No obstante, también existe un descenso del Ba asimilable ligado a la incubación (t , Tabla 7.6), sobre todo en el suelo enmendado ($t \times c$ en Tabla 7.6 y Figura 7.1).

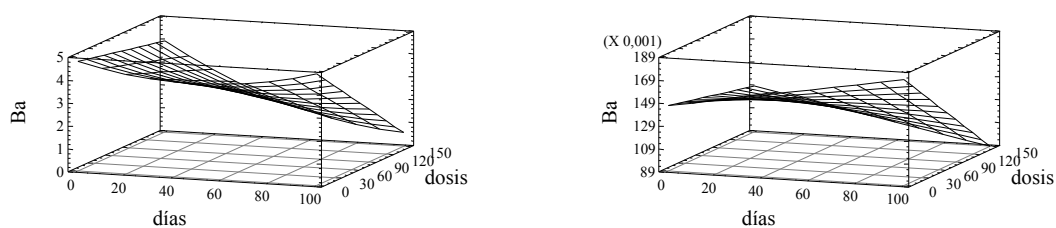


Figura 7.1.- Ejemplo de la evolución del Ba asimilable en los suelos L y M.

La evolución del **cobre** asimilable en el suelo K no fue significativa para ninguna de la variables estudiadas. El suelo L posee los niveles más elevados de Cu asimilable (11.0 ppm), y, por tanto, el aporte de co-compost (6.5 ppm) lleva a una *dilución* del mismo. La incubación del suelo L nativo incrementa los niveles de Cu asimilable, sin embargo, la incubación del suelo enmendado representa una bajada del Cu asimilable ($t \times c$ en Tabla 7.6 y Figura 7.2). En los suelos M y N la enmienda de compost incrementa los niveles de Cu asimilable (c , Tabla 7.6). Durante la incubación el suelo M manifiesta un descenso del Cu asimilable, mientras que el suelo N necesita de la alta temperatura durante la incubación para disminuir los niveles de Cu asimilable ($t \times t$ y $T \times t$, respectivamente en Tabla 7.6). En general, la alta temperatura en todos los suelos (T , Tabla 7.6), especialmente en los enmendados ($T \times c$, Tabla 7.6) origina un descenso de en la asimilabilidad del Cu (Figura 7.2).

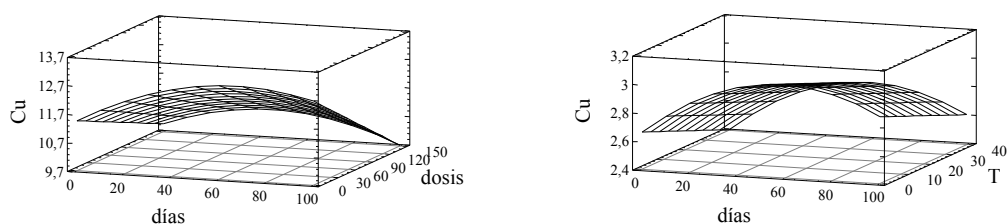


Figura 7.2.- Ejemplo de la evolución del Cu asimilable en los suelos L y M.

Suelo	Principales efectos			Interacciones entre dos factores						Datos estadísticos			
	t	T	c	t × T	t × c	T × c	t × t	T × T	c × c	Media	P-values	r ² (%)	DW
Ba	K	-0.118	-0.224		-0.183	-0.126	0.2			0.719	<.009	78	1.77
	L	-1.633	-2.206		-1.453		1.126			3.034	<.002	92	2.26
	M		-0.047		-0.032					0.138	<.000	90	2.33
	N	-0.095	-0.105		-0.075		0.106			0.27	<.062	55*	2.16
Cu	K										-	<20*	-
	L	1.447	-0.87	-0.92	-0.677	-0.605	-1.056	-1.37		12.269	<.035	86	2.71
	M	0.285	-0.193	0.31				-0.451		2.901	<.027	66	2.13
	N		-0.281	0.525	-0.19	0.215	-0.319			2.844	<.037	82	2.31
Pb	K	1.504	1.04		1.305		-0.6	1.995		9.354	<.038	85	1.47
	L	0.362		0.2					-0.208	2.145	<.042	82	2.63
	M				0.247			-0.432	-0.36	7.188	<.060	37*	2.07
	N			0.18			-0.111			3.27	<.063	43*	2.00
Se	K	-0.007	0.011		0.009		0.015			0.011	<.102*	44*	2.91
	L	-0.045	0.008				0.028			0.047	<.050	86	2.52
	M						-0.05			0.06	<.000	42*	2.11
	N	-0.009					0.025			0.017	<.062	35*	1.39*
Cr	K		-0.02		-0.02					0.021	<.060	27*	2.48
	L	-0.023	0.009		0.009					0.071	<.012	80	2.96
	M	0.016					-0.024	-0.013		0.044	<.062	59	1.74
	N										-	<20	-
Co	K	0.127	0.047		0.066		0.07		0.102	0.029	<.031	79	1.89
	L		-0.036	0.037		0.022	-0.023			0.074	<.057	61*	1.61
	M	0.008	-0.012	0.012	-0.01	0.006	-0.004	-0.016		0.048	<.008	94	1.84
	N	0.008	-0.007	0.025	-0.008	0.019				0.059	<.058	83	1.91
Ni	K	0.133	0.027	0.11	0.039	0.045		0.049		0.391	<.064	89	1.61
	L		-0.079	0.169	-0.056	0.099				0.55	<.032	84	1.95
	M		-0.073		-0.059			-0.083		0.449	<.003	67	1.78
	N	-0.022	-0.029	0.023	-0.027		-0.036	0.048	0.047	0.459	<.060	67	2.91
Mn	K	3.71		2.013				-3.211		1.752	<.002	72	2.15
	L		-1.928	2.318						6.921	<.008	47*	1.72
	M		-0.493	0.55	-0.58			-1.885	-0.914	11.32	<.057	66	2.01
	N										-	<20	-
Cd	K	0.005	0.001	0.007	0.002	0.003	-0.003			0.036	<.060	89	1.87
	L	0.001		0.008		0.002				0.014	<.031	93	2.30
	M							-0.02		0.061	<.004	29*	2.37
	N	-0.006		0.006		0.004	-0.006		0.006	0.085	<.059	74	2.03
Zn	K	0.429		3.459		0.35			0.233	2.672	<.056	99	1.78
	L	0.086	-0.149	3.272		0.229	-0.198			2.004	<.048	99	2.13
	M	0.725		3.745		0.681		-1.465		4.429	<.000	98	2.00
	N	0.476	-0.218	3.631		0.726	-0.414		0.38	6.636	<.053	99	2.67
Mo	K	-0.011		0.023		-0.01	0.01			0.01	<.000	94	2.20
	L	-0.007	-0.002	0.03		-0.006	-0.002	0.005		0.016	<.052	98	1.87
	M			0.031		-0.004				0.039	<.052	93	1.92
	N			0.035			-0.007			0.055	<.001	95	1.84
As	K	-0.004	-0.005	0.018	-0.004	-0.005	-0.006			0.025	<.058	90	1.75
	L			0.031		0.007				0.058	<.020	88	1.56
	M	0.024		0.046		0.017	-0.013	-0.025		0.063	<.036	85	1.72
	N	0.017	-0.015	0.011			-0.019			0.148	<.022	62*	1.61
Sb	K			0.002		-0.001	-0.001			0.004	<.002	74	2.00
	L			0.003		-0.001	-0.001			0.005	<.007	95	2.34
	M	0.001		0.003			-0.001	-0.002		0.013	<.039	72	2.14
	N	0.002		0.004			-0.002			0.013	<.007	77	2.51
V	K	0.014		0.029			-0.01			0.077	<.028	77	1.93
	L	0.017		0.042		0.01	-0.005		-0.018	0.131	<.064	95	2.08
	M			0.023		-0.005				0.037	<.007	91	1.54
	N			0.023			-0.012			0.114	<.017	63	2.01

Tabla 7.6.- Cuantificación del efecto de los distintos factores sobre los metales pesados asimilables en los distintos suelos. Variables independientes: t= tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost.

La influencia de la adición del co-compost dependerá del suelo, de modo que solo en los suelos con bajos niveles relativos de **plomo** asimilable (suelos L y N) la enmienda aumenta su contenido (c, Tabla 7.6). En general, la incubación del suelo nativo a alta temperatura supone un aumento de la asimilabilidad del Pb, mientras que en los suelos enmendados las altas temperaturas contribuyen al secuestro del Pb (t×T y T×c en Tabla 7.6 y Figura 7.3).

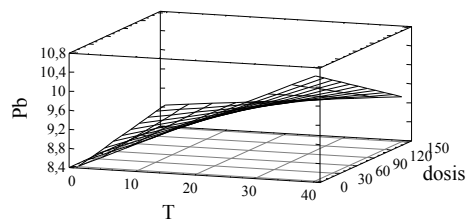


Figura 7.3.- Evolución del Pb asimilable en el suelo K.

El **selenio** aportado por el co-compost (0.03 ppm) es mínimo y no significativo (c, Tabla 7.6). Los niveles asimilables de Se, frente a otros elementos, disminuyen significativamente con la incubación en el microcosmos edáfico (t). Sin embargo, el aumento de temperatura incrementa significativamente la asimilabilidad del Se en los suelos de olivar de Jaén (T en Tabla 7.6 y Figura 7.4).

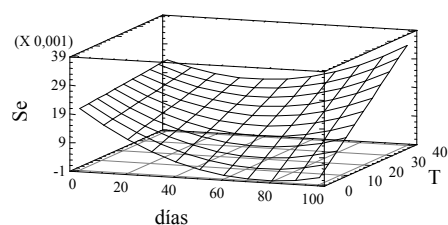


Figura 7.4.- Evolución del Se asimilable en el suelo K.

Las cantidades de **romo** aportadas por el co-compost son bajas y no significativas (c, Tabla 7.6). En general manifiesta una evolución un tanto irregular con el tiempo de incubación y con la temperatura de incubación (Tabla 7.6 y Figura 7.5).

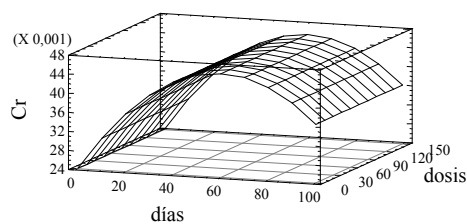


Figura 7.5.- Evolución del Cr asimilable en el suelo M.

El **cobalto** asimilable se incrementa significativamente con la adición del co-compost (c, Tabla 7.6) y con el tiempo de incubación (t en Tabla 7.6 y Figura 7.6). Por el contrario, la alta temperatura disminuye, generalmente, los niveles de cobalto asimilable (T en Tabla 7.6 y Figura 7.6).

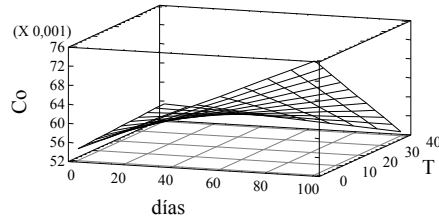


Figura 7.6.- Evolución del Co asimilable en el suelo N.

El suelo agrícola, en general, sufre un ligero aumento de **níquel** tras la enmienda del co-compost (c, Tabla 7.6). La incubación en el microcosmos tiene un efecto un tanto aleatorio (Tabla 7.6). Por su parte, el incremento de la temperatura disminuye significativamente los niveles de Ni asimilable (salvo en el suelo K) (T y $t \times T$ en Tabla 7.6 y Figura 7.7).

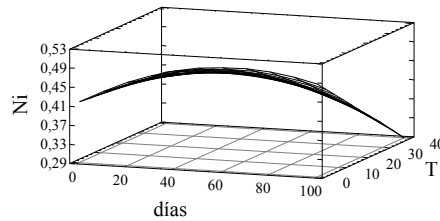
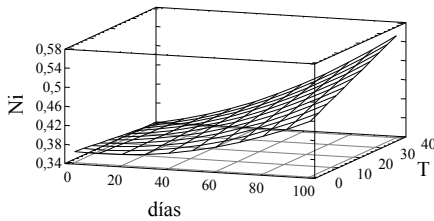


Figura 7.7.- Evolución del Ni asimilable en los suelos K y M, respectivamente.

Los niveles de **manganeso** asimilable se incrementan con la adición del co-compost (c en Tabla 7.6 y Figura 7.8). Su evolución durante la incubación resulta un tanto irregular, tan solo el suelo K aumenta las cantidades de Mn asimilable con la incubación (t en Tabla 7.6 y Figura 7.8). Las altas temperaturas, generalmente (suelos L y M), originan una disminución del Mn asimilable (T en Tabla 7.6 y Figura 7.8).

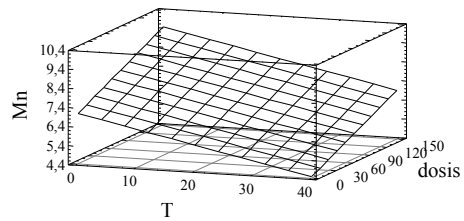
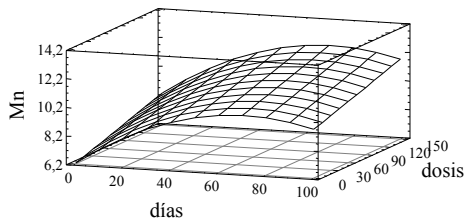


Figura 7.8.- Evolución del Mn asimilable en los suelos K y L, respectivamente.

La adición de compost (0.13 ppm) aumenta sus niveles de **cadmio** asimilable (c, Tabla 7.6). Su comportamiento es variable con la incubación y la temperatura; la incubación del suelo enmendado incrementa los valores de Cd asimilable ($t \times c$, Tabla 7.6) y tan solo el incremento de temperatura en el suelo enmendado ($T \times c$ en Tabla 7.6 y Figura 7.9) disminuye los niveles de Cd asimilable (suelos K y N).

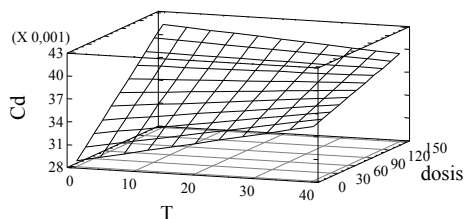


Figura 7.9.- Evolución del Cd asimilable en el suelo K.

En todos los casos la adición de co-compost supone un aumento significativo de los niveles de **zinc** (c, Tabla 7.6). El Zn asimilable se incrementa con la incubación (t en Tabla 7.6 y Figura 7.10), mientras que el aumento de la temperatura disminuye los niveles de Zn asimilable en algunos suelos (suelo N y L) (T y $T \times c$ en Tabla 7.6 y Figura 7.10).

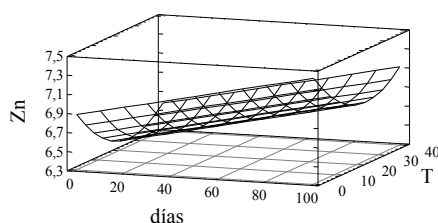


Figura 7.10.- Evolución del Zn asimilable en el suelo N.

Hay un aumento muy significativo de **molibdeno** con la enmienda del co-compost en todos los suelos (c, Tabla 7.6). El Mo asimilable del suelo enmendado generalmente denota cierto fenómeno de fijación (perdida de asimilabilidad) asociado a la incubación ($t \times c$) y a la alta temperatura ($T \times c$) (Tabla 7.6 y Figura 7.11).

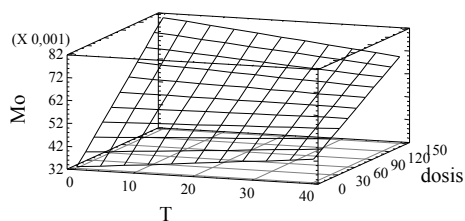


Figura 7.11.- Evolución del Mo asimilable en el suelo N.

El **arsénico** aumenta significativamente con la enmienda del co-compost (c, Tabla 7.6). La incubación en el microcosmos generalmente incrementa los niveles de As asimilable, excepto en el suelo K (t , Tabla 7.6). La alta temperatura disminuye significativamente la asimilabilidad del As, especialmente en los suelos enmendados (T y $T \times c$ en Tabla 7.6 y Figura 7.12).

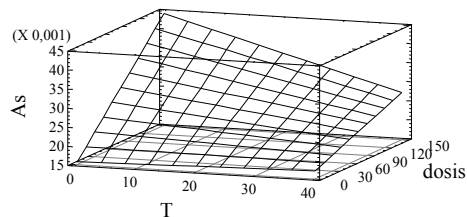


Figura 7.12.- Evolución del As asimilable en el suelo K.

La adición de co-compost (0.080 ppm) origina un incremento en los niveles de **antimonio** asimilable (c, Tabla 7.6). En cuanto a su evolución destacar la disminución del Sb asimilable en todos los suelos enmendados incubados a alta temperatura (T×c, Tabla 7.6 y Figura 7.13).

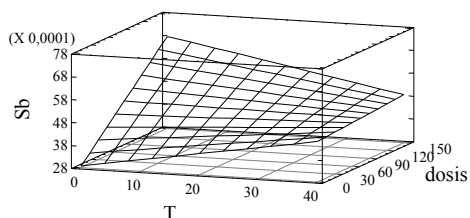


Figura 7.13.- Evolución del Sb asimilable en el suelo K.

Los niveles de **vanadio** asimilable se incrementan con la enmienda del co-compost (c, Tabla 7.6). Las altas temperaturas en los suelos enmendados generalmente disminuyen los niveles de V asimilable, (T×c en Tabla 7.6 y Figura 7.14).

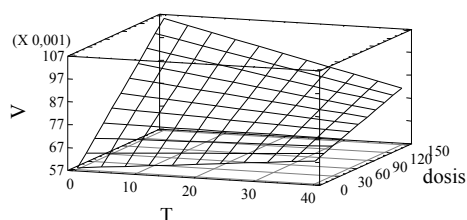


Figura 7.14.- Evolución del Sb asimilable en el suelo K.

7.3.1.2.- Análisis discriminante (*Backward Selection*)

A continuación nos propusimos estudiar si los distintos factores usados para el presente estudio (tipo de suelo, tiempo, enmienda de co-compost y temperatura) contribuyen verdaderamente a modificar los niveles de los metales pesados asimilables. El empleo del análisis discriminante nos permite diferenciar entre los suelos, los tiempos de incubación, las dosis de compost y la temperatura de incubación a partir de los datos de los metales pesados asimilables. Para este trabajo se utilizó la opción de *Backward*

selection que únicamente tiene en cuenta los metales pesados asimilables que más contribuyen a la discriminación.

- *Suelo y metales pesados asimilables* (F to enter 4, F to remove 4)

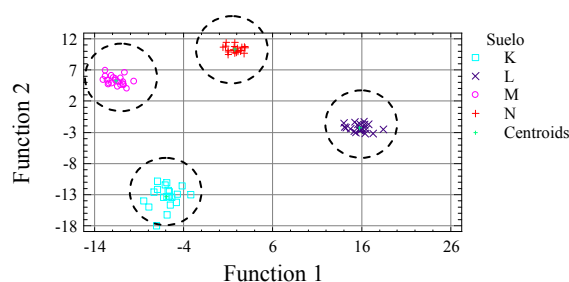


Gráfico 7.1.- Función 1 frente función 2 como discriminadores del suelo a partir de la concentración de metales pesados asimilables.

Tres funciones son capaces de discriminar el suelo utilizado a partir de los valores de los metales pesados asimilables (N=84). Todas las funciones discriminantes poseen un *P-value* de 0.000 por lo que tienen un 100% de confianza (Anexo 7.1). El porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 100% (Tabla 7.7).

Suelo real	Tamaño del grupo	Suelo predicho			
		K	L	M	N
K	21	21 100.00%	0 0.00%	0 0.00%	0 0.00%
L	21	0 0.00%	21 100.00%	0 0.00%	0 0.00%
M	21	0 0.00%	0 0.00%	21 100.00%	0 0.00%
N	21	0 0.00%	0 0.00%	0 0.00%	21 100.00%

Tabla 7.7.- Resultados de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar las observaciones.

Los suelos se encuentran representados de acuerdo con los valores de los metales pesados asimilables tras el análisis discriminante en el Gráfico 7.1. La función 1 (Tabla 7.8 y Gráfico 7.1) discrimina más significativamente los suelos K y M (K: -5.95 y M: -11.58) de los suelos L y N (L: 15.77 y N: 1.76), por lo que podría estar asociado a su cercanía al tráfico rodado, el V asimilable tendrá el mayor poder de discriminación. La función 2 (Tabla 7.8 y Gráfico 7.1) discrimina a los suelos de olivar de Jaén (K: -13.29 y L: -2.29) de los suelos de la costa de Granada (M: 5.27 y N: 10.32), el Cu tiene mayor poder discriminante. La función 3 (Tabla 7.8) clasifica a los suelos más pobres (L: 2.78 y M: 5.27) de los suelos más ricos (K: -2.41 y N: -4.69), el Mo y Cd son los metales con mayor poder discriminante.

	Función 1	Función 2	Función 3
As	-0.23	0.54	-0.65
Ba	1.06	0.08	0.06
Cd	-0.11	0.40	-0.94
Cr	-0.73	-0.12	0.33
Cu	0.06	-0.89	-0.47
Mn	-0.80	0.59	0.15
Mo	-1.03	-0.33	0.99
Ni	0.84	-0.40	0.38
Pb	-0.95	-0.44	0.14
V	2.14	-0.28	-0.48

Tabla 7.8.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los suelos.

o *El tiempo y los metales pesados asimilables* (*F to enter 4, F to remove 2*)

Hay 2 funciones que pueden discriminar el tiempo de incubación (0 días, 45 días y 90 días) a partir de los valores de los metales pesados asimilables (N =84). La primera función discriminante con un *P-value* de 0.002 tiene un 98% de confianza y la segunda con un 0.045 tiene un 95% de confianza (Anexo 7.2). El porcentaje de casos correctamente clasificados asciende solo al 58.3 % (Tabla 7.9).

Día actual	Tamaño del grupo	Días predichos		
		0 días	35 días	140 días
0 días	12	12 83.33%	2 16.67%	0 0.00%
45 días	36	10 27.78%	19 52.78%	7 19.44%
90 días	36	4 11.11%	12 33.33%	20 55.56%

Tabla 7.9.- Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar los días de incubación por la función 1.

Los días de incubación se encuentran representados de acuerdo con los valores de los metales pesados asimilables tras el análisis discriminante en el Gráfico 7.2. La función 1 (Anexo 7.2 y Grafico 7.2) muestra valores medios de 1.23, 0.09 y -0.50 correspondientes a 0 días, 45 días y 90 días, respectivamente. Acorde con la Tabla 7.10, el As y Cd (función 1) y Mo, Zn y Co (función 2) son los metales pesados asimilables más discriminantes de los días de incubación.

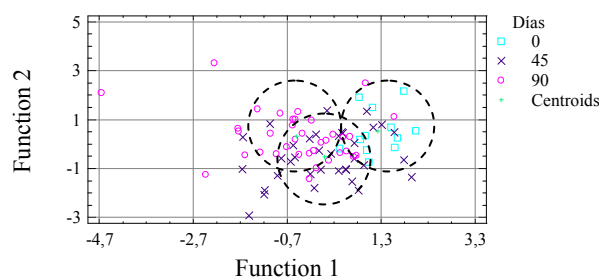


Gráfico 7.2.- Función 1 frente función 2 como discriminadores del tiempo de incubación a partir de la concentración de metales pesados asimilables.

	Función 1	Función 2
As	-2.15	-0.41
Cd	2.23	0.37
Co	-0.49	1.15
Mn	-1.15	-0.85
Mo	0.81	2.83
Ni	1.12	-0.27
Sb	-1.25	-0.21
Zn	0.38	1.99

Tabla 7.10.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los días de incubación.

o *Dosis co-compost y metales pesados asimilables (F to enter 4, F to remove 2)*

Existen dos funciones las cuales puedan discriminar la dosis de co-compost empleada (0 t ha⁻¹, 35 t ha⁻¹ y 140 t ha⁻¹ de co-compost) en cualquiera de los suelos estudiados basándose en los valores de metales pesados asimilables (N=84). La primera función tiene un *P-value* de 0.000 por lo que es estadísticamente significativa en un 100%, la segunda función es poco significativa (Anexo 7.3). El porcentaje de casos correctamente clasificados por la función 1 asciende al 97.6% y se reparten como refleja la Tabla 7.11.

Cada dosis de compost está representada de acuerdo con los valores de los metales pesados asimilables tras el análisis discriminante en el Grafico 7.3. La función 1 (Tabla 7.12 y Grafico 7.3) discrimina la dosis de compost, con valores medios de 4.94, 1.67 y -6.62 correspondientes a 0 t ha⁻¹, 35 t ha⁻¹ y 140 t ha⁻¹, respectivamente. Zn, Cd, As y Mo asimilables son los metales asimilables con mayor poder discriminante de la dosis de co-compost empleada.

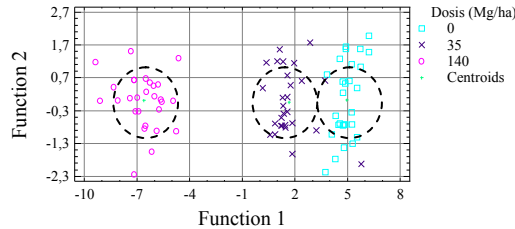


Grafico 7.3.- Función 1 frente función 2 como discriminadores de la enmienda de co-compost a partir de la concentración de metales pesados asimilables.

Dosis actual	Tamaño del grupo	Dosis predicha		
		0 t ha ⁻¹	35 t ha ⁻¹	140 t ha ⁻¹
0 t ha ⁻¹	28	28 100.00%	0 0.00%	0 0.00%
35 t ha ⁻¹	28	2 7.14%	26 92.86%	0 0.00%
140 t ha ⁻¹	28	0 0.00%	0 0.00%	28 100.00%

Tabla 7.11.- Resultados de usar la función 1 para discriminar la dosis.

Función 1	
As	3.45
Cd	4.32
Mo	-2.06
Pb	-0.50
V	-1.14
Zn	-5.46

Tabla 7.12.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la dosis de co-compost.

o *La temperatura y los metales pesados asimilables* (F to enter 4, F to remove 2)

Dos funciones son discriminantes de la temperatura de incubación (5°, 20° y 35°C) basándose en los valores de los metales pesados asimilables (N=84). Solo la primera con un *P-value* de 0.000 tiene un 100% de confianza (Anexo 7.4). El porcentaje de casos correctamente clasificados por a función 1 asciende solo al 52.8% y se reparten acorde con la Tabla 7.13. La temperatura de incubación se encuentra representada de acuerdo con los valores de los metales pesados asimilables tras el análisis discriminante en el Gráfico 7.4. La función 1 (Anexo 7.4 y Grafico 7.4) discrimina la temperatura de incubación, con valores medios -1.03, 0.31 y 0.71 correspondientes a 5°C, 20°C y 35°C. Los elementos más discriminantes de la temperatura son V, Pb y Cu asimilables (Tabla 7.14).

Temperatura real	Tamaño del grupo	Temperatura predicha		
		5 °C	20°C	35°C
5 °C	24	8 33.33%	9 37.50%	7 29.17%
20°C	24	8 33.33%	13 54.17%	3 12.50%
35°C	24	7 29.17%	0 0.00%	17 70.83%

Tabla 7.13.- Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar la temperatura post-enmienda.

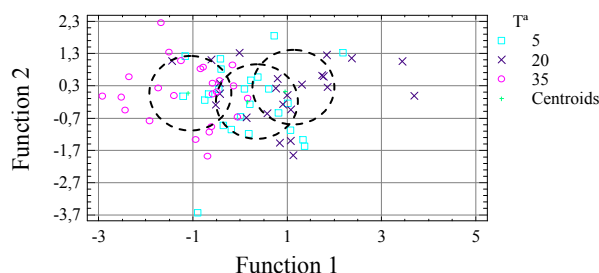


Grafico 7.4.- Función 1 frente función 2 como discriminadores de la temperatura a partir de la concentración de metales pesados asimilables

Función 1	
As	-1.15
Cu	-2.22
Ni	-1.66
Pb	2.37
Se	0.85
V	3.27

Tabla 7.14.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura de incubación.

A tenor de estos datos del análisis discriminante podemos decir que los metales pesados asimilables son capaces de discriminar los suelos utilizados en el 100% de los casos y la dosis de co-compost en el 97.6% de los casos. Sin embargo, los días de incubación (58.3%) y la temperatura de incubación (52.8%) no se consiguen discriminar la mayoría de los casos, razón por la cual se decidimos estudiar la discriminación por grupos de suelos (en primer lugar) o por suelos aislados (en segundo lugar) obtenida mejores resultados:

- El tiempo de incubación resultó ser discriminado en el 83.3% de los casos en los suelos de Jaén (K y L), siendo V y Mo los metales más discriminantes (Anexo 7.5), mientras que en los suelos de la costa de Granada (Anexo 7.6) se discrimina el tiempo de incubación en el 73.8% de los casos, siendo el As, Ba y Mo los más discriminantes.
- En relación a la temperatura se obtiene tan solo un 52.8% de casos correctamente clasificados (todos los suelos); sin embargo, por separado el suelo K discrimina la temperatura en un 100% de los casos (Anexo 7.7) siendo el Mn, Ba, Mo, Ni y Pb los elementos más discriminantes; el suelo L no es capaz de discriminar la temperatura (datos no mostrados); el suelo M discrimina la temperatura en el 100% de los casos, siendo el Cd, Ni y Sb los elementos más discriminantes (Anexo 7.8); y en el suelo N se obtuvo una discriminación del 100% de los casos en la temperatura, siendo el Cu él más discriminante (Anexo 7.9).

Estos datos indican que la influencia del tiempo de incubación y de la temperatura de incubación sobre los metales pesados asimilables es suelo-dependiente, de modo que la evolución de los metales pesados asimilables está ante estos factores por el sustrato edáfico de partida.

7.3.1.3.- Análisis de correlación

En la Tabla 7.15 observamos que existe una fuerte correlación cruzada entre cinco elementos, el Zn, Mo, As, Cd y Sb asimilables. En principio estos metales pesados asimilables coinciden mayoritariamente con los elementos con niveles relativamente muy superiores en el co-compost respecto a los suelos estudiados.

	Mn	Ba	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	As	Se	Cd	Sb	Pb
Mn	1	-.746**	-.194*	-.234*	.349**	.061	-.089	.604**	.493**	.255**	-.303**	.601**	.485**	.420**
Ba	-.746**	1	.381**	.274**	.008	-.033	.220*	-.602**	-.566**	-.294**	.367**	-.726**	-.628**	-.465**
V	-.194*	.381**	1	.082	.289**	.148	.057	.253*	.150	.476**	-.121	-.082	-.127	-.605**
Cr	-.234*	.274**	.082	1	-.185*	.021	-.149	-.147	-.064	-.065	.219*	-.229*	-.015	-.260**
Co	.349**	.008	.289**	-.185*	1	.034	.465**	.057	-.115	-.151	-.193*	-.144	-.240*	.365**
Ni	.061	-.033	.148	.021	.034	1	-.12	.106	.091	.218*	-.022	.127	.062	-.158
Cu	-.089	.220*	.057	-.149	.465**	-.12	1	-.470**	-.696**	-.637**	-.361**	-.569**	-.792**	.587**
Zn	.604**	-.602**	.253*	-.147	.057	.106	-.470**	1	.932**	.799**	-.210*	.799**	.782**	-.151
Mo	.493**	-.566**	.15	-.064	-.115	.091	-.696**	.932**	1	.830**	-.07	.804**	.911**	-.288**
As	.255**	-.294**	.476**	-.065	-.151	.218*	-.637**	.799**	.830**	1	-.114	.745**	.718**	-.565**
Se	-.303**	.367**	-.121	.219*	-.193*	-.022	-.361**	-.210*	-.07	-.114	1	-.187*	.038	-.342**
Cd	.601**	-.726**	-.082	-.229*	-.144	.127	-.569**	.799**	.804**	.745**	-.187*	1	.860**	-.028
Sb	.485**	-.628**	-.127	-.015	-.240*	.062	-.792**	.782**	.911**	.718**	.038	.860**	1	-.186*
Pb	.420**	-.465**	-.605**	-.260**	.365**	-.158	.587**	-.151	-.288**	-.565**	-.342**	-.028	-.186*	1

Tabla 7.15.-Coeficiente de correlación de *Pearson* entre metales pesados asimilables. ** Nivel de significación 0,01; * nivel de significación 0,05. **aaa** =± 0,750**.N=84.

7.3.1.4.- Análisis de componentes principales

A continuación se realizó un análisis de componentes principales con el objetivo de clasificar los metales pesados asimilables estudiados en grupos de elementos con similares respuestas. La Tabla 7.16 recoge cinco componentes que logran explicar el 76% de la varianza total y que nos confirman algunos de los datos anteriormente mostrados.

El componente 1 (33%) es un componente dependiente del sustrato edáfico (principalmente) y de la enmienda de co-compost (secundariamente); en el lado positivo se sitúan los metales pesados asimilables Mn, Zn, Mo, As, Cd y Sb, todos ellos con altos niveles relativos en los suelos de la costa de Granada (suelos M y N) y en el co-compost; mientras que en el lado negativo se sitúan Cu y Ba asimilables, con altos niveles relativos en los suelos de Jaén (Suelos K y L). El componente 2 (22%) es un componente meramente edáfico donde *enfrenta* a los suelos K y M frente a los suelos L y N, podría definirse como cercanía al tráfico rodado. En cualquier caso, muestra en el lado positivo al Pb asimilable (principalmente), mientras que sitúa en el grupo negativo al Cr, Ni, Ba, As y V asimilables. El componente 3 está relacionado con la dosis de co-compost (principalmente) y los suelos de la costa de Granada (secundariamente), indica que la enmienda de co-compost aumenta más significativamente el Co, Ni, V, Mn y Zn, elementos ya presente en altas cantidades en los suelos de la costa. El componente 4 está relacionado con la temperatura, el Se asimilable es prácticamente el único metal que aumenta su asimilabilidad con la alta temperatura mientras que el Co y Cu (principalmente) disminuyen su asimilabilidad con el incremento de la temperatura.

	Componente			
	1	2	3	4
Se				-0.887
Cr		-0.584		-0.335
Co			0.716	0.390
Ni		-0.388	0.779	
Cu	-0.748	0.370		0.410
Ba	-0.694	-0.612		
Mn	0.487	0.618	0.372	
Zn	0.884		0.343	
Mo	0.945			
As	0.826	-0.448		
Cd	0.926			
Sb	0.789			
Pb		0.948		
V		-0.731	0.495	0.317
Días				
Dosis	0.315		0.768	
Temperatura				-0.315
Suelo olivar	-0.898		-0.301	
Tráfico		0.929		
Autovalores	6.31	4.10	2.77	1.31
Varianza (%)	33.22	21.59	14.59	6.94
Total varianza	76.35			

Tabla 7.16.- Análisis de componentes principales, método con rotación Varimax. Para suelo olivar: K y L = 1 y M y N= 2. Para suelos tráfico rodado: L y N= 1 y K y M=2.

7.3.2.- Evolución de los metales pesados asimilables

Las fracciones móviles de los metales pesados son difícilmente predecibles a partir del contenido total de metales pesados (Amir *et al.*, 2005), sin embargo esta fracción será la más influyente en la biota edáfica.

El análisis discriminante indica que los niveles de metales pesados asimilables varían significativamente entre los suelos de partida y con la enmienda de co-compost. La distribución de los metales pesados asimilables de los suelos está ligada, en la mayoría de elementos, a los materiales de origen, a los tratamientos agrícolas y a la cercanía a fuentes de contaminación. La dosis de co-compost empleada en los tratamientos es fácil discriminada a partir de los valores de metales pesados asimilables presentes, y podría utilizarse como diagnóstico de la dosis de co-compost empleada.

El efecto de la temperatura y el tiempo de incubación en la evolución de los metales pesados asimilables es sustrato-dependiente, de modo que la evolución será fundamentalmente distinta entre cada suelo o cada grupo de suelos con similares caracteres.

La mayoría de elementos tienen un ratio total/asimilable superior en el suelo respecto al co-compost, por tanto, es de esperar, que la mayoría de los elementos estudiados se encuentren estabilizados en el co-compost bajo formas poco asimilables por plantas y/o microorganismos, y que pese a su mineralización, no se incrementen en demasía las cantidades de estos elementos asimilables presentes en los suelos. Las únicas excepciones son Ba y Se, y Pb y Cu en algunos suelos.

Los niveles de los metales pesados asimilables de los suelos agrícolas con alta enmienda de co-compost (140 t ha⁻¹) son inferiores a los indicados en la legislación vigente, por lo que en principio no existen restricciones en cuanto al empleo de esta dosis para uso agrícola. No obstante, la enmienda supone un aporte de elementos pesados que podrían ser perjudiciales si planteamos enmiendas sucesivas. En general, Mo, As, Cd, Sb y Zn asimilables son los elementos que más se incrementan tras la enmienda del co-compost.

El bario asimilable de los suelos es *diluido* tras la enmienda de co-compost, la incubación y la alta temperatura contribuyen al descenso en los niveles de bario asimilable. Este descenso puede tener su origen en fenómenos de fijación del Ba asimilable a los ácidos húmicos presentes (Tabla 11.4 en capítulos posteriores) e indica el potencial uso de este co-compost para el tratamiento de suelos contaminados en este elemento.

Los niveles de cobre asimilable tras la enmienda dependen de los niveles del suelo original. En los suelos de olivar, al ser sometidos al tratamiento con sales de cobre (Wilson y Pyatt, 2007), el co-compost lleva a diluir el Cu asimilable, fenómeno opuesto al que ocurre en los suelos de la costa de Granada, donde, como describe Casado Vela *et al.* (2006), el co-compost incrementa los niveles de Cu. La incubación y la alta temperatura en suelo enmendado, generalmente, representa una bajada del Cu asimilable e indica que puede estar mediando cierta fijación a la materia orgánica o al carbonato, procesos ya descritos por Félix (2001), Amir *et al.* (2005) y Cai *et al.* (2007).

Los suelos con bajos contenidos de plomo (L y N) incrementan sus niveles tras la enmienda, mientras que en los suelos cercanos al tráfico rodado (K y M) debido a sus altos valores el Pb (Lead Awareness Program by EPA, 2002; Sierra-Aragón, 2005), la enmienda diluye al Pb asimilable existente. Frente al suelo nativo, el suelo enmendado incubado a alta temperatura manifiesta un descenso en los niveles de Pb asimilable, lo que coincide con los datos de Tejada *et al.* (2007) quienes consideran que la adición de restos orgánicos es muy beneficiosa para la remediación de suelos contaminados con Pb, no obstante, observamos que esto sucede cuando tras la enmienda se fomenta la actividad biológica por medio de temperatura media-alta, y solo ocurre significativamente en algunos suelos.

El co-compost no aporta significativamente selenio ni cromo asimilable. La incubación en el caso del selenio, disminuye los niveles, y podría estar relacionado con la fijación a ácidos húmicos (Tabla 11.4 en capítulos posteriores), mientras que la alta temperatura incrementa los niveles de selenio, debido presumiblemente a su liberalización desde formas recalcitrantes y/o por mineralización de la materia orgánica, recordemos el alto ratio total/asimilable del co-compost en Se lo que indica que este elemento es muy retenido en la materia orgánica. Respecto al Cr, hay pocos estudios y en nuestro ensayo no muestra una evolución clara.

Tampoco existen muchos estudios sobre el cobalto asimilable. Observamos que se incrementa con la enmienda y con la incubación, mientras que las altas temperatura contribuyen a reducir su asimilabilidad.

El níquel aumenta ligeramente con la enmienda sin embargo destacar un significativo descenso con la alta temperatura. Su evolución podría estar marcada por la maduración de los ácidos húmicos (Tabla 11.7, capítulos posteriores), suceso relativamente similar al descrito por Tejada *et al.* (2008).

La enmienda de co-compost incrementa significativamente los niveles de Mn asimilable. El Mn manifiesta una evolución muy dependiente del suelo. Tan solo el suelo K incrementa el Mn asimilable durante la incubación, donde su unión a óxidos (Tabla 5.2, en capítulos anteriores) podría aumentar su disponibilidad (Cai *et al.*, 2007). Las altas temperaturas, generalmente en todos los suelos, contribuyen a una fijación del Mn, posiblemente mediada por actividad biológica como describen Félix (2001) y Casado Vela *et al.* (2006) o por facilitar su unión a los carbonatos (Tabla 11.1 en capítulos posteriores).

En contra de lo dicho por Vaca-Paulin *et al.* (2006), la enmienda aumenta el contenido de cadmio asimilable. El Cd se une a carbonatos como indica Rajaie *et al.* (2006) y confirmamos en capítulos posteriores (Tabla 11.1 en capítulos posteriores), esto podría condicionar que el suelo enmendado aumenta los niveles durante la incubación y solo los disminuya con la alta temperatura de incubación donde, como vimos en capítulos anteriores, aumentan los niveles de carbonatos. Relaciones parecidas fueron descritas por Van Herwijnen *et al.* (2007).

Coincidiendo con los resultados de Pérez de Mora *et al.* (2005), Casado Vela *et al.* (2006) y Nogales y Benítez (2007), la enmienda supone un incremento de zinc asimilable. Durante la incubación incrementa su disponibilidad, fenómeno que según Cai *et al.* (2007) se debe a que este elemento está ligado a la fase de intercambio. A alta temperatura

parece potenciarse su fijación a fracciones orgánica o a carbonatos como indican Félix (2001), Amir *et al.* (2005) y Van Herwijnen *et al.* (2007).

El molibdeno incorporado por el co-compost es muy significativo, sin embargo, observamos que el suelo enmendado disminuye sus niveles con la incubación y con la alta temperatura, lo que indica el posible efecto beneficioso del compost en los suelos contaminados en este elemento.

La enmienda, tal y como indica Pérez de Mora *et al.* (2005), aumenta el arsénico del suelo. La incubación aumenta los niveles de As asimilable, excepto en el suelo K donde, en contra el manganeso, los óxidos de hierro (Tabla 5.2, en capítulos anteriores) podrían retener al As (Duan *et al.*, 2008). La alta temperatura en el suelo enmendado disminuye los niveles de As asimilable, por lo tanto, y completando la información de Pérez de Mora *et al.* (2005), el aumento de temperatura en el suelo enmendado será la condición más adecuada para el tratamiento de suelos moderadamente contaminados con As.

El antimonio asimilable se incrementa con la enmienda, destacar que la alta temperatura en el suelo enmendado disminuye los niveles, algo que indica que en estas condiciones sucede cierta captación del Sb por fracciones de la materia orgánica, así lo indica su relación negativa con la maduración de los ácidos húmicos (E⁴) y con las dihidroxiperilenquinonas (Tabla 11.4 en capítulos posteriores).

El vanadio asimilable también se incrementa con la enmienda; sin embargo las altas temperatura en estos suelos enmendados disminuye su asimilabilidad, pudiendo estar relacionado con los ácidos húmicos como indica su relación negativa con la maduración de estos (Tabla 11.4 en capítulos posteriores).

7.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos

Tipo de suelo: Los suelos estudiados poseen distintos niveles de metales pesados en base a su origen, tratamientos agrícolas, potenciales fuentes de contaminación, etc. Los análisis efectuados indican que generalmente cada suelo mantiene una evolución distinta de los metales pesados ante el tiempo de incubación y la temperatura de incubación, solo podemos hablar de tendencias generales en los metales pesados asimilables en determinados casos.

El **co-compost** se clasifica como clase B (Tabla 4.6, en capítulos anteriores), por lo que su uso está permitido en suelo urbano sin contacto público directo, en suelo forestal, y en suelos para uso agrícola. Las dosis de co-compost empleadas (35 y 140 t ha⁻¹) pueden considerarse seguras en relación a los niveles de metales pesados aportados, los suelos enmendados mantienen valores de metales pesados por debajo de la legislación vigente. La enmienda de co-compost origina un incremento significativo en el suelo K de Mo, Zn, Mn, As y Sb asimilables, en el suelo L se incrementarán con la enmienda Mo, Zn, Sb, Cd y As asimilables, en el suelo M los metales pesados asimilables Zn, Mo, As y V asimilables y en el suelo N los metales asimilables Mo y Zn principalmente. Por lo tanto, estos deberán ser los metales mejor controlados cuando se empleen dosis sucesivas.

El efecto de la alta **temperatura** sobre los metales pesados asimilables tiene una fuerte dependencia del sustrato edáfico. En general, el incremento de temperatura ambiental representa una disminución de la asimilabilidad de los metales pesados: Cu, Co y Ni (en la mayoría de los suelos) y Mn (suelos L y M), Zn (suelos L y N) y As (suelos K y

N). Destacar que el incremento de la temperatura en el suelo enmendado reduce significativamente los niveles de As, Sb y V (en la mayoría de suelos), Co (suelos L y M), Cu, Zn y Mo (suelos L y N) y Cd y Pb (suelos K y N), lo que indica que la enmienda de co-compost tiene cierto carácter des-contaminante de los suelos en estas condiciones.

El efecto del **tiempo** de incubación sobre los metales pesados asimilables depende también en gran medida de cada suelo. Destacar que Se y Ba (principalmente) disminuyen significativamente su asimilabilidad con la incubación, presumiblemente por fijación a la materia orgánica, mientras que Zn y Co (principalmente) incrementan su disponibilidad con el tiempo de incubación, posiblemente por estar ligados a la fase de intercambio. El resto de elementos tendrá una evolución muy ligada a cada sustrato, de modo que, por ejemplo, el Cd, As y Mo asimilables disminuyen o aumentan según si el suelo es de olivar o costa de Granada, etc. Destacar que la incubación del suelo enmendado reduce significativamente los niveles de Ba, Mo y Sb asimilables, algo que también indica el potencial uso del co-compost para los terrenos contaminados en estos metales.

Hacer hincapié en que los datos confirman el potencial uso del co-compost para la remediación de los suelos moderadamente contaminados en metales pesados; sin embargo, hemos de tener en cuenta el elemento, el tiempo de incubación, la temperatura y el sustrato edáfico para que el efecto sea realmente significativo.

7.4.- Anexos

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	124.88	51.80	0.996	4E ⁻⁶	915.92	42	0.000
2	98.18	40.73	0.994	5E ⁻⁴	558.10	26	0.000
3	18.01	4.47	0.973	0.052	217.92	12	0.000

Anexo 7.1.- Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de los suelos a partir de los datos de metales pesados asimilables.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.34	62.76	0.504	0.619	37.11	16	0.002
2	0.20	37.24	0.410	0.831	14.31	7	0.045

Anexo 7.2.- Datos estadísticos de las funciones discriminatorias del tiempo de incubación a partir de los datos de metales pesados asimilables.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	24.57	100	0.980	0.04	254.55	12	0.000
2	0.0	0	0.032	0.99	0.08	5	0.999

Anexo 7.3.- Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de la dosis de compost a partir de los datos de metales pesados asimilables.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.75	97.35	0.654	0.560	38.50	12	0.000
2	0.02	2.65	0.141	0.980	1.34	5	0.930

Anexo 7.4.- Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de la temperatura a partir de los datos de metales pesados asimilables.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	1.34	69.62	0.757	0.268	47.27	14	0.000
2	0.58	30.38	0.608	0.630	16.61	6	0.010

Función 1	
Ba	-0.20
Cr	0.93
Mn	-0.17
Mo	1.48
Pb	-0.26
Se	0.99
V	-2.50

Anexo 7.5.- Funciones discriminatorias de los días de incubación en los suelos K y L (Jaén) a partir de los datos de metales pesados asimilables (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los días (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 83.3%. Valores medios de función primera: 2.41, 0.16 y -0.96 para 0, 45 y 90 días, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.662	61.10	0.631	0.423	31.38	12	0.002
2	0.421	38.90	0.544	0.703	12.83	5	0.025

Función 1

As	-2.72
Ba	1.63
Cd	0.37
Cr	-0.84
Mo	1.78
Sb	-0.48

Anexo 7.6.- Funciones discriminatorias de los días de incubación en los suelos M y N (costa de Granada) a partir de los datos de metales pesados asimilables (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los días (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 73.8%. Valores medios de función primera: 1.90, -0.20 y -0.43 para 0, 45 y 90 días, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	19.19	95.03	0.974	0.024	42.55	16	0.000
2	1.00	4.97	0.70	0.49	7.99	7	0.333

Función 1

Ba	3.89
Cd	-1.63
Cu	1.44
Mn	-4.64
Mo	3.37
Ni	3.15
Pb	-3.20
V	2.16

Anexo 7.7.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación en el suelo K a partir de los datos de metales pesados asimilables (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 100%. Valores medios de función primera: -1.51, -3.96 y 5.47 para 5, 20 y 35°C, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	17.93	85.13	0.973	0.01	50.14	16	0.000
2	3.13	14.87	0.870	0.24	16.32	7	0.023

Función 1

Pb	-0.60
Cd	-3.64
Cr	-0.65
Mo	-0.69
Ni	3.08
Sb	4.10
Se	-1.95
Zn	1.26

Anexo 7.8.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación en el suelo M a partir de los datos de metales pesados asimilables (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 100%. Valores medios de función primera: -0.00, -1.74 y 1.74 para 5, 20 y 35°C, respectivamente.

Estudio metales pesados asimilables

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	52.83	92.06	0.990	0.00	54.16	24	0.000
2	4.55	7.94	0.905	0.18	16.29	11	0.130

Función 1	
As	-3.03
Ba	2.05
Cd	6.74
Co	-9.34
Cr	-3.99
Cu	-10.41
Mn	-2.11
Ni	1.91
Sb	3.34
Se	1.57
V	6.63

Anexo 7.9.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación en el suelo N a partir de los datos de metales pesados asimilables (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 100%. Valores medios de función primera: -2.59, 9.10 y -6.51 para 5, 20 y 35°C, respectivamente.



8.- Evolución de la materia orgánica en microcosmos

8.1.- Introducción

Andalucía incluye extensas zonas semiáridas donde la combinación de las altas temperaturas, falta de precipitaciones y unas prácticas agrícolas erróneas conducen a un importante proceso de degradación de los suelos (García *et al.*, 1994). Estos sitios están caracterizados a menudo por suelos con poco perfil, bajo contenido en nutrientes, pobre capacidad de retención de agua y un bajo contenido en materia orgánica (<1%) (Aranda y Oyonarte, 2006). En este contexto, la enmienda orgánica a los suelos expuestos a severos riesgos de erosión y desertificación son frecuentemente requeridas con el objetivo de restaurar las propiedades físicas y la fertilidad química (Fernández *et al.*, 2007).

En las últimas décadas la producción de residuos urbanos y agrícolas se ha incrementado enormemente, el uso de estos materiales con objetivos fertilizadores en lugar de los compuestos minerales reporta tanto beneficios económicos como medioambientales (Cordovil *et al.*, 2005; Brunetti *et al.*, 2007), supone el reciclaje de ambos materiales y nos permite obtener un producto estable (fermentación aerobia), beneficioso (materia orgánica más evolucionada) y más valorizado (Soliva-Torrento *et al.*, 2008).

Tras la aplicación del compost, las comunidades microbianas pueden degradar la materia orgánica a través de un proceso conocido como mineralización, la cual podrá ser más o menos rápida en función del clima de la zona (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008), esta mineralización origina un aumento de la fertilidad del suelo puesto que recicla compuestos como nitrógeno, fósforo, potasio y dióxido de carbono (Calderón *et al.*, 2001), este efecto es corto en el tiempo. Otra estrategia que se puede perseguir tras la enmienda

es favorecer el proceso de humificación de la materia orgánica aportada, proceso que representa un beneficio a largo plazo puesto que se producen cambios en la complejidad química de la materia orgánica y como consecuencia se obtiene una materia orgánica con mayor resistencia a la biodegradación y mineralización (Tate, 1987).

Según Dirk y McCoy (1993) el proceso de mineralización en zonas templadas tiene lugar de forma muy lenta por lo que el beneficio de la enmienda podría prolongarse durante varios años, en este caso, una fracción importante de la materia orgánica se estabiliza e incluso pasa a formar parte del humus del suelo (tras un proceso de humificación). Por otro lado, en climas cálidos y húmedos la tasa de mineralización se incrementa de forma notable, llegando incluso a desaparecer el compost como tal y permaneciendo solo los nutrientes minerales al cabo del año. Según Busby *et al.* (2007) otro aspecto muy importante en la evolución de la materia orgánica es los caracteres del suelo original.

La aplicación de nuevas técnicas en química orgánica confirman que la materia orgánica es uno de los materiales naturales más complejos, formada en su mayor parte por una mezcla de macromoléculas de muy diferente grado de polimerización y aromaticidad (Manlay *et al.*, 2007). Por tanto, a la hora de evaluar la calidad de una enmienda orgánica, el simple contenido en materia orgánica no puede ser usado, otros indicadores más sensibles como contenido en sustancias húmicas,... son necesarios y aportan mayor información (Sparkling, 1992; Brunetti *et al.*, 2007; Fernández *et al.*, 2007). Los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos son considerados muy importantes por su valor nutritivo (Brunetti *et al.*, 2007), por su capacidad de retención de metales pesados como Pb, Ni, Cu... (Mesquita *et al.*, 2004; Tejada *et al.*, 2007; Tejada *et al.*, 2008), por su capacidad de fijar contaminantes (Sablayrolles *et al.*, 2008) y por actuar como tampones naturales acido-base en los suelos (Plaza *et al.*, 2005). Los datos de Weber *et al.* (2007) indican que la enmienda con compost de residuos sólidos municipales muestran incrementos de ácidos húmicos y de la relación AH/AF con el paso del tiempo. Bertoncini *et al.* (2007) describe diferencias en los ácidos húmicos por efecto de la temperatura. Del mismo modo, Madrid *et al.* (2004) describen aumentos en la relación AH/AF tras la enmienda orgánica en épocas templadas (primavera) frente al verano o invierno. Como contraposición Contreras *et al.* (2004) describen en estudios de síntesis *in-vitro* de ácidos húmicos una mayor producción de los mismos a altas temperaturas. Zancada *et al.* (2004) describe pérdidas de ácidos húmicos a lo largo del tiempo en los suelos enmendados, y un aumento significativo en la cantidad de ácidos fúlvicos; en este sentido Almendros *et al.* (2000) describen que tras la enmienda de compost no se originan macromoléculas similares a sustancias húmicas sino que se produce una biodegradación de las fracciones orgánicas mayoritarias, acumulación de productos microbianos y cambios en el estado de los constituyentes reactivos como lípidos y compuestos nitrogenados.

Otra fracción de la materia orgánica son las huminas, sustancias de color negro con un alto porcentaje de materia orgánica y que se encuentran muy unidas a la fracción mineral (Schroeder, 1984). Generalmente son pocos estudiados en términos de evolución tras las enmiendas con co-compost, puesto que se espera que sean estables por relativamente largos periodos de tiempo. En general, poco se conoce acerca de las huminas procedentes de enmiendas orgánicas.

Los lípidos libres son de origen y composición poco conocido (Jandl *et al.*, 2007), generalmente son fácilmente degradados, sin embargo pueden existir formar recalcitrantes en las enmiendas de derivados de lodos de aguas residuales, que tiendan a acumularse en los suelos (Almendros, 2000).

La materia orgánica libre es la fracción menos densa de la materia orgánica y constituye un reservorio muy importante de materia orgánica sobre todo en suelos forestales (Rovira y Vallejo, 2003), su alto contenido de lignina debería limitar su degradación; está constituida por humus particulado aun no descompuesto (Zancada *et al.*, 2004). La enmienda con compost con restos de poda vegetal deberían incrementar esta fracción, sin embargo hay pocos estudios de su dinámica en los suelos enmendados.

Otra estrategia válida para el estudio de la evolución de la materia orgánica se basa en la dinámica cualitativa de las fracciones orgánicas y en la progresiva formación de compuestos de diferente estabilidad química y biodegradabilidad (Zancada *et al.*, 2004). El estudio de la relación entre la absorbancia a 465 nm (E^4) y 665 nm (E^6) se basa en el hecho de que las sustancias que comienzan el proceso de humificación hacia ácidos húmicos tienen un máximo de absorbancia a 460-480 nm, mientras que los materiales fuertemente humificados tienen un máximo de absorción entorno a 600-670nm (Zbytniewski *et al.*, 2005), la comparación entre ambos valores (E^4/E^6) nos indica el grado de maduración de los ácidos húmicos, así como nos permite observar cual es la tendencia de los ácidos húmicos. Tras la aplicación de la segunda derivada del espectro visible de los ácidos húmicos en el rango entre 420 a los 700 nm, podemos encontrar tres bandas características (528, 570 y 617nm) de las melaninas fúngicas de tipo dihidroxiperilenquinonas (DHPQ) (Kumada, 1955). Estos pigmentos son relativamente frecuentes en los suelos españoles (Almendros *et al.*, 1982) pero poco se conoce acerca de sus posibles modificaciones tras las enmiendas orgánicas (Bell y Wheeler, 1986; Tinoco, 2002).

Es necesario estudiar la transformación de la materia orgánica en los suelos enmendados con co-compost (Senesi y Plaza, 2007), se conoce poco de las relaciones entre la materia orgánica, las condiciones climáticas más extremas (temperatura y lluvias) y la naturaleza del suelo agrícola (Zancada *et al.*, 2004). El presente capítulo pretende evaluar la evolución del suelo agrícola sin o con una enmienda masiva de co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda vegetal en distintas condiciones ambientales. Para ello hemos usado un diseño experimental donde los factores dosis de co-compost (0 y 140 t ha⁻¹), tiempo de incubación (0 y 90 días), temperatura de incubación (5 y 35°C) y tipo de suelo (dos bajo cultivo de olivar y dos sometidos a cultivo subtropical) son estudiados en relación a las fracciones de la materia orgánica. Se pretende estudiar por un lado la evolución cuantitativa de las distintas fracciones orgánicas y por otro evaluar los cambios cualitativos de los ácidos húmicos.

8.2.- Resultados

8.2.1.- Análisis cuantitativo

La materia orgánica medida en el co-compost (Tabla 4.3, en capítulos anteriores) es ligeramente superior a la considerada para un compost (BOE 171, de 19 de Julio, 2005; Iglesias-Jiménez *et al.*, 2008). Los valores de los nutrientes como nitrógeno (2.2%), pH (7.7), C/N (7.2), fósforo (3.074ppm)... (Tabla 4.3, en capítulos anteriores), son similares a los obtenidos por otros autores (Manios, 2004; Pérez-Murcia *et al.*, 2006; Fernández *et al.* 2007). En el caso de la conductividad eléctrica (9.0 mS), nuestro co-compost resulta más salino que otros (Fernández *et al.*, 2007), sin embargo, Madrid *et al.* (2004) obtuvieron datos de conductividad eléctrica muy similares. Destacar que tanto la capacidad de intercambio catiónico del co-compost (46.35) como el índice $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ (0,07) indican que nuestro co-compost puede considerarse relativamente inmaduro (Bernal *et al.*, 1998; Paredes *et al.*, 2000) (Tabla 4.3, en capítulos anteriores); el empleo de los restos de poda ricos en lignina para la elaboración del co-compost, podría ser responsable de esta relativa inmadurez (Soliva-Torrento *et al.*, 2008).

En el Gráfico 8.1 observamos las medidas de porcentaje de carbono orgánico en las distintas fracciones de materia orgánica del co-compost y de los suelos antes y tras la experiencia (Anexo 8.1). La enmienda de co-compost en los suelos representa un sustancial incremento del **carbono orgánico total** (COT) (41-116%). La incubación en los microcosmos de los suelos nativos K, L y N origina una pérdida de COT (3-15%), lo que puede interpretarse como una mineralización de la materia orgánica; por el contrario, el suelo M nativo aumenta los niveles de COT durante la incubación, el hecho de encontrarse en barbecho podría motivar que gran cantidad de restos vegetales frescos pasen a degradarse durante la incubación o bien que se desarrolle una gran biomasa bacteriana (Casado-Vela *et al.*, 2006). Los suelos enmendados muestran durante su incubación pérdidas de COT (9-25%) proporcionalmente superiores a los suelos nativos. Las altas temperaturas (35°C) conducen, en general, a un proceso de mineralización del COT, siendo especialmente significativa la pérdida de carbono en el suelo K.

Al igual que Iakimenko *et al.* (1996) y Fernández *et al.* (2007) nuestro co-compost aporta mayor cantidad de **ácidos fúlvicos** que de **ácidos húmicos**, la relación AH/AF se sitúa en 0.60; por lo tanto, la enmienda de co-compost incrementa notablemente los niveles de ácidos fúlvicos. La incubación y la temperatura determinan modificaciones sustanciales en los niveles de ambas sustancias húmicas, dependiendo del suelo estudiado. El suelo K, no enmendado y enmendado, se comportan de similar modo tras la incubación, los niveles de ácidos húmicos se conservan mejor a 5°C mientras a los 35°C existe una fuerte degradación de los mismos; por el contrario, los ácidos fúlvicos son sustancialmente superiores a 35°C, donde se conservan e incluso sufren un aumento. Esto se traduce en una menor relación AH/AF a 35°C en suelos nativos y enmendados.

La evolución del suelo L nativo varía del comportamiento mostrado por el suelo L enmendado. La incubación del suelo nativo incrementa los valores de ácidos húmicos y a 35°C la relación AH/AF es incluso mayor. El suelo L enmendado manifiesta tras su incubación a 35°C una fuerte degradación de ambas sustancias húmicas (ácidos húmicos y fúlvicos), pese a ello, la relación AH/AF aumenta enormemente posiblemente por una degradación y síntesis conjunta de ácidos húmicos a 35°C. A 5°C el suelo L mantiene prácticamente similares los niveles de ambas sustancias húmicas.

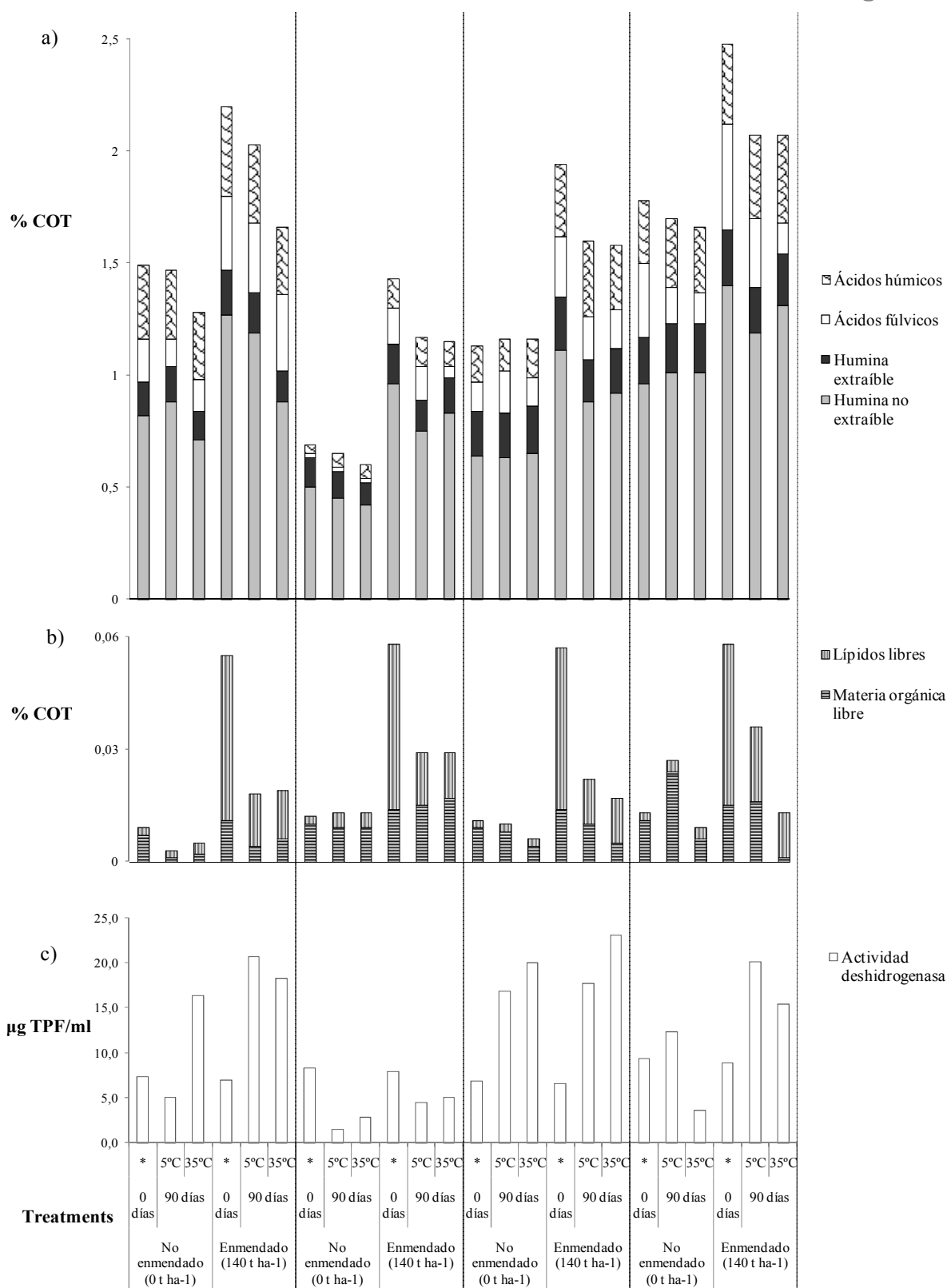


Gráfico 8.1.- Distribución cuantitativa del carbono orgánico total en las diferentes fracciones y actividad deshidrogenasa. a) 0 a 3 % de COT. b) 0 a 0.06% de COT. c) Actividad deshidrogenasa. * A tiempo 0, 5 °C y 35 °C muestran similares resultados Fracciones de co-compost: AH: 1.70%; AF: 2.84%; Humina no extraíble: 9.39%; Humina extraíble: 1.01%; Materia orgánica libre: 0.09%; Lípidos libres: 0.80 %.

El suelo M se comporta de distinto modo según tenga o no enmienda de co-compost; el suelo nativo responde mejor a 35°C puesto que aumentan los ácidos húmicos

frente fúlvicos, como corrobora la relación AH/AF. El suelo M enmendado muestra una bajada en el nivel de los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos durante su incubación, este decrecimiento se verá potenciado por la alta temperatura.

Finalmente, el suelo N tiene similar comportamiento con o sin la enmienda de co-compost, en todos los casos se observa un aumento/mantenimiento de los niveles de ácidos húmicos en detrimento de los ácidos fúlvicos, sin embargo, el mayor incremento (relación AH/AF) ocurre a alta temperatura (Gráfico 8.1).

La mayor parte de las **huminas totales** del co-compost son no extraíbles (90.3%), de modo que la enmienda supone en todos los suelos un importante aumento de este tipo de huminas. Con la incubación, generalmente, los suelos enmendados manifiestan mayores pérdidas de huminas, por lo que presumiblemente las pérdidas sean procedentes de las huminas aportadas por el co-compost. En suelo K (sin o con enmienda) al incubarlo a 5°C tiende a conservar los niveles de huminas, mientras que a 35°C existe un descenso generalizado de los niveles de ambas huminas (Gráfico 8.1). En el resto de suelos se observa cierto aumento de las huminas a 35°C, no se puede descartar la generación de las mismas a esta temperatura.

El co-compost aporta gran cantidad de **materia orgánica libre** (0.09% de COT) proveniente quizás de los restos de poda (Rovira y Vallejo, 2003), mientras que los suelos agrícolas estudiados poseen cantidades muy escasas (0.007-0.010%). En general, la materia orgánica libre se degrada durante la incubación, en casi todos los suelos (excepto suelo L), y por efecto de la alta temperatura, especialmente en los suelos de la costa de Granada (Gráfico 8.1).

En el pie del Gráfico 8.1 se observa que el co-compost tiene un elevado porcentaje de **lípidos libres** (0.8%), que será aportado al suelo agrícola (entre 21 y 22 veces mayor cantidad). Estas elevadas cantidades de lípidos libres son normales en los lodos de depuración de aguas residuales (Almendros *et al.*, 1990). Los suelos sin enmienda mantienen o incluso aumentan ligeramente la cantidad de lípidos libres durante la incubación, mientras que los suelos enmendados con co-compost reducen notablemente sus niveles de lípidos libres con la incubación, oscilando las pérdidas entre el 70.0 y el 73.0 %. Generalmente la pérdida o degradación de los lípidos libres es superior a 35°C (Gráfico 8.1).

8.2.2.- Análisis cualitativo de ácidos húmicos

La relación E^4/E^6 característica para un ácido húmico procedente de un suelo maduro es inferior a 5.0 (Leenheer, 1980); los datos mostrados en la Tabla 8.1 indican que los suelos K y M, con valores por debajo de 5.0 poseen ácidos húmicos más evolucionados, más complejos y en general más humificados que los suelos L y N cuyos valores son de 5.0 o superior, estos datos se deducen de los datos de Zbytniewski *et al.* (2005). El co-compost, con un valor de 6.5, aporta gran cantidad de ácidos húmicos de bajo peso molecular, poco desarrollados, con unos grados relativamente bajos de condensación inter- e intra-molecular, alto contenido en productos alifáticos, poco grado de condensación y pesos moleculares relativamente bajos (Chen *et al.* 1977; Tinoco, 2000; Zbytniewski *et al.*, 2005; Brunetti *et al.*, 2007).

La aplicación de lodos de depuradora en los suelos aumentan el índice E^4/E^6 de los suelos enmendados (Spaccini *et al.*, 2000; Pedra *et al.*, 2007; Bruneti *et al.*, 2006), en nuestro caso observamos que nuestro co-compost de lodos y restos de poda vegetal también aumenta este índice (Tabla 8.1).

Los suelos nativos L, M y N tras ser incubados a 35°C muestran un incremento del parámetro E^4 , un incremento en este parámetro parece estar relacionado con un proceso de humificación de la materia orgánica (Zancada *et al.*, 2004; Miralles *et al.*, 2007)

La evolución de los suelos enmendados con el co-compost nos permite distinguir entre los suelos K y M y los suelos L y N, ambos grupos de comportaran de modo diferente (Tabla 8.1). Los parámetros E^4 y ratio E^4/E^6 en los suelos K y M no se modifican por efecto temperatura, mientras que los suelos L y N están influenciados por la temperatura ambiental, las altas temperaturas (35°C) originan tanto un incremento de E_4 como una disminución del ratio E^4/E^6 , símbolo, como ya hemos mencionado, de un proceso de humificación de la materia orgánica (Chen *et al.*, 1977; Zancada *et al.*, 2004; Miralles *et al.*, 2007)

			Relación E^4/E^6	E^4	E^6	DHPQ		
						A^{528}	A^{570}	A^{617}
	Co-compost		6.5	0.72	0.11	0.13	0.13	0.08
Suelo K	0 t ha ⁻¹	0 días	^B 4.5	1.16	0.25	0.12	0.10	0.22
		90 días	5°C 4.4	0.97	0.22	0.10	0.10	0.17
		35°C 4.3	0.94	0.22	0.11	0.09	0.16	
	140 t ha ⁻¹	0 días	^B 4.6	1.14	0.24	0.12	0.10	0.21
		90 días	5°C 4.9	0.95	0.19	0.09	0.09	0.17
		35°C 4.9	0.95	0.19	0.10	0.07	0.13	
Suelo L	0 t ha ⁻¹	0 días	^B 5.0	0.61	0.12	0.07	0.06	0.11
		90 días	5°C 4.9	0.62	0.12	0.08	0.10	0.13
		35°C 5.5	0.74	0.14	0.09	0.10	0.14	
	140 t ha ⁻¹	0 días	^B 5.1	0.62	0.12	0.07	0.06	0.11
		90 días	5°C 6.1	0.69	0.11	0.09	0.10	0.15
		35°C 5.5	0.86	0.16	0.10	0.04	0.10	
Suelo M	0 t ha ⁻¹	0 días	^B 4.3	0.82	0.19	0.07	0.03	0.08
		90 días	5°C 3.9	0.80	0.20	0.07	0.04	0.08
		35°C 3.9	0.87	0.22	0.08	0.04	0.09	
	140 t ha ⁻¹	0 días	^B 4.4	0.81	0.19	0.07	0.04	0.08
		90 días	5°C 5.0	0.82	0.16	0.07	0.04	0.09
		35°C 5.0	0.83	0.16	0.08	0.04	0.08	
Suelo N	0 t ha ⁻¹	0 días	^B 5.6	0.66	0.12	0.07	0.03	0.06
		90 días	5°C 5.1	0.69	0.14	0.07	0.04	0.07
		35°C 5.2	0.75	0.14	0.08	0.04	0.07	
	140 t ha ⁻¹	0 días	^B 5.7	0.66	0.12	0.07	0.04	0.06
		90 días	5°C 6.0	0.73	0.12	0.08	0.04	0.08
		35°C 5.7	0.85	0.15	0.09	0.04	0.07	

Tabla 8.1. Datos de análisis cualitativo de ácidos húmicos: relación E^4/E^6 , E^4 , E^6 , y medida de las dihidroxiperilenquinonas A^{528} , A^{570} y A^{617} .

Los resultados mostrados por las dihidroxiperilenquinonas (DHPQ) (Tabla 8.1) indican que el co-compost y los suelos estudiados poseen cantidades significativas de estos compuestos. El co-compost no incrementa en demasía la cantidad de DHPQ. En cuanto a su evolución, el pigmento característico de absorbancia a A^{528} no sufre modificaciones aparentes durante los ensayos efectuados y únicamente los pigmentos asociados a las absorbancias A^{570} y A^{617} experimentan una reducción llamativa en los

suelos de olivar (K y L) enmendados con co-compost tras ser incubados a altas temperaturas. Los suelos de la costa de Granada pueden haber sido regado previamente con aguas residuales y enmendados con compost, lo que podría bloquear ciertos procesos edáficos de modo que las DHPQ no fuesen alteradas en estos suelos. Decir como dato orientativo que el suelo N a tenor de sus datos cuantitativos (fracciones materia orgánica y nutrientes) es relativamente evolucionado, sin embargo el ratio E^4/E^6 indica lo contrario; la enmienda orgánica o el riego con aguas residuales podría explicar esta aparente contradicción.

8.3.- Discusión

8.3.1.- Análisis estadísticos

8.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes

El diseño factorial 2^3 mostrado en la Tabla 8.2 nos permite cuantificar la significancia de los factores “incubación (t)”, “temperatura (T)” y “dosis de co-compost (c)”, ó de la combinación de estos factores (t×T, t×c, T×c, t×t, T×T y c×c) sobre la evolución de las distintas fracciones de la materia orgánica en los suelos sin o con la enmienda del co-compost incubados a distintas temperaturas.

En general, la incubación en el microcosmos causa una significativa pérdida de carbono orgánico total (COT) (t en Tabla 8.2). En nuestros experimentos, este descenso de COT es mayor en los suelos con mayor cantidad original de materia orgánica (suelos K y N) y en los suelos enmendados (t×c, Tabla 8.2). Una mayor temperatura de incubación (35°C) causa una mayor degradación del COT (T y t×T, Tabla 8.2).

En relación con la evolución de los ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF), dos tendencias fueron observadas, una para los suelos K y M y otra para los suelos L y N.

Los suelos K y M, tanto no enmendados como enmendados, muestran un descenso de los AH durante la incubación en el microcosmos (t, Tabla 8.2), lo cual coincide con Fernández *et al.* (2007) en estudios de campo. Una mayor temperatura de incubación va a incrementar la degradación de AH en el suelo K (no enmendado y enmendado), concomitante al descenso de DHPQ anteriormente comentado (A^{570} y A^{617} , Tabla 8.1), y en el suelo M (enmendado) (T, t×T o T×c, Tabla 8.2). Una baja temperatura, por contraste, limita la degradación de AH, lo cual confirma los resultados de Madrid *et al.* (2004). A partir de la Gráfica 8.1, se deduce que el suelo M no enmendado muestra un ligero incremento en la cantidad de AH con la alta temperatura, aunque estos datos no son significativos en la Tabla 8.2.

Los AF en el suelo K no enmendado (t, Tabla 3) y en el suelo M no enmendado y enmendado (t y t×c, Tabla 8.2), decrecen con la incubación en el microcosmos, en mayor proporción a los AH, de modo que la relación AH/AF se incrementa durante la incubación (Tabla 8.2). Similares resultados fueron descritos por Fernández *et al.* (2007). El suelo K enmendado, por contraste, muestra un incremento de AF con la incubación (t×c, Tabla 8.2). A mayor temperatura de incubación se incrementa el contenido de AF en el suelo K (no enmendado y enmendado), mientras que el suelo M (no enmendado y enmendado) muestra un reducción en la cantidad de AF con la mayor temperatura (T y t×T, Tabla 3), estos datos indican una disminución del ratio AH/AF en el suelo K (no enmendado y enmendado) y en el suelo M enmendado. El suelo M no enmendado, sin embargo, incrementa el ratio AH/AF con la mayor temperatura como se deduce de la Gráfica 8.1.

Los suelos L y N (no enmendado y enmendados) muestran durante la incubación y principalmente a alta temperatura un incremento de AH en relación a los AF, principalmente observado en el ratio AH/AF (t, T, t×c y T×c, Tabla 8.2), mucho mayor que en los suelo K y M (t, Tabla 8.2). El efecto beneficioso de la alta temperatura en la síntesis de AH también ha sido reportado por Contreras *et al.* (2004) en estudios *in vitro*. La concentración de AF, por el contrario, disminuye con la incubación y con la alta temperatura tanto en suelos no enmendados como en enmendados (t y T, Tabla 8.2). No

obstante, el suelo L, principalmente enmendado, muestra una paralela degradación de AH a 35°C (T, $\underline{t} \times T$ y $T \times c$, Tabla 8.2), concomitante a un descenso en los picos de absorción de la DHPQ (Tabla 8.1); por tanto, el suelo L, principalmente enmendado, manifiesta a alta temperatura tanto aumento relativo de AH como degradación de ambas sustancias húmicas (AH y AF), mientras que a bajas temperaturas ambos procesos se bloquean y los niveles de AH y AF permanecen invariables (Gráfico 8.1.).

		Principales efectos			Interacciones entre dos factores			Datos estadísticos		
		I	T	c	$\underline{t} \times T$	$\underline{t} \times c$	$T \times c$	media	r ² (%)	DW
Suelo K	COT	-0.256	-0.139	0.627	-0.139	-0.132		1.746	99.3	1.75
	AH	-0.052	-0.013	0.047	-0.013	-0.025		0.341	97.5	1.75
	AF	-0.033	0.014	0.169	0.014	0.029		0.241	99.9	1.75
	HT	-0.151	-0.140	0.380	-0.140	-0.121		1.142	98.8	1.75
	LL	-0.015		0.026		-0.015		0.016	99.9	2.07
	MOL	-0.005		0.004				0.006	96.3	2.75
	AH/AF	0.229	-0.181	-0.979	-0.181	-0.445		1.611	99.4	1.75
Suelo L	COT	-0.177	-0.014	0.673	-0.014	-0.129		1.002	99.9	2.50
	AH	0.027	-0.022	0.090	-0.022		-0.022	0.096	95.7	1.49
	AF	-0.045	-0.013	0.098	-0.013	-0.050		0.066	95.1	2.50
	HT	-0.144		0.453		-0.065		0.811	98.1	2.47
	LL	-0.014	-0.001	0.025	-0.001	-0.016		0.016	99.9	2.50
	MOL							-	-	-
	AH/AF	1.129	0.318	-1.355	0.318	0.448		2.234	83.1	2.50
Suelo M	COT	-0.151	-0.010	0.609	-0.010	-0.169		1.459	100.0	1.50
	AH	-0.011		0.159			-0.020	0.230	98.5	1.67
	AF	-0.032	-0.019	0.083	-0.019	-0.060		0.184	97.4	1.50
	HT	-0.127	0.017	0.378	0.017	-0.129		1.033	99.9	1.50
	LL	-0.016		0.026		-0.015		0.015	99.9	1.50
	MOL	-0.005	-0.002	0.003	-0.002	-0.001		0.009	99.9	1.50
	AH/AF	0.159		0.305		0.377	-0.188	1.305	83.0	2.14
Suelo N	COT	-0.264	-0.024	0.573	-0.024	-0.169		2.031	99.9	1.25*
	AH	0.017		0.074			0.010	0.330	98.1	1.06*
	AF	-0.211	-0.047	0.104	-0.047			0.294	93.9	1.41
	HT	-0.077		0.350		-0.140		1.368	92.6	1.98
	LL	-0.013		0.027		-0.014		0.016	98.6	1.90
	MOL		-0.008		-0.008	-0.005		0.012	97.7	2.94
	AH/AF	1.171	0.413		0.413		0.374	1.398	92.7	1.09*

Tabla 8.4. Cuantificación de los factores sobre las distintas fracciones de la materia orgánica a partir de la superficie de respuesta originada tras el análisis factorial 2³. COT: Carbono orgánico total; AH: Ácidos húmicos; AF: Ácidos fúlvicos; HT: Huminas totales; LL: Lípidos libres; MOL: Materia orgánica libre; AH/AF: Relación entre ácidos húmicos y ácidos fúlvicos. En blanco: no significativos. * Incluidas porque indican una tendencia.

La incubación en el microcosmos, generalmente conduce a una disminución en la cantidad total de huminas, especialmente en los suelos enmendados (\underline{t} y $\underline{t} \times c$, Tabla 8.2). La influencia de la temperatura en la concentración de huminas es contradictoria porque a 35°C hay una pérdida de huminas en el suelo K y un incremento en el resto de suelos (Gráfico 8.1), únicamente significativo en el suelo M (T, Tabla 8.2).

En relación a los lípidos libres, estos aumentan considerablemente con la enmienda. Los suelos no enmendados no muestran cambios durante la incubación o únicamente aumentos poco significativos (Gráfico 8.1); sin embargo, los suelos

enmendados reducen significativamente la cantidad de lípidos entre un 70 y 73% ($t \times c$, Tabla 8.2), lo cual coincide con los resultados de Zancada *et al.* (2004). La pérdida de lípidos es usualmente mayor a 35°C, aunque esta pérdida solo es significativa en el suelo L (Gráfico 8.1 y T y $t \times T$, Tabla 8.2).

La materia orgánica libre pese a ser incorporada en poca proporción, es degradada durante la incubación, tan solo el suelo L no manifiesta esta degradación (t , Tabla 8.2). Una mayor temperatura incrementa la degradación de la materia orgánica libre, aunque este hecho solo es significativo en los suelo de la costa de Granada (T y $t \times T$, Tabla 8.2).

8.3.1.2.- Análisis discriminante (*Backward Selection*)

o Suelo y materia orgánica

Existen tres funciones capaces de discriminar el suelo utilizado a partir de los valores de las fracciones de materia orgánica (N=32). Todas las funciones discriminantes poseen un *P-value* inferior a 0.000 por lo que tiene una confianza del 100% (Anexo 8.2); el porcentaje de casos correctamente clasificados es del 100% en todas las funciones (Tabla 8.3).

Suelo real	Tamaño del grupo	Suelo predicho			
		K	L	M	N
K	8	8	0	0	0
		100,00%	0,00%	0,00%	0,00%
L	8	0	8	0	0
		0,00%	100,00%	0,00%	0,00%
M	8	0	0	8	0
		0,00%	0,00%	100,00%	0,00%
N	8	0	0	0	8
		0,00%	0,00%	0,00%	100,00%

Tabla 8.3.- Resultado de usar las funciones discriminantes para clasificar los suelos.

Los suelos se encuentran representados de acuerdo con las distintas fracciones de la materia orgánica tras el análisis discriminante (Gráfico 8.2). La función 1 discrimina sobre todo el suelo L del resto de suelos (valores medios: K=-7.07; L=12.5; M=-2.59; N=-2.86) siendo los ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, lípidos libres y el ratio E^4/E^6 los parámetros más discriminantes (Anexo 8.2); la función 2 discrimina principalmente al suelo K frente al suelo N (valores medios: K=2.78; L=0.74; M=0.73; N=-4.26), en este caso las huminas totales, lípidos libres y E_4 son los parámetros más discriminantes (Anexo 8.2); la función 3 discrimina sobre todo al suelo M frente al resto de suelos (valores medios: K=2.46; L=0.74; M=-4.21; N=1.00), la E^4 , A^{528} , huminas totales y lípidos libres son los parámetros más discriminantes (Anexo 8.2). El Gráfico 8.2 muestra a la función 1 frente a la función 3.

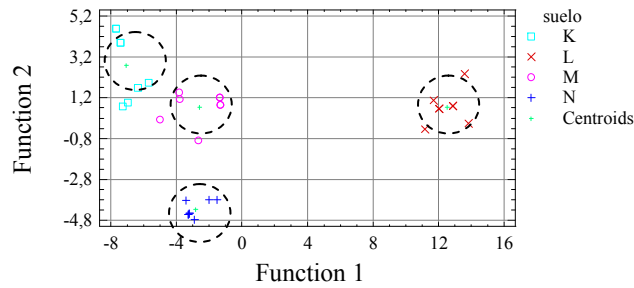


Gráfico 8.2.- Función 1 frente función 3 como discriminadores del suelo a partir de las fracciones de la materia orgánica.

○ *El tiempo y materia orgánica*

Una función es capaz de discriminar en el 84.4 % de los casos los días de incubación del microcosmos edáfico (N=32) con un *P-value* de 0.000 (Anexo 8.3); el porcentaje se reparte como se indica en la Tabla 8.4.

Los días de incubación se encuentran representados de acuerdo con las distintas fracciones de la materia orgánica tras el análisis discriminante (Gráfico 8.3). La función 1 muestra unos valores medios de -1.00 y 1.00 para 0 y 90 días, respectivamente (Gráfico 8.3). Los parámetros que mejor clasifican el tiempo de incubación son los ácidos fúlvicos, la E⁴ y las DHPQ (Anexo 8.3).

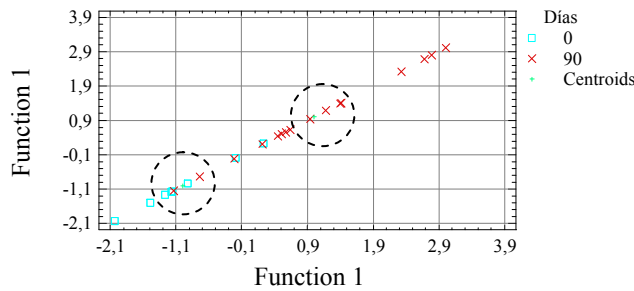


Gráfico 8.3.- Función 1 frente función 1 como discriminadores del día de incubación a partir de las fracciones de la MO.

Día real	Tamaño del grupo	Día predicho	
		0 días	90 días
0 días	16	14	2
		87,50%	12,50%
90 días	16	3	13
		18,75%	81,25%

Tabla 8.4.- Resultado de usar la función discriminante 1 para clasificar el día de incubación.

○ *La enmienda de co-compost y materia orgánica*

El 100% de los casos van discriminar la dosis de co-compost a partir de los valores de las fracciones de materia orgánica con *P-value* de 0.000 (N=32) (Anexo 8.4 y Tabla 8.5). Una única función, representada en el Gráfico 8.4 es capaz de discriminar con valores medios de -1.86 y 1.86 para 0 y 140 t ha⁻¹ de co-compost, respectivamente (Gráfico 8.4), los lípidos libres, E⁴, E⁶ y A⁵²⁸ serán los parámetros más discriminantes de la dosis de co-compost (Anexo 8.4).

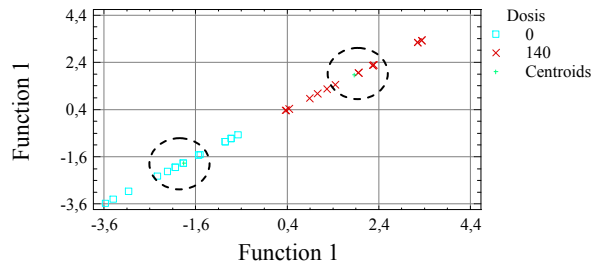


Gráfico 8.3.- Función 1 frente función 1 como discriminadores de la dosis de co-compost a partir de las fracciones de la MO.

Dosis real	Tamaño del grupo	Dosis predicha	
		0 t ha ⁻¹	140 t ha ⁻¹
0 t ha ⁻¹	16	16	0
		100,00%	0,00%
140 t ha ⁻¹	16	0	16
		0,00%	100,00%

Tabla 8.5.- Resultado de usar las funciones discriminantes para clasificar la dosis de co-compost.

o *La temperatura y materia orgánica*

Al igual que los suelos y la dosis de co-compost, la temperatura es discriminada partir de los valores de las fracciones de materia orgánica en el 100% de los casos mediante una única función con un *P-value* de 0,000 (Anexo 8.5 y Tabla 8.6). La función viene representada en el Gráfico 8.5 y posee unos valores medios de 1.76 y -1.76 para 5 y 35 °C, respectivamente (Gráfico 8.5). Las DHPQ, huminas totales, materia orgánica libre y E⁶ serán los parámetros más discriminantes de la temperatura (Anexo 8.5).

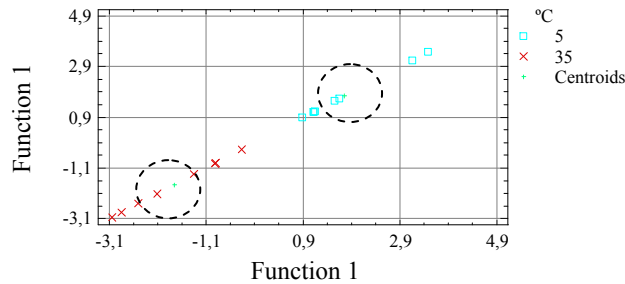


Gráfico 8.5.- Función 1 frente función 1 como discriminadores de la temperatura a partir de las fracciones de la materia orgánica.

Temperatura real	Tamaño del grupo	Temperatura predicha	
		5°C	35°C
5°C	8	8	0
		100,00%	0,00%
35°C	8	0	8
		0,00%	100,00%

Tabla 8.6.- Resultado de usar las funciones discriminantes para clasificar la temperatura (N=16).

8.3.1.3.- Análisis de correlación

El estudio de la correlaciones de *Pearson* (Anexo 8.6) muestra dos grupos de parámetros. Por un lado las fracciones de la materia orgánica: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, carbono orgánico total, huminas no extraíbles y huminas extraíbles que se correlacionan entre sí. Por otro lado la E^4 , E^6 , A^{528} , A^{570} y A^{617} que se correlacionan también entre sí. El primer grupo podría estar relacionado con la enmienda de co-compost, mientras que el segundo grupo identifica la síntesis y madurez de los ácidos húmicos y la presencia de ácidos húmicos tipo P (dihidroxiperilenquinonas).

En la Tabla 8.7 se recoge las ecuaciones de regresiones múltiples más destacadas entre los parámetros de fraccionamiento de la materia orgánica. La relación existente entre los ácidos húmicos (como más importante fracción de la materia orgánica) y el resto de fracciones indica su coexistencia en la materia orgánica, de modo que a mayor cantidad de ácidos húmicos hay mayor cantidad de ácidos fúlvicos y huminas no extraíble, frente a una menor cantidad de materia orgánica libre, lípidos libres y humina extraíble, por lo que se deduce que últimos elementos son su fuente natural.

El parámetro E^4 (Tabla 8.7) y E^6 están relacionados con la maduración de los ácidos húmicos y con algunos tipos de dihidroxiperilenquinonas.

Parámetro edáfico	Parámetros edáficos	Ecuación múltiple	R-squared (%)	P-value	Error estándar	Durbin-Watson statistic
AH	AF MOL LL HE HNE	AH= -0,05+0,26xAF +0,43xHNE - 2,17xMOL-3,51xLL -0,44xHE	83,57%	0,000	0,052	1,95
E^4	E^6 A^{528} A^{570}	$E^4 = 0,08+2,14xE^6$ $+5,10xA^{528}-0,91xA^{570}$	93,69%	0,000	0,040	2,98

Tabla 8.7.- Tabla de regresión múltiple entre los parámetros de la materia orgánica.

8.3.1.4.- Análisis de componente principales

El análisis factorial confirma algunos resultados previos y aporta nuevos datos. Un total de 4 componentes explican el 77% de la varianza (Tabla 8.8). El componente 1 explica el 28% y está relacionado con la humificación y la formación de DHPQs. De hecho, los coeficientes positivos corresponden a E^4 , E^6 , A^{528} , A^{570} y A^{617} , los coeficientes negativos son de la humina extraíble, indicando que posiblemente la humina extraíble procedente del co-compost puede ser fácilmente degradable, debido a su carácter lábil, y contribuir parcialmente al *pool* de AH.

El componente 2 explica más del 26% de la varianza e indica que la enmienda de co-compost incrementa la cantidad de humina total, AH, AF (en mayor proporción que AH), decrece el ratio AH/AF y simultáneamente promueve la actividad biológica. Esta tendencia está confirmada por resultados obtenidos por otros autores (Marcote *et al.*, 2001; Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008).

El tercer componente explica el 15% de la varianza e indica que tanto la enmienda (con mayor peso en este componente) como la incubación causan un significativo incremento de los lípidos libres, de la humina no extraíble, del ratio E^4/E^6 (inmadurez de los

AH) y de la actividad deshidrogenasa. El sentido de este componente es confirmado por Almendros (2000), Marcote *et al.* (2001), Brunetti *et al.* (2007) y Vargas-García y Suarez-Estrella (2008).

El último componente (9%) está relacionado con la madurez de los AH. Una caída en el ratio E^4/E^6 , indicativa de mayor madurez de AH, está relacionada con mayores valores de E^6 y E^4 , mayor temperatura, mayor actividad deshidrogenasa y una menor cantidad de materia orgánica libre. La relación entre la mayor temperatura, mayor actividad biológica y la maduración de la materia orgánica es reportada parcialmente por Dick y McCoy (1993). La relación entre la madurez y una caída en los niveles de materia orgánica libre es esperada en los procesos de transformación de la materia orgánica (Schnitzer y Khan, 1972).

Variables	Components			
	1	2	3	4
Ácidos húmicos		0.812		
Ácidos fúlvicos		0.925		
Ratio AH/AF		-0.642		
Humina no extraíble		0.761	0.493	
Humina extraíble	-0.622	0.639		
Materia orgánica libre				-0.474
Lípidos libres			0.899	
Ratio E^4/E^6			0.420	-0.821
E^4	0.708			0.555
E^6	0.544			0.750
A^{528}	0.924			
A^{570}	0.908			
A^{617}	0.962			
Actividad deshidrogenasa*		0.405	0.567	0.409
Co-compost		0.430	0.898	
Incubación			0.792	
Temperatura				0.358
Autovalores	4.68	4.40	2.52	1.43
% de varianza	27.52	25.91	14.87	8.46
Varianza total (%)	76.77			

Tabla 8.8.- Análisis de componentes principales. Método de rotación con Varimax (N=32). No significativas (menores a $\pm 0,500$) no mostradas. * Datos extraídos del capítulo 9.

8.3.2.- Evolución de las fracciones de materia orgánica

La evolución de las fracciones de la materia orgánica nos permite discriminar entre los suelos utilizados, la enmienda de co-compost, los días de incubación y la temperatura de incubación. Por lo tanto, la evolución de las fracciones de la materia orgánica es menos sustrato-dependiente respecto a otros parámetros como metales pesados.

La mezcla del co-compost con los diferentes suelos testados conduce a unos cambios significativos en todas las características del carbono a tiempo 0 del experimento: un incremento de AH y AF (especialmente estos últimos), un incremento de huminas, un incremento de materia orgánica libre y aumento de lípidos libres. También existe un

significativo aumento del ratio E^4/E^6 tras la enmienda, lo que sugiere un menor grado de complejidad macromolecular de la materia orgánica del suelo tras la enmienda.

La incubación de los materiales en el microcosmos va a estimular la actividad biológica. Del mismo modo, la adición de co-compost y la alta temperatura evidencian también un aumento de la actividad deshidrogenasa (Tabla 8.8).

El aumento de la actividad biológica con la incubación y con la alta temperatura en los suelos no enmendados produce en general dos procesos: Una *mineralización* del carbono orgánico en los mismos términos que los descritos por Dirk y McCoy (1993), Franzuebbers *et al.* (2001) y Moreno-Casco y Moral-Herrero (2008), que afecta mayoritariamente a los suelos con mayor contenido original de materia orgánica, como ya anticipó Busby *et al.* (2007). Y un simultáneo proceso de *humificación* que conduce a la formación de AH, al incremento del ratio AH/AF y al aumento del parámetro E^4 como indican Zancada *et al.* (2004) y Miralles *et al.* (2007). Tan solo el suelo K (no enmendado) manifiesta un incremento de los AF (y menor ratio AH/AF) con la mayor temperatura; es conocido que los AF establecen uniones con los óxidos de hierro para formar aductos insolubles (unión directa entre dos moléculas sin cambios estructurales) (Fu y Quan, 2006; Almendros, 2000). De acuerdo con esto, el suelo K rico en óxidos de hierro (reflejado en su color rojo, 5YR y altos niveles de minerales, Tabla 5.2 en capítulos anteriores) podría limitar e incluso facilitar la formación de AF, lo que explicaría lo que acontece en el suelo K. Zancada *et al.* (2004) describe resultados similares al suelo K, con aumentos de AF concomitantes con pérdidas de AH en los suelos enmendados, y lo atribuye, en parte, a la degradación de macromoléculas más complejas procedentes del compost denominadas fracción coloidal *AH-like*.

Como describe Busby *et al.* (2007), la mineralización del COT se incrementa significativamente con la adición de co-compost, como resultado del incremento de la actividad biológica (Tabla 8.8). Sin embargo, el efecto en el suelo de la enmienda está influenciado por varios factores incluidos el tipo de suelo y la temperatura, los cuales no permiten modificar la evolución de los compuestos añadidos. Este hecho nos permite seleccionar entre un rápido incremento de los nutrientes por mineralización, o una estabilización y preservación de la materia orgánica, o ambos a la vez. En nuestros microcosmos, los suelos más inmaduros (L y N), mayor ratio E^4/E^6 , tras ser enmendados e incubados a alta temperatura incrementan la mineralización (descenso del COT) y la humificación (incremento relativo de AH, aumento del ratio AH/AF, incremento de E^4 y disminución de ratio E^4/E^6). Esta relación entre la mayor temperatura, la mayor actividad biológica y la maduración de la materia orgánica ha sido observada en el análisis de componentes principales y podría estar relacionada con la degradación de otros constituyentes orgánicos como la materia orgánica libre (Schnitzer y Khan, 1972; Dick y McCoy, 1993; Bertoncini *et al.*, 2007). En este sentido, según Veeken *et al.* (2000) el aumento de la actividad biológica potenciado por la temperatura origina un incremento de los compuestos con grupos fenólicos y carboxibenzénicos, es decir más complejos.

En los suelos con menor ratio E^4/E^6 (K y M), es decir más maduros, tras la enmienda una mayor temperatura de incubación favorece la mineralización de la materia orgánica, pero no se observa datos de humificación, mientras que a bajas temperaturas se mantiene el COT e incluso aumenta el ratio AH/AF. Por lo tanto, su evolución difiere de la

mostrada por los otros dos suelos, y la enmienda debería ser efectuada en una estación anual según las necesidades edáficas.

La elevada cantidad de huminas en el co-compost (10.3% de COT) podrían ser debidas a su elevado contenido relativo en limo y arcillas (48.2% y 32.6%, respectivamente), dado que esta fracción orgánica está ligada a las partículas minerales más pequeñas (Bronick y Lal, 2005). Las huminas de los suelos se transforman durante la incubación, especialmente en los suelos enmendados. Las mayores pérdidas serán esperadas en las huminas procedentes del co-compost, puesto que estas generalmente tienen una asociación a la matriz mineral más débil, siendo comparativamente más lábiles que las huminas de los suelos. El trabajo muestra que esta reducción de huminas podría originar un incremento en el *pool* de ácidos húmicos.

La incubación del suelo enmendado causa una reducción importante de los lípidos libres aportados por el co-compost, sin embargo, como sugiere Almendros (2000), una importante proporción tiende a acumularse. Esta posible acumulación de lípidos ya ha sido reportada en la directiva 86/278/EEC de la Unión Europea.

El co-compost aporta materia orgánica libre al suelo. Todos los suelos manifiestan una degradación de materia orgánica libre con la incubación y las altas temperaturas. Tan solo el suelo L con más de un 40% de carbonatos protege la materia orgánica libre, tal y como describió Duchaufour (1976).

8.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos

Tipo de suelo: Las fracciones de la materia orgánica en los suelos ricos en COT (> 2%, K y N) generalmente manifiestan una evolución similar en el suelo nativo y en el suelo enmendado con co-compost, mientras que en los suelos más limitados en COT (< 2%, L y M), el comportamiento de las distintas fracciones dependerá de la existencia o no de enmienda del co-compost. Por lo tanto, los suelos más degradados serán los que mayor alteración edafológica y biológica experimenten tras la enmienda y deberán ser, por consiguiente, los mejor vigilados.

El tipo de suelo es clave en la evolución mostrada por las fracciones orgánicas del suelo enmendado. Estas diferencias nos permite distinguir entre una enmienda de los suelos menos evolucionados (L y N), donde el verano o la primavera promueven un rápido aumento de nutrientes por mineralización y a una concomitante estabilización de la materia orgánica, o bien podemos buscar un mantenimiento en los niveles si realizamos la enmienda en otoño-invierno. Mientras que en los suelos más evolucionados (K y M), la enmienda en verano o primavera contribuye a un incremento de nutrientes pero no implica una humificación de la materia orgánica, algo que parcialmente obtendríamos en épocas más frías. Diferentes tendencias evolutivas entre los suelos también fueron descritas por Busby et al. (2007), Ouedraogo et al. (2001) y Bustamante et al. (2007).

La enmienda de **co-compost** origina un incremento significativo de todas las fracciones de la materia orgánica a excepción de las dihidroxiperilenquinonas. Del mismo modo, origina una disminución de la relación AH/AF puesto que aporta mayor cantidad de ácidos fúlvicos de que ácidos húmicos, y un aumento del ratio E^4/E^6 , debido al aporte de materia orgánica relativamente más inmadura. La única limitación en la dosis de co-compost a utilizar en el suelo agrícola es la posible acumulación de lípidos libres (30% tras

el ensayo), problema que podría ser relativamente mitigado con las altas temperaturas y el paso del tiempo.

La **temperatura** de incubación es clave para ciertos procesos. En los suelos sin enmienda origina una mineralización y humificación conjunta, salvo en el suelo K, donde el proceso de humificación implica una acumulación selectiva de ácidos fúlvicos. En los suelos enmendados con co-compost, el efecto de la temperatura de incubación es dependiente del sustrato: Como hemos mencionado, los suelos L y N (mayor ratio E^4/E^6) manifiestan a alta temperatura una mineralización concomitante a un proceso de estabilización y maduración de la materia orgánica; sin embargo, ambos procesos quedan paralizados a baja temperatura. Los suelos K y M (menor ratio E^4/E^6) manifiesta a alta temperatura únicamente un proceso de mineralización, mientras que a baja temperatura se paraliza la mineralización e incluso se ven indicios de maduración de la materia orgánica (ratio AH/AF).

La **incubación** en el microcosmos edáfico origina una mineralización de la materia orgánica, siendo proporcionalmente superior en los suelos ricos en materia orgánica y en los suelos enmendados. A pesar de este descenso, existen mayores niveles de ácidos húmicos en comparación al resto de fracciones orgánicas. Tan solo el suelo K manifiesta una acumulación (preferencial) de ácidos fúlvicos, posiblemente mediada por los óxidos de hierro presentes en este suelo.

8.4.- Anexos

			Carbono orgánico total	Ácidos húmicos	Ácidos fúlvicos	Relación AH/AF	Huminas no extraíbles	Huminas extraíbles	Materia orgánica libre	Lípidos libres
Co-compost			15.81	1.70	2.84	0.60	9.39	1.01	0.086	0.782
Suelo K	0 t ha ⁻¹	0 días ^a	1.50	0.33	0.19	1.77	0.82	0.15	0.007	0.002
		5°C	1.47	0.31	0.12	2.68	0.88	0.16	0.001	0.002
		35°C	1.27	0.30	0.14	2.20	0.71	0.13	0.002	0.003
	140 t ha ⁻¹	0 días ^a	2.25	0.40	0.33	1.23	1.27	0.20	0.011	0.044
		5°C	2.05	0.35	0.31	1.14	1.19	0.18	0.004	0.014
		35°C	1.68	0.30	0.34	0.89	0.88	0.14	0.006	0.013
Suelo L	0 t ha ⁻¹	0 días ^a	0.69	0.04	0.02	2.57	0.50	0.13	0.010	0.002
		5°C	0.67	0.06	0.02	2.79	0.45	0.12	0.009	0.004
		35°C	0.62	0.06	0.02	3.72	0.42	0.10	0.009	0.004
	140 t ha ⁻¹	0 días ^a	1.49	0.13	0.16	0.77	0.96	0.18	0.014	0.044
		5°C	1.19	0.13	0.15	0.86	0.75	0.14	0.005	0.014
		35°C	1.18	0.11	0.05	2.52	0.83	0.16	0.027	0.012
Suelo M	0 t ha ⁻¹	0 días ^a	1.15	0.16	0.13	1.26	0.64	0.20	0.009	0.002
		5°C	1.17	0.14	0.19	0.74	0.63	0.20	0.008	0.002
		35°C	1.15	0.17	0.13	1.35	0.65	0.21	0.004	0.002
	140 t ha ⁻¹	0 días ^a	2.00	0.32	0.27	1.19	1.11	0.24	0.014	0.043
		5°C	1.61	0.34	0.19	1.80	0.88	0.19	0.010	0.012
		35°C	1.59	0.29	0.17	1.65	0.92	0.20	0.005	0.012
Suelo N	0 t ha ⁻¹	0 días ^a	1.79	0.28	0.33	0.85	0.96	0.21	0.011	0.002
		5°C	1.73	0.31	0.16	1.96	1.01	0.22	0.024	0.003
		35°C	1.67	0.29	0.14	2.04	1.01	0.22	0.006	0.003
	140 t ha ⁻¹	0 días ^a	2.54	0.36	0.47	0.77	1.40	0.25	0.015	0.043
		5°C	2.12	0.37	0.31	1.18	1.19	0.20	0.016	0.020
		35°C	2.08	0.39	0.14	2.75	1.31	0.23	0.001	0.012

Anexo 8.1. Porcentaje de carbono orgánico total, distribución del carbono orgánico entre las distintas fracciones de la materia orgánica estudiadas y relación AH/AF. Unidades = porcentaje de carbono orgánico. ^a 5°C y 35°C a 0 días poseen los mismos resultados (Media de 2-3 ensayos; \pm SD, no mostrado).

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	63.39	80.87	0.992	2E-4	211.08	24	0.000
2	7.72	9.86	0.940	0.013	106.9	14	0.000
3	7.26	9.27	0.937	0.120	52.80	6	0.000

	Función 1	Función 2	Función 3
Ácidos húmicos	-2.26	-0.13	-0.20
Ácidos fúlvicos	-2.10	-0.10	0.48
Huminas totales	0.08	-1.42	2.09
Lípidos libres	2.58	1.41	-1.94
E ⁴	-0.62	1.01	-2.28
E ⁴ /E ⁶	1.86	-0.13	-0.30
A ⁵²⁸	0.02	-0.74	2.10
A ⁶¹⁷	0.55	0.58	0.84

Anexo 8.2.- Funciones discriminatorias de los suelos a partir de los datos de las fracciones de la materia orgánica. Porcentaje de casos correctamente clasificados: 100% (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los suelos (abajo).

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	1.06	100	0.718	0.483	20.34	4	0.000

Función 1	
Ácidos fúlvicos	-0.79
E ⁴	2.36
A ⁵⁷⁰	4.20
A ⁶¹⁷	-5.79

Anexo 8.3.- Funciones discriminatorias de los días de incubación a partir de los datos de las fracciones de la materia orgánica. Porcentaje de casos correctamente clasificados: 96,88% (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar los días (abajo).

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	3.69	100	0.887	0.213	43.28	4	0.000

Función 1	
Lípidos libres	1.08
E ⁴	4.16
E ⁶	-3.27
A ⁵²⁸	-1.13

Anexo 8.4.- Funciones discriminatorias de la dosis de co-compost a partir de los datos de las fracciones de la materia orgánica. Porcentaje de casos correctamente clasificados: 100% (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la dosis de co-compost (abajo).

Evolución de la materia orgánica

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	3.54	100	0.883	0.22	17.40	5	0.003

Función 1	
Huminas totales	1.71
Materia orgánica libre	1.60
E ⁶	1.33
A ⁵²⁸	-2.55
A ⁵⁷⁰	3.35

Anexo 8.5.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación a partir de los datos de las fracciones de la materia orgánica. Porcentaje de casos correctamente clasificados: 100% (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo).

	AH	AF	MOL	LL	COT	HNE	HE	AH/AF	E ⁴ /E ⁶	E ⁴	E ⁶	A ⁵²⁸	A ⁵⁷⁰	A ⁶¹⁷
AH	1	.718²	-0.178	0.286	.861²	.802²	.525 ²	-0.151	0.083	.535 ²	.369 ¹	.394 ¹	0.023	0.163
AF	.718²	1	-0.036	.576 ²	.887²	.798²	.628 ²	-.679 ²	0.211	0.154	0.06	0.024	-0.156	-0.089
MOL	-0.178	-0.036	1	0.107	-0.027	0.005	0.033	-0.034	.356 ¹	-0.202	-.300 ¹	-0.109	-0.275	-0.211
LL	0.286	.576 ²	0.107	1	.644 ²	.693 ²	.492 ²	-.509 ²	0.137	-0.01	-0.051	-0.043	-0.037	-0.013
COT	.861²	.887²	-0.027	.644 ²	1	.979²	.759²	-.430 ²	0.248	0.235	0.093	0.099	-0.186	-0.087
HNE	.802²	.798²	0.005	.693 ²	.979²	1	.746²	-.344 ¹	.313 ¹	0.18	0.021	0.087	-0.178	-0.096
HE	.525 ²	.628 ²	0.033	.492 ²	.759²	.746²	1	-.417 ²	0.055	-0.084	-0.048	-.385 ¹	-.667 ²	-.557 ²
AH/AF	-0.151	-.679 ²	-0.034	-.509 ²	-.430 ²	-.344 ¹	-.417 ²	1	-0.06	0.083	0.046	0.235	0.211	0.168
E ⁴ /E ⁶	0.083	0.211	.356 ¹	0.137	0.248	.313 ¹	0.055	-0.06	1	-.496 ²	-.769²	-0.189	-0.129	-.304 ¹
E ⁴	.535 ²	0.154	-0.202	-0.01	0.235	0.18	-0.084	0.083	-.496 ²	1	.928²	.860²	.497 ^{2*}	.741²
E ⁶	.369 ¹	0.06	-.300 ¹	-0.051	0.093	0.021	-0.048	0.046	-.769²	.928²	1	.695 ²	.392 ¹	.639 ²
A ⁵²⁸	.394 ¹	0.024	-0.109	-0.043	0.099	0.087	-.385 ¹	0.235	-0.189	.860²	.695 ²	1	.749²	.871²
A ⁵⁷⁰	0.023	-0.156	-0.275	-0.037	-0.186	-0.178	-.667 ²	0.211	-0.129	.497 ²	.392 ¹	.749²	1	.917²
A ⁶¹⁷	0.163	-0.089	-0.211	-0.013	-0.087	-0.096	-.557 ²	0.168	-.304 ¹	.741²	.639 ²	.871²	.917²	1

Anexo 8.6.- Coeficiente de correlación de *Pearson* entre las distintas fracciones de la materia orgánica (N=32). ²= La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). ¹= La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral).



9.- Estudio parámetros microbiológicos en microcosmos

9.1.- Introducción

La microbiota del suelo juega un papel clave en la estabilidad y en la fertilidad del sistema edáfico, interviene en procesos de estructuración y en procesos biogeoquímicos (Marcote *et al.*, 2001). Las bacterias son dominantes en los suelos ricos en oxígeno y son responsables de las transformaciones de la materia orgánica puesto que crecen rápidamente y tienen gran capacidad de mineralizar una amplia gama de compuestos orgánicos. Las bacterias se dividen en dos tipos: los géneros nativos o autóctonos y los géneros halógenos o invasores. Las bacterias nativas son residentes verdaderos del suelo, tienen fases de letargo por largo tiempo, sin actividad metabólica, aunque mediante inducción nutricional proliferan de acuerdo con su capacidad bioquímica (Sánchez-Yáñez *et al.*, 2008). Los géneros invasores ingresan con la lluvia, en tejidos vegetales enfermos, en aguas negras o en las enmiendas orgánicas, normalmente permanecen en inactividad o crecen durante un corto periodo de tiempo, por ello no contribuyen ni a la transformación de la materia orgánica, ni a la mineralización de la materia orgánica, ni a las interacciones ecológicas (Sánchez-Yáñez *et al.*, 2008).

Una enmienda orgánica incorrecta en el sistema agrario puede ocasionar un desequilibrio biológico debido al aporte excesivo de géneros invasores y patógenos, esto se traduce en aparición de nuevas enfermedades. Se ha observado que en los suelos enmendados con lodos sin compostar, convenientemente regados, las bacterias coliformes tienen un *boom* hacia los 10 días post-enmienda y decaen hasta desaparecer hacia los 30-35 días post-enmienda, sin embargo, los lodos compostados no deberían

mostrar estos potenciales peligros (García-Orenes *et al.*, 2003). Un gran número de microorganismos detectados en el compost pueden actuar como agentes de control biológico (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008). Los agentes de control biológico ejercen un efecto de supresión de patógenos mediante competitividad por nutrientes, ocupación de biohábitats, producción de antibióticos, por modificación de las propiedades físicas del entorno, etc. (Hoitink y Boehm, 1999; Coventry *et al.*, 2002). La necesidad de combatir plagas y enfermedades vegetales y el hecho de que el Parlamento Europeo radicaliza su postura frente a la futura norma de fitosanitarios (Asaja, 2008), pone de manifiesto el potencial uso del compost para combatir a los organismos indeseables (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008).

La microbiota edáfica puede estudiarse bajo tres puntos de vista: su contaje, su biodiversidad y las actividades enzimáticas. En cuanto al número de bacterias, se han documentado casos donde la enmienda con compost incrementa el número de microorganismos, otros investigadores describen que el compost maduro no influye en las comunidades e incluso llega a disminuir el número de microorganismos viables del suelo (Crecchio *et al.*, 2001; Sánchez-Monedero *et al.*, 2004; Ros *et al.*, 2006).

En relación a la biodiversidad, la aplicación de fertilizantes proporciona nutrientes a las plantas y bacterias (Kaebelein *et al.*, 2002). Sin embargo, en determinadas circunstancias los fertilizantes pueden llegar a suprimir una población bacteriana, de este modo los fertilizantes ricos en amonio oxidan biológicamente este elemento para formar ácido nítrico, el cual reduce sensiblemente la población bacteriana (Axelrood *et al.*, 2002). La enmienda de compost, en general, contribuye a la mejora de los caracteres estructurales del suelo, haciendo el suelo más habitable (García-Gil *et al.*, 2000). Hay descritos aumentos en la biodiversidad tras la enmienda tanto en condiciones de sequedad (Pascual *et al.*, 2007) como en condiciones normales (Moral *et al.*, 2005). Según Moral *et al.* (2005), Pérez de Mora *et al.* (2006), Saison *et al.* (2006) y Pascual *et al.* (2007) el compost modifica la estructura de la comunidad puesto que los distintos grupos poblacionales mantienen una evolución diferencial ante la enmienda. Esta evolución diferencial puede ser importante para aquellos procesos que requieran una mayor participación de especies concretas (biorremediación o restauración de suelos). Otros investigadores, sin embargo, no observan diferencias en la biodiversidad microbológica tras la aplicación del compost (Crecchio *et al.*, 2001).

La actividad enzimática del suelo está directamente relacionada con la fertilidad del suelo. Según Crecchio *et al.* (2004) y Pérez-Piqueres *et al.* (2006) tiene mayor importancia la presencia de una población bacteriana suficiente que desarrolle una actividad metabólica en concreto que la propia diversidad microbológica en sí, este hecho se basa en que diferentes géneros microbianos pueden desempeñar la misma función, de modo que un cambio de especies no tiene por qué repercutir en un cambio funcional. (Pascual *et al.*, 2007). Por lo tanto, desde un punto de vista aplicado, resulta más ilustrativo conocer el grado de actividad enzimática que conocer la densidad o la distribución estructural en comunidades microbianas (Vargas-García y Suarez-Estrella, 2008). La actividad transformadora de los microorganismos se realiza a través de una extensa gama de enzimas puesto que los procesos de degradación de los compuestos orgánicos son altamente diversos (Nannipieri *et al.*, 1980), solo en el ciclo del carbono participan más de 500 enzimas (Shloter *et al.*, 2003). Por lo tanto, se deben seleccionar una serie de actividades enzimáticas que nos permitan interpretar las condiciones edáficas existentes.

La actividad deshidrogenasa depende del estado metabólico de los microorganismos del suelo (Pascual *et al.*, 2007), al tratarse de una actividad intracelular y estar presente en todas las especies se relaciona con el número total de microorganismos viables (Taylor *et al.*, 2002). Las actividades hidrolasas son importantes puesto que indican los procesos bioquímicos y el ciclo de algunos nutrientes importantes como el fósforo (fosfatasa) (Pascual *et al.*, 2007). La actividad fosfatasa es fundamental para la mineralización del fósforo orgánico, esta actividad no muestra una tendencia clara con la enmienda del compost, se han descrito tanto aumentos (Ros *et al.*, 2007) como ausencia de respuesta (Marcote *et al.*, 2001), las causas pueden ser la sensibilidad de esta enzima a la presencia de contaminantes. Las actividades arilsulfatasa o rodanasa se relacionan específicamente con procesos biotransformadores de elementos en concreto, su información es más restringida pero igualmente válida para conocer el estado del suelo. Ambas actividades se relacionan con el metabolismo del azufre, la arilsulfatasa es necesaria para la producción de sulfato asimilable, contribuye a la mineralización del azufre a partir de compuestos orgánicos lo que aumenta la disponibilidad del azufre para las plantas (Crovetto, 2002); generalmente manifiesta incrementos tras la enmienda de compost (Albiach *et al.* 2000). La rodanasa permite la obtención de azufre y sulfitos a partir del tiosulfato (Barret y Clark, 1987), además actúa eliminando la toxicidad de los radicales CN.

En general, tras la enmienda del compost hay descritos dos procesos muy comunes en la evolución de la actividad enzimática. Según Moreno *et al.* (1999), Madejón *et al.* (2001) y Pascual *et al.* (2007) las actividades enzimáticas pasan por una primera etapa en torno a 60 días con un gran aumento de la actividad enzimática y una segunda etapa donde la actividad enzimática decae. Según Hassen *et al.* (1997) la actividad enzimática pasan por estas mismas etapas pero de modo inverso, de modo que el primer periodo es de adaptación microbiológica (30 días) caracterizado por una estabilidad en la actividad enzimática, mientras que el segundo periodo (60-120 días) se produce un aumento considerable de actividad microbiana.

En el presente capítulo se pretende estudiar la evolución de las actividades enzimática (deshidrogenasa, fosfatasa, arilsulfatasa y rodanasa) y las UFC bacterianas en cuatro suelos de Andalucía (España) por efecto de la incubación, la temperatura y la enmienda con co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda vegetal, para ellos hemos utilizado experimentos con microcosmos edáficos. Parte de los resultados aquí mostrados han sido expuestos en el ORBIT 2008 celebrado en Wageningen (Holanda) (Rodríguez-Díaz *et al.*, 2008). El presente capítulo nace de la colaboración interdepartamental con el Instituto del Agua (Universidad de Granada).

9.2.- Resultados

9.2.1.- Coliformes, colifagos y unidades formadoras de colonias (UFC)

El co-compost utilizado para el presente estudio fue testado frente a huevos y larvas de parásitos, *Salmonella spp.*, coliformes fecales y estreptococos fecales por el laboratorio TECNOMA (España), siendo el resultado negativo en todos los casos. El estudio de los indicadores de contaminación fecal en los suelos enmendados con el co-compost (pre y post-incubación) incluyeron la detección y cuantificación de *Escherichia coli*, *Salmonella* y bacteriófagos de *E. coli*. Las técnicas utilizadas para este estudio han sido descritas por APHA (1992 y 2001). Como resultado, no se observaron colonias con brillo metálico a 44°C en ninguno de los casos, tampoco se encontraron bacteriófagos de *Escherichia coli*. Por lo tanto, podemos descartar la presencia de coliformes fecales en los suelos enriquecidos con el co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda.

Los resultados de las unidades formadoras de colonias bacterianas (UFC) mostrados en la Tabla 9.1 muestran que las UFC presentes en el co-compost (17×10^5 UFC/g) son inferiores a las presentes en los suelos. Las UFC se incrementan ligeramente con la incubación, especialmente en los suelos enmendados. El efecto de la temperatura es claro, se observa una disminución en las UFC a altas temperaturas, desarrollándose mayor número de UFC entorno a 20°C o menos (Tabla 9.1).

	5°C			20°C			35°C		
	0 t ha ⁻¹	35 t ha ⁻¹	140 t ha ⁻¹	0 t ha ⁻¹	35 t ha ⁻¹	140 t ha ⁻¹	0 t ha ⁻¹	35 t ha ⁻¹	140 t ha ⁻¹
Suelo K									
0 días	nd	nd	nd	5.00E ⁺⁰⁷	4.93E ⁺⁰⁷	4.73E ⁺⁰⁷	nd	nd	nd
45 días	8.1E ⁺⁰⁷	6.3E ⁺⁰⁸	8.2E ⁺⁰⁸	7.0E ⁺⁰⁹	5.0E ⁺⁰⁸	4.0E ⁺⁰⁹	6.0E ⁺⁰⁵	3.0E ⁺⁰⁵	2.7E ⁺⁰⁵
90 días	4.5E ⁺⁰⁸	6.3E ⁺⁰⁸	7.2E ⁺⁰⁹	3.8E ⁺⁰⁹	8.7E ⁺⁰⁸	8.5E ⁺⁰⁹	4.0E ⁺⁰⁴	2.8E ⁺⁰⁵	7.0E ⁺⁰⁵
Suelo L									
0 días	nd	nd	nd	6.00E ⁺⁰⁸	5.92E ⁺⁰⁸	5.68E ⁺⁰⁸	nd	nd	nd
45 días	4.1E ⁺⁰⁸	3.6E ⁺⁰⁹	6.2E ⁺⁰⁹	7.0E ⁺⁰⁹	8.2E ⁺⁰⁹	6.4E ⁺⁰⁹	2.1E ⁺⁰⁵	6.0E ⁺⁰⁵	8.0E ⁺⁰⁵
90 días	8.40E ⁺⁰⁹	7.60E ⁺⁰⁹	9.20E ⁺⁰⁹	5.80E ⁺⁰⁹	7.60E ⁺⁰⁹	8.00E ⁺⁰⁹	6.00E ⁺⁰⁴	9.00E ⁺⁰⁵	8.00E ⁺⁰⁵
Suelo M									
0 días	nd	nd	nd	4.00E ⁺⁰⁹	3.94E ⁺⁰⁹	3.79E ⁺⁰⁹	nd	nd	nd
45 días	∞	∞	∞	∞	∞	∞	3.40E ⁺⁰⁵	2.40E ⁺⁰⁵	7.60E ⁺⁰⁵
90 días	∞	∞	∞	∞	∞	∞	9.00E ⁺⁰⁵	7.30E ⁺⁰⁵	8.40E ⁺⁰⁵
Suelo N									
0 días	nd	nd	nd	3.00E ⁺⁰⁸	2.96E ⁺⁰⁸	2.84E ⁺⁰⁸	nd	nd	nd
45 días	∞	∞	∞	∞	∞	∞	6.20E ⁺⁰⁵	2.60E ⁺⁰⁵	9.30E ⁺⁰⁵
90 días	∞	∞	∞	∞	∞	∞	7.10E ⁺⁰⁵	8.30E ⁺⁰⁵	8.50E ⁺⁰⁵

Tabla 9.1.- Unidades formadoras de colonias. Co-compost: 17×10^5 UFC/g. ∞: incontable. nd: no determinado.

9.2.2.- Actividad enzimática

a.- Deshidrogenasa

La actividad deshidrogenasa se determinó mediante el método descrito por Lenhard (1956), basado en la estimación colorimétrica del compuesto 2,3-triphenylformazan (TPF) producido a partir de la reducción del 2,3,5-trifeniltetrazolio por los microorganismos presentes en el suelo. En el Gráfico 9.1 se representa la evolución de la actividad deshidrogenasa en los distintos suelos y en las distintas condiciones de incubación. En el suelo K (rojo) se observa un aumento de la actividad ligado a la incubación y a la alta temperatura, sin embargo, en los suelos enmendados la alta temperatura origina un descenso de la actividad.

La incubación del suelo L (naranja) en el microcosmos determina cierto descenso y una posterior recuperación de la actividad. Tras la enmienda de co-compost muestra un ligero incremento de la actividad deshidrogenasa. La alta temperatura incrementa la actividad deshidrogenasa a los 45 días, mientras que a los 90 días la actividad se muestra más homogénea entre las distintas temperaturas.

La enmienda de co-compost sobre el suelo M (verde) tiende a incrementar la actividad deshidrogenasa tras 90 días, sin embargo, el efecto positivo de la incubación, tras un periodo de adaptación, es muy superior. A alta temperatura se desarrolla mayor actividad.

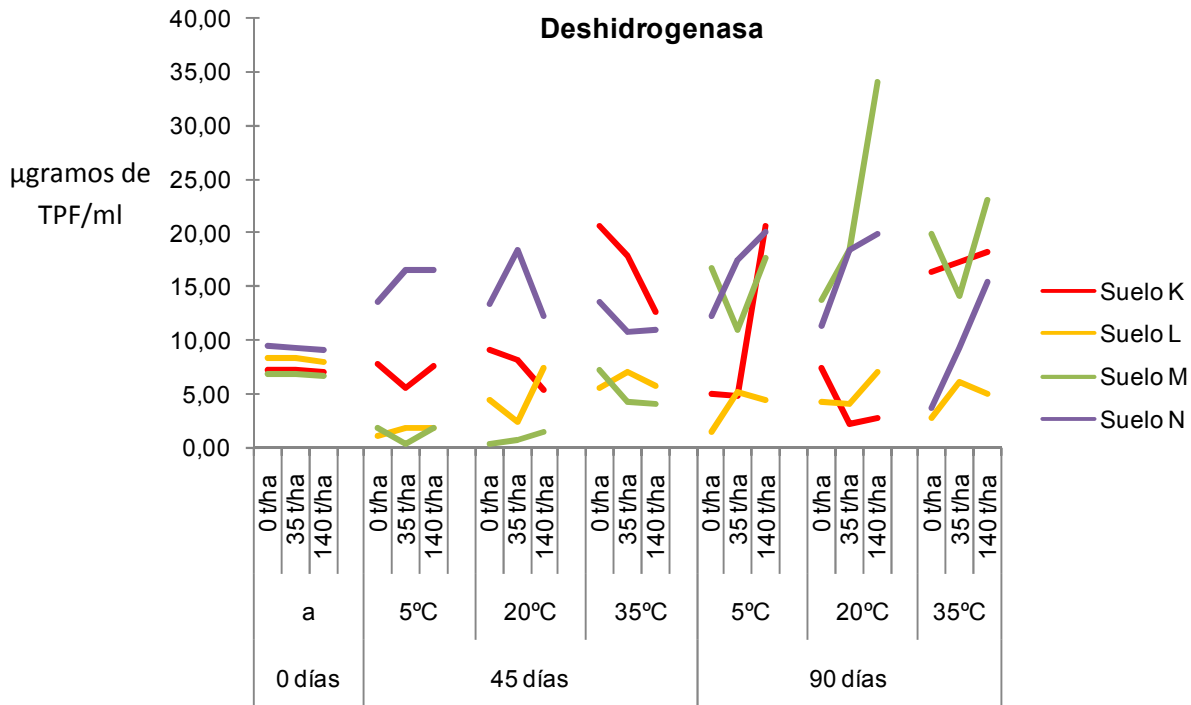


Gráfico 9.1.- Actividad deshidrogenasa de los suelos K (rojo), L (naranja), M (verde) y N (violeta) en las distintas condiciones experimentales. ^a similares datos a las distintas temperaturas.

La incubación del suelo N en el microcosmos edáfico no muestra un efecto claro, tan solo manifiesta mayor actividad con la enmienda tras 90 días de incubación. La temperatura media-baja es la óptima para el desarrollo de mayor actividad.

b.- Fosfatasa acida y básica

Existen fosfatasas tanto de tipo ácido como tipo alcalino, llamadas así en función del valor de pH al que su actividad es óptima. La determinación de la actividad fosfatasa, tanto ácida como alcalina, se realizó conforme al método descrito por Tabatabai y Bremner (1969) basado en la determinación mediante colorimetría del *p*-nitrofenol producido a partir del sustrato *p*-nitrofenil fosfato, cuando el suelo es incubado en presencia de este compuesto y tolueno.

El Gráfico 9.2 muestra la evolución de actividad fosfatasa acida en los distintos microcosmos estudiados. Los suelo K (rojo) y L (naranja) incrementan la actividad fosfatasa acida con la enmienda de co-compost, sobre todo a los 90 días. Observamos

que ambos mantienen una adaptación de la actividad al microcosmos edáfico con la incubación. El suelo M (verde) no muestra grandes diferencias en la actividad con la enmienda de co-compost, mientras que en el suelo N (violeta) generalmente aumenta la actividad con la enmienda de co-compost. La incubación del suelo M origina un proceso de adaptación al microcosmos mientras que el suelo N disminuye la actividad con la incubación. El efecto de la temperatura es irregular, K requiere mayor temperatura (90 días), L y N prefiere los 20°C (90 días) y M se inhibe con la alta temperatura.

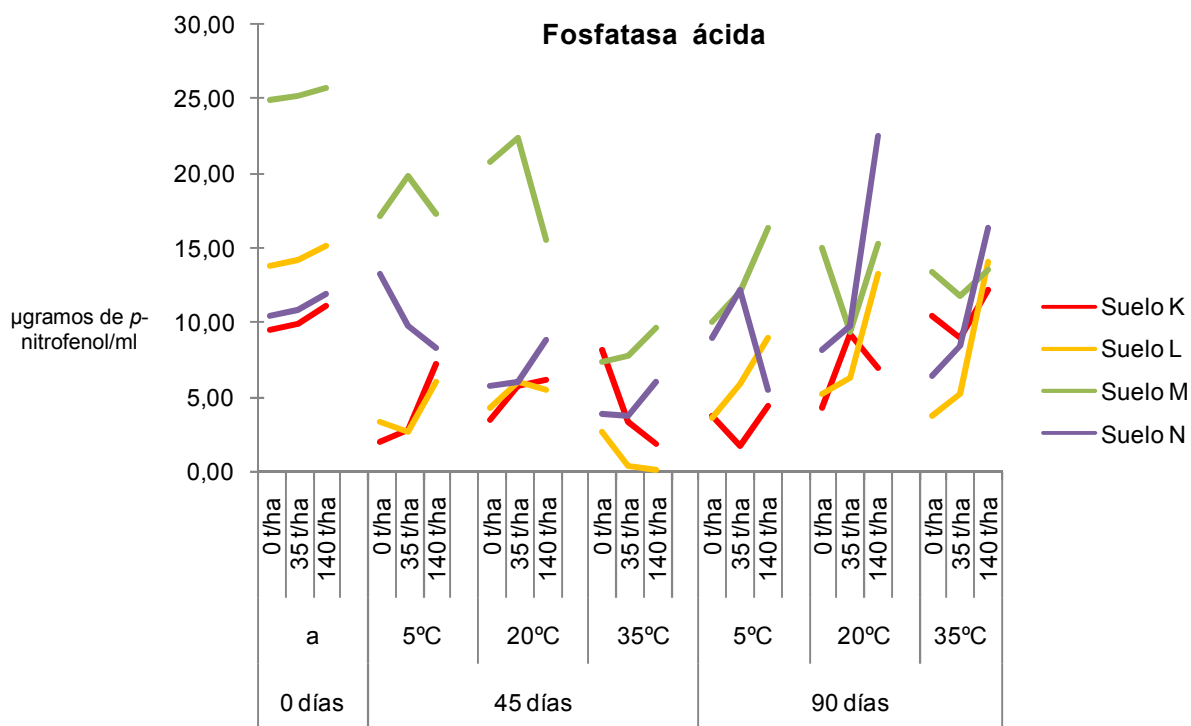


Gráfico 9.2.- Actividad fosfatasa ácida de los suelos K (rojo), L (naranja), M (verde) y N (violeta) en las distintas condiciones experimentales. ^a similares datos a las distintas temperaturas.

En relación a la fosfatasa básica (Gráfico 9.3), el suelo K (rojo) incrementan la actividad en ausencia de enmienda y con alta enmienda (140 t ha⁻¹). El suelo L (amarillo) manifiesta un aumento de la actividad en los suelos enmendados incubados a temperatura media-baja. En los suelos M (verde) y N (violeta) el incremento de la actividad con la enmienda se manifiesta principalmente durante los primeros 45 días.

La incubación disminuye la actividad fosfatasa básica en los suelos de la costa de Granada y la aumenta o mantiene en los suelos de olivar de Jaén.

El aumento de la temperatura ambiental bien disminuye la actividad fosfatasa básica (suelos de olivar de Jaén) o bien no afecta (suelos de la costa de Granada).

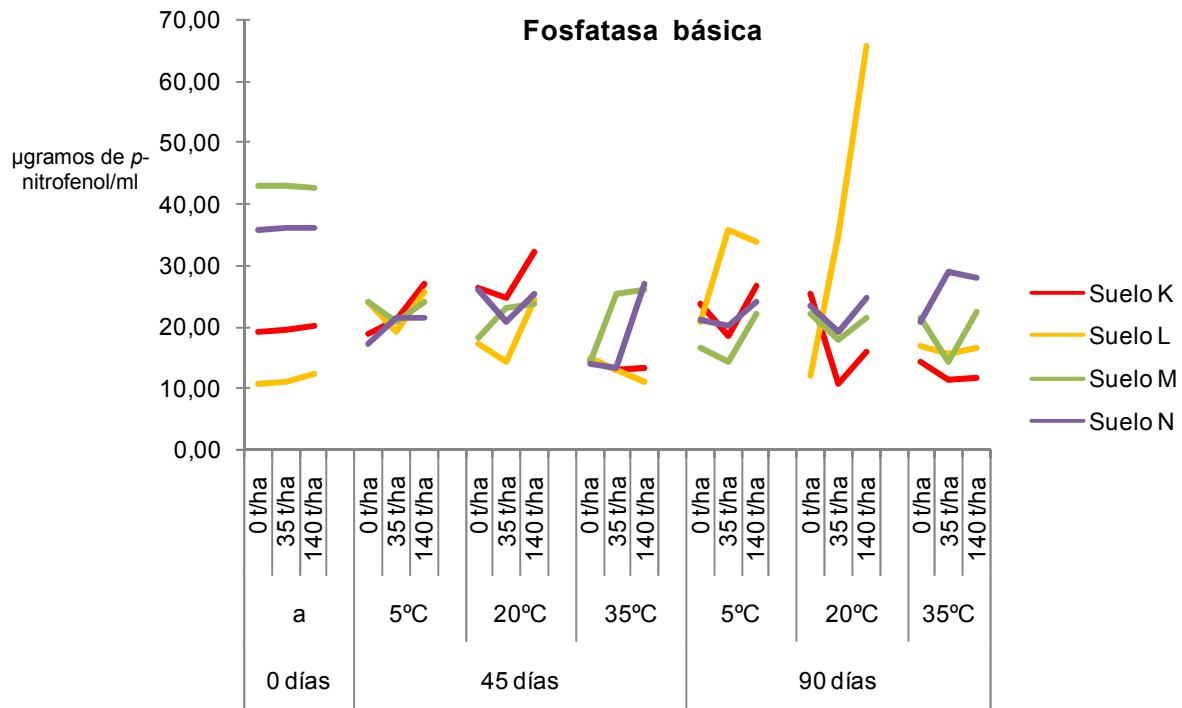


Gráfico 9.3.- Actividad fosfatasa básica de los suelos K (rojo), L (naranja), M (verde) y N (violeta) en las distintas condiciones experimentales. ^a similares datos a las distintas temperaturas.

c.- Arilsulfatasa

La actividad arilsulfatasa se determinó conforme al método descrito por Tabatabai y Bremner (1970) basado también en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol formado esta vez a partir de la muestra incubada con *p*-nitrofenil sulfato y tolueno.

La evolución de la actividad arilsulfatasa es un tanto irregular (Gráfico 9.4). Todos los suelos disminuyen la actividad tras su incubación en el microcosmos edáfico, aunque la actividad se recupera muy levemente a los 90 días. La enmienda de co-compost en el suelo K (rojo) aumenta la actividad transcurridos los 90 días de ensayo, mientras que el efecto de la temperatura parece arbitrario. En el suelo L (amarillo) la enmienda de co-compost no muestra una evolución clara. La alta temperatura generalmente disminuye ligeramente la actividad. En el suelo M (verde) se observa que la enmienda parece incrementar la actividad, sin embargo el efecto es bastante aleatorio debido a la alta influencia de tiempo. El efecto de la temperatura no es muy claro. En el suelo N (violeta) se observa un incremento de esta actividad asociado a la enmienda de co-compost y a la alta temperatura.

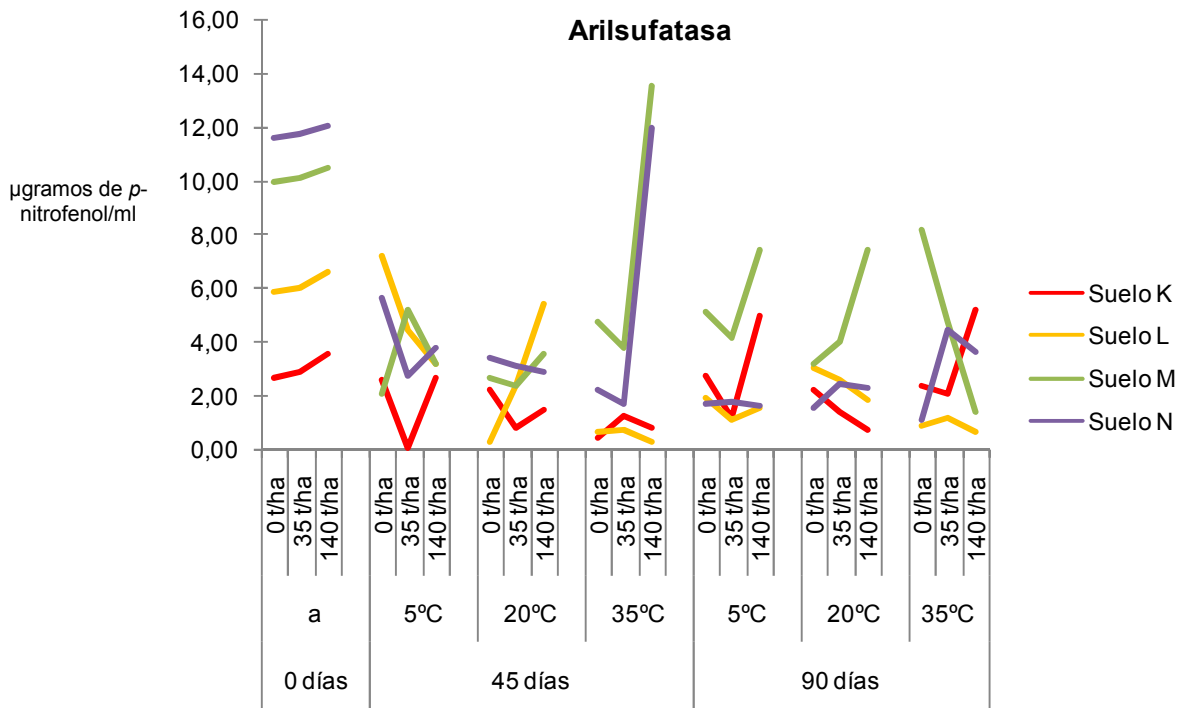


Gráfico 9.4.- Actividad arilsulfatasa de los suelos K (rojo), L (naranja), M (verde) y N (violeta) en las distintas condiciones experimentales. ^a similares datos a las distintas temperaturas.

d) Rodanasa

Está igualmente relacionada con el azufre, quedando demostrada su importancia en el ciclo del azufre por Nor y Tabatabai (1977). La actividad rodanasa se estudió mediante la determinación del tiocianato producido cuando los suelos se incuban en presencia de tiosulfato y cianida (Tabatabai y Shing, 1976). El tiocianato producido se determinó colorimétricamente a partir de la formación de compuestos de hierro y tiocianato.

La actividad rodanasa se incrementa con la enmienda de co-compost en todos los suelos estudiados (Gráfico 9.5). En el suelo K (rojo) este incremento está menos claro, se limita a los suelos incubados 45 días (5 y 35°C) y 90 días (5 y 20°C). Mientras que el resto de suelos [L (amarillo), suelo M (verde) y N (violeta)] el aumento tras la enmienda es más evidente.

La incubación aumenta la actividad en los suelos K y M y la disminuye en los suelos L y N.

El efecto de la temperatura de incubación es diverso entre los suelos. En el suelo K la enzima parece estimularse con la alta temperatura (45 días) y tras saturarse disminuir la actividad (90 días). El suelo L enmendado manifiesta pérdida de actividad con la alta temperatura. Los suelos de la costa de Granada (M y N) parecen desarrollar la actividad óptima a temperatura media (Gráfico 9.5).

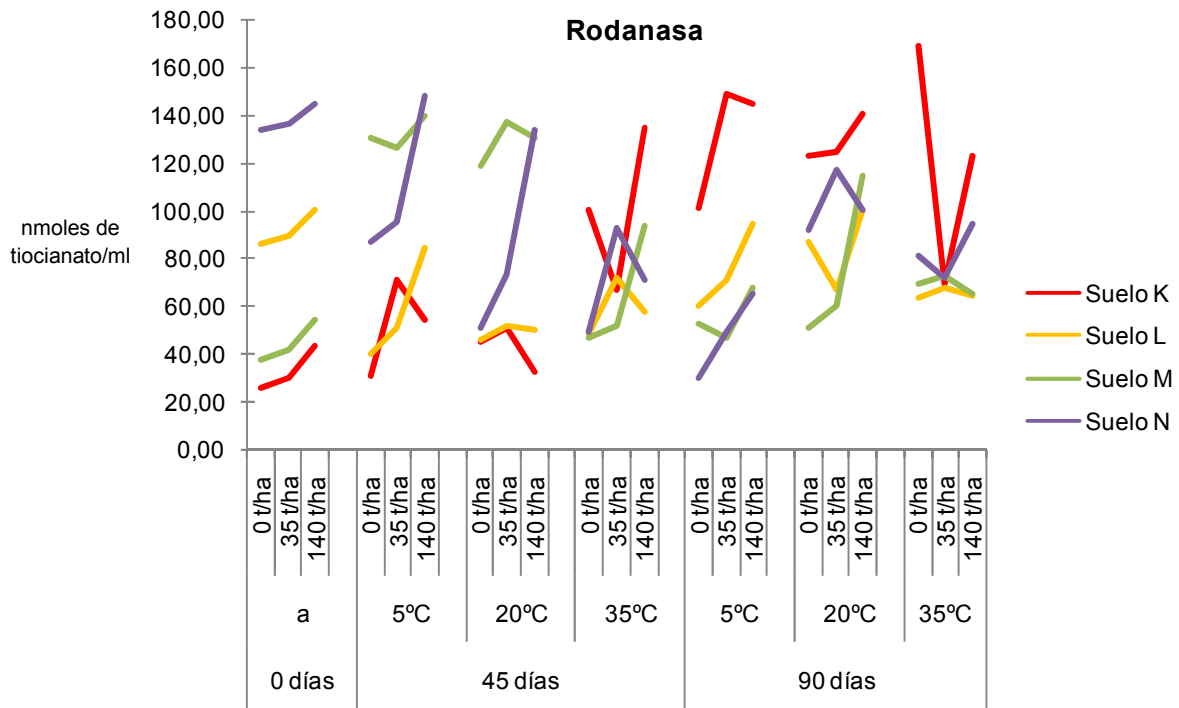


Gráfico 9.5.- Actividad rodanasa de los suelos K (rojo), L (naranja), M (verde) y N (violeta) en las distintas condiciones experimentales. ^a similares datos a las distintas temperaturas.

9.3.- Discusión

9.3.1.- Análisis estadísticos

9.3.1.1.- Análisis factorial de variables independientes

Para el estudio de la significación de los factores tiempo de incubación, temperatura y enmienda y de la combinación de estos factores sobre la actividad microbiana de cada suelo, se utilizó un análisis factorial 3^3 .

La adición de nuestro co-compost (con menor cantidad de **UFC** respecto a los suelos estudiados, Tabla 9.1) no modifica las UFC presentes en los suelos (c, Tabla 9.2), tan solo se observa un incremento de las UFC en los suelos enmendados tras ser incubados y únicamente es significativo en el suelo K ($\underline{t} \times c$, Tabla 9.2). Tal y como describe Emmerling *et al.* (2000) el tiempo de incubación determina un incremento en las UFC (\underline{t} , Tabla 9.2), este incremento es sostenido en los suelos de olivar y pero no en los suelos de la costa ($\underline{t} \times \underline{t}$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.6). La alta temperatura origina una disminución significativa en el número de colonias (T, Tabla 9.2), siendo generalmente a temperatura media donde mayor número de UFC se desarrollen ($T \times T$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.6).

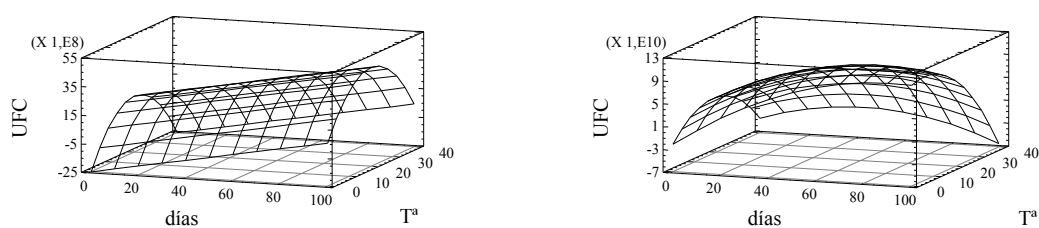


Gráfico 9.6.- Ejemplos de la evolución de las UFC bacterianas en los suelos K y M, respectivamente.

Prácticamente todos los suelos manifiestan una tendencia al incremento de la **actividad deshidrogenasa** con la incubación, especialmente los suelos enmendados (salvo suelo K) (\underline{t} y $\underline{t} \times c$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.7). Sin embargo mientras que L y M necesitan un periodo de adaptación previo al incremento, K y N no requieren del mismo ($\underline{t} \times \underline{t}$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.7). El incremento de la temperatura de incubación en los suelos (K, L y M) incrementa la actividad deshidrogenasa, siendo más significativo el efecto durante los primeros 45 días. Como contraposición, el suelo N manifiesta mayor actividad a la temperatura media (T y $T \times T$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.7).

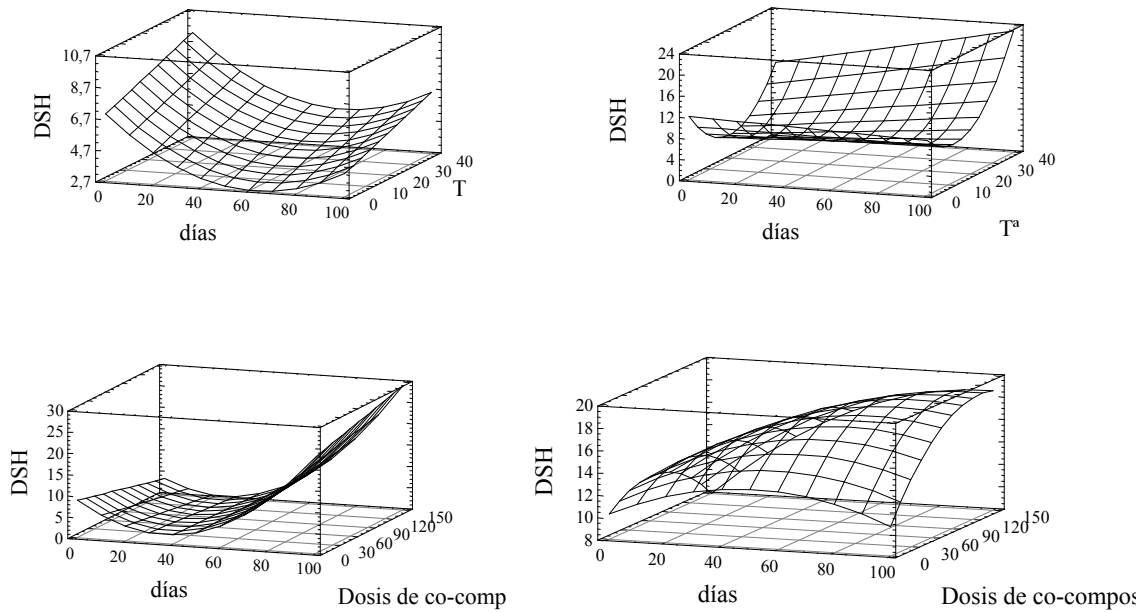


Gráfico 9.7.- Ejemplos de la evolución de la deshidrogenasa (DSH) en los suelos K y L (arriba) y M y N (abajo).

Observamos que la actividad **fosfatasa acida** generalmente aumenta con la enmienda del co-compost (c, Tabla 9.2), aunque necesita de cierto tiempo de adaptación en los suelos L y N ($\underline{t} \times c$, Tabla 9.2). De similar modo, la incubación del microcosmos generalmente manifiesta un primer periodo de adaptación (\underline{t}) y un segundo periodo de incremento de la actividad ($\underline{t} \times \underline{t}$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.8). El efecto de la temperatura es dependiente del sustrato y de la enmienda, la actividad fosfatasa acida aumenta a alta temperatura en el suelo K (nativo) y N (enmendado) mientras que la temperatura media es óptima en los suelos L, M y K (enmendados) (T , $T \times T$ y $T \times c$, Tabla 9.2).

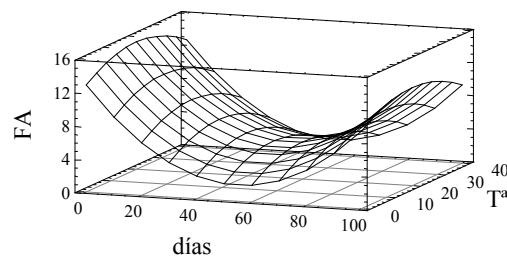


Gráfico 9.8.- Ejemplo de la evolución de la fosfatasa acida (FA) en el suelo L.

La enmienda del co-compost generalmente supone un incremento de la actividad **fosfatasa básica** (c y $c \times c$, Tabla 9.2). El suelo K y los suelos de la costa de Granada (M y N) manifiestan durante la incubación en el microcosmos un aumento inicial que pasa a descenso con el transcurso del ensayo ($\underline{t} \times \underline{t}$, Tabla 9.2 y Gráfico 9.9). Por el contrario, el suelo L desarrolla un incremento de la actividad durante toda la experiencia (\underline{t} , Tabla 9.2). Ambos suelos de olivar (K y L) reflejan un descenso de la actividad con el incremento de la temperatura, mientras que los suelos de la costa no están influenciados significativamente por la temperatura (T en Tabla 9.2 y Gráfico 9.9).

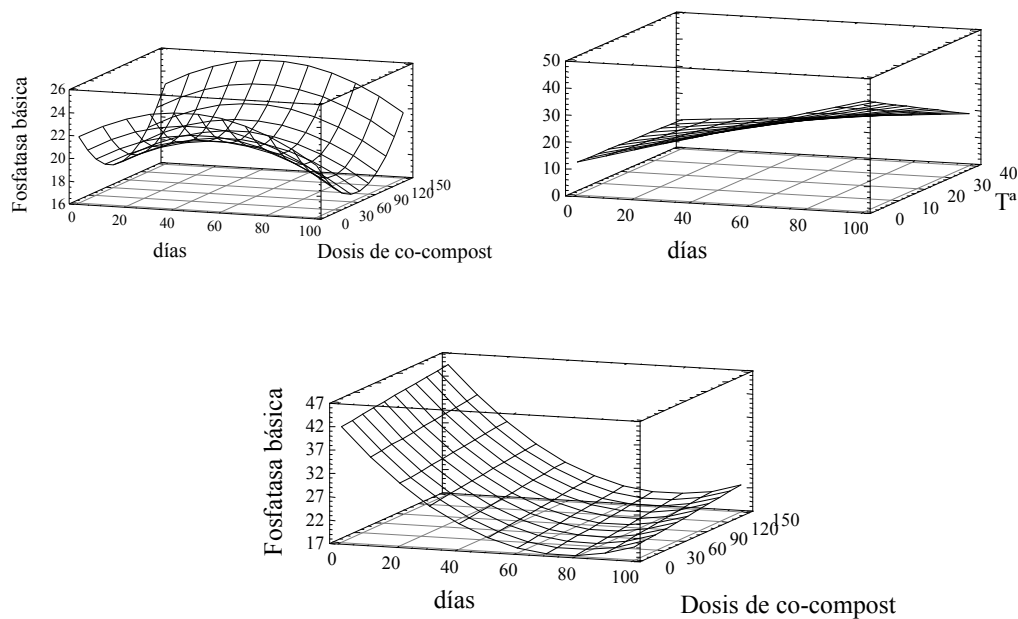


Gráfico 9.9.- Ejemplo de la evolución de la fosfatasa básica en el suelo K, L y M, respectivamente.

La actividad **arilsulfatasa** manifiesta generalmente (salvo suelo L) un incremento con la enmienda del co-compost (c, Tabla 9.2). El efecto del tiempo de incubación es mayor al de la enmienda e indica un primer periodo de adaptación (t_1) y un segundo periodo de incremento de la actividad ($t_2 \times t_1$). La alta temperatura en el suelo L origina una disminución de la arilsulfatasa mientras que en el suelo N aumenta la actividad (T y $T \times c$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.10).

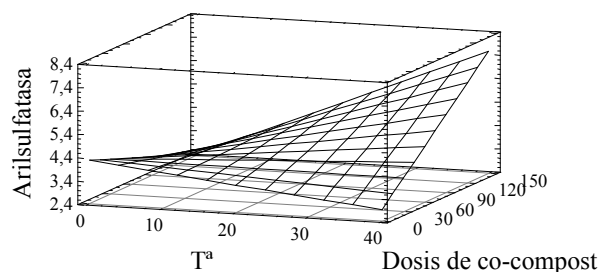


Gráfico 9.10.- Ejemplo de la evolución de la arilsulfatasa en el suelo N.

La actividad **rodanasa** incrementa de manera importante y significativa con la enmienda del co-compost (c en Tabla 9.2 y Gráfico 9.11). La incubación determina un periodo de adaptación en los suelos K, L y N, mientras que el suelo M manifiesta un incremento inicial y una pérdida posterior de actividad (t_1 y $t_2 \times t_1$ en Tabla 9.2 y Gráfico 9.11). El efecto de la temperatura no es generalizado, tan solo los suelos L y M manifiestan disminución de la actividad con la elevada temperatura (Tabla 9.2 y Gráfico 9.11).

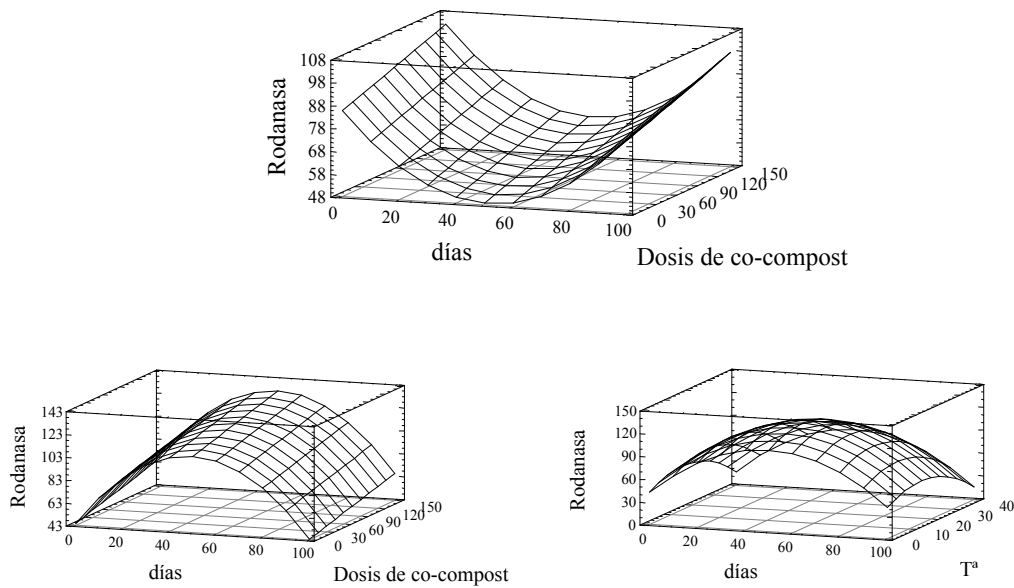


Gráfico 9.11.- Ejemplos de la evolución de la rodanasa en los suelos L (arriba) y M (abajo).

		Principales efectos			Interacciones entre dos factores					Datos estadísticos			
		t	T	c	t x T	t x c	T x c	t x t	T x T	c x c	media	r ² (%)	DW
Suelo K	UFC	2.7E9					2.2E9		-4.4E9		2.8E9	42.93	2.30
	Deshidrogenasa	3.31	5.05		3.54				9.35		6.33	55.87	1.70
	Fosf. Ácida	-3.30	2.31	1.33	3.65			8.03			4.61	78.78	2.11
	Fosf. Básica		-6.37					-5.20	-6.27	7.87	20.49	55.77	1.72
	Arilsulfatasa			0,68				2.89		1.96	0.68	46.20	1.86
	Rodanasa	93.93		14.24				29.75			66.36	73.21	2.50
Suelo L	UFC	4.6E9	-4E9				-4E9		-5.6E9		5.0E9	82.54	1.26*
	Deshidrogenasa	-3.47	1.82	1.04		1.22		4.28			4.29	72.86	1.96
	Fosf. Ácida	-6.42		3.32				3.33	14.80	-2.76	4.70	91.07	1.43
	Fosf. Básica	16.75	-7.94	8.13				-6.89			19.88	52.77	1.60
	Arilsulfatasa	-4.52	-1.66						2.35		2.74	71.87	1.31*
	Rodanasa	-		16.11					-	55.68	57.45	80.17	2.03
Suelo M	UFC	6E10	-7E10					-6E10	-7E10		9E10	90.83	0.74
	Deshidrogenasa	12.78	2.59			4.85		20.59			2.49	82.11	1.83
	Fosf. Ácida	-	-3.25					7.62	-4.52		16.80	78.95	0.93*
	Fosf. Básica	-		2.81				17.68			22.48	94.57	2.60
	Arilsulfatasa	-5.09						6.10			4.59	55.39	1.91
	Rodanasa	22.11	-18.1	21.59					-105	-28.9	119.7	72.61	0.70*
Suelo N	UFC	7E10	-					-	-		9E10	91.21	0.74
	Deshidrogenasa	5.66	-3.66	2.90		-3.59	4.31	-4.46	-3.07		16.99	81.43	2.63
	Fosf. Ácida			2.91			2.56	3.75	7.39		7.55	48.78	1.85
	Fosf. Básica	-		3.36					17.99		21.15	83.83	2.05
	Arilsulfatasa	-9.52	1.25	1.37				2.27	5.78		4.25	89.23	2.59
	Rodanasa	-		26.80					38.14		91.63	65.31	1.77

Tabla 9.2.- Cuantificación de los factores sobre las distintas actividades enzimáticas a partir de la superficie de respuesta originada tras el análisis factorial 3³. Variables independientes: t= tiempo de incubación, T= temperatura de incubación y c= dosis de co-compost.

9.3.1.2.- Análisis discriminante (*All Variables*)

o Suelo y parámetros biológicos

Tres funciones son capaces de discriminar el suelo utilizado a partir de los parámetros biológicos (N=72). Las dos primeras funciones discriminantes poseen un *P-value* inferior a 0.000 tiene un 100% de confianza (Anexo 9.3). El porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 72.2% y se reparten como indica la Tabla 9.3.

Suelo real	Tamaño del grupo	Suelo predicho			
		K	L	M	N
K	18	12	6	0	0
		66.67%	33.33%	0.00%	0.00%
L	18	1	17	0	0
		5.56%	94.44%	0.00%	0.00%
M	18	1	2	13	2
		5.56%	11.11%	72.22%	11.11%
N	18	2	2	4	21
		11.11%	11.11%	22.22%	55.56%

Tabla 9.3.- Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar los suelos.

Los suelos se encuentran representados de acuerdo con los parámetros biológicos tras el análisis discriminante en el Gráfico 9.1. Para la separación significativa de los suelos son necesarias dos funciones: La función 1 (Anexo 9.3) logra discriminar más significativamente entre el origen de los suelos: los suelos de olivar de Jaén K y L, con valores de -1.44 y -1.20, respectivamente, y los suelos de la costa de Granada M y N con valores medios de 1.94 y 0.69, respectivamente. Los parámetros más discriminantes son la fosfatasa acida, las UFC y la arilsulfatasa (Tabla 9.4). Esta discriminación pudiera deberse al efecto toxico de algunos metales pesados en los suelos de olivar (Tabla 11.7 en capítulos posteriores). La función 2 (Anexo 9.3 y Gráfico 9.1) con valores medios de 0.47, -0.80, -0.41 y 0.74, respectivamente, logra separar más efectivamente los suelos ricos en nutrientes (K y N) frente a los suelos más pobres (L y M) (ver capítulo 5.- Estudio de los suelos), en este caso el mayor poder discriminante lo posee la actividad deshidrogenasa (Tabla 9.4). La función 3 discrimina entre los suelos cercanos al tráfico rodado (K y M, con valores medios de -0.52 y -0.35, respectivamente) de los suelos más lejanos (L y N, con valores medios de 0.35 y 0.52, respectivamente), los factores más discriminantes son UFC, fosfatasa acida, fosfatasa básica y rodanasa, nuevamente pudiera deberse a efectos tóxicos de metales pesados.

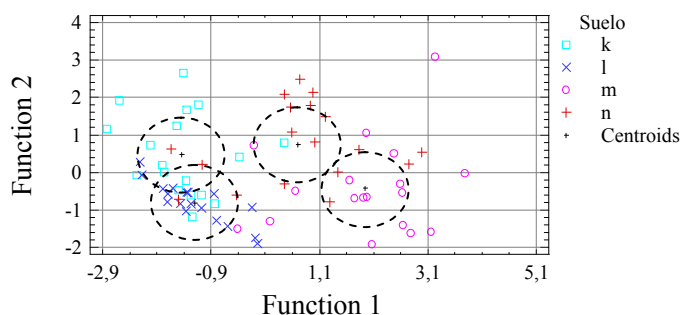


Gráfico 9.1.- Función 1 frente función 2 como discriminadores del suelo a partir de los parámetros biológicos.

	Función 1	Función 2	Función 3
Deshidrogenasa	0.019	0.832	-0.117
Fosfatasa acida	0.646	-0.490	-0.569
Fosfatasa básica	-0.244	0.065	0.519
Arilsulfatasa	0.599	-0.198	-0.112
Rodanasa	-0.324	0.565	-0.505
UFC	0.637	0.277	0.691

Tabla 9.4.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar entre los diferentes suelos.

o *Días y parámetros biológicos*

Dos funciones son capaces de diferenciar los días de incubación a partir de los parámetros biológicos (N=72) con un *P-value* 0.002 por lo que tiene más de un 98% de confianza (Anexo 9.4). El porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 68.5 % y se reparten como indica la Tabla 9.5. Si tenemos en cuenta suelo por suelo, es porcentaje aumenta al 96.4% para el suelo K, 92.6% para el suelo L, 100% para el suelo M y 89.0% para el suelo N (Anexo 9.5, 9.6, 9.7 y 9.8).

Los días transcurridos se encuentran representados de acuerdo con los parámetros biológicos tras el análisis discriminante en el Gráfico 9.2. Los valores medios son 1.66, -0.80 y -0.86 correspondientes a 0, 45 y 90 días, respectivamente, en la función 1 y para la función 2 son -0.01, 0.55 y -0.54, respectivamente. Los parámetros que mejor clasifican los días de incubación son la actividad deshidrogenasa y la arilsulfatasa (Tabla 9.6).

Día real	Tamaño del grupo	Día predicho		
		0 días	45 días	90 días
0 días	36	30 83.33%	6 16.67%	0 0.0%
45 días	36	2 5.56%	24 66.67%	10 27.78%
90 días	36	2 5.56%	14 38.89%	20 55.56%

Tabla 9.5.- Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar los días de incubación.

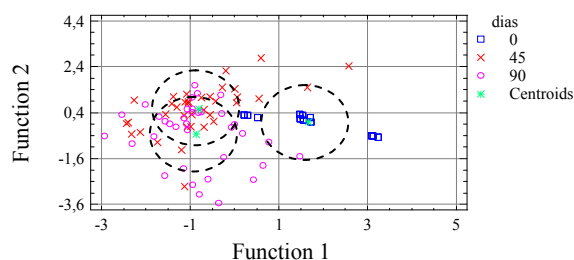


Gráfico 9.2.- Función 1 frente función 2 como discriminadores de los días de incubación a partir de los parámetros biológicos.

	Función 1	Función 2
Deshidrogenasa	-0.145	-0.940
Fosfatasa acida	0.666	-0.635
Fosfatasa básica	-0.317	-0.329
Arilsulfatasa	0.743	0.663
Rodanasa	-0.203	-0.336
UFC	-0.650	0.578

Tabla 9.6.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar entre los días.

○ *Dosis de co-compost y parámetros biológicos*

Dos funciones fueron obtenidas como discriminantes de la dosis de co-compost (N=72). La primera función con un *P-value* de 0.075 posee una confianza superior al 90% (Anexo 9.9), el porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 54.2% (Tabla 9.7), este porcentaje no lo se incrementa demasiado si tenemos en cuenta suelos por separado (K: 48.15%; L: 48.15%; M: 59.26%; N: 51.85%) (Anexo 9.10, 9.11, 9.12 y 9.13). La función 2 con un *P-value* de 0.990 fue descartada.

La dosis de co-compost se encuentra representada en el Gráfico 9.3, los valores medios para la función 1 son -0.45, -0.35 y 0.79 para 0, 35 y 140 t ha⁻¹, respectivamente. La Tabla 9.8 muestra que fosfatasa básica y rodanasa serán las actividades más discriminatorias de la dosis de co-compost.

Dosis real	Tamaño del grupo	Dosis predicha		
		0 t ha ⁻¹	35 t ha ⁻¹	140 t ha ⁻¹
0 t ha ⁻¹	24	15 62.50%	5 20.83%	4 16.67%
35 t ha ⁻¹	24	9 37.50%	9 37.50%	6 25.00%
140 t ha ⁻¹	24	5 20.83%	4 16.67%	15 62.50%

Tabla 9.7.- Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar los días de incubación.

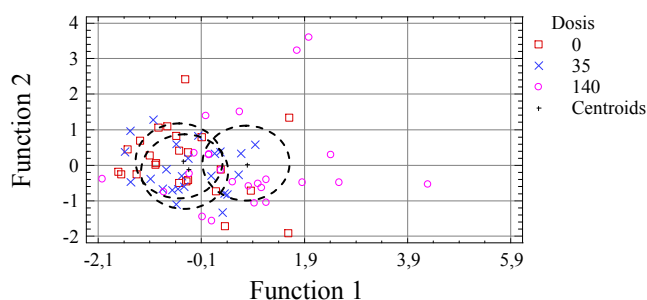


Gráfico 9.3.- Función 1 frente función 2 como discriminadores de la dosis de co-compost a partir de los parámetros biológicos.

	Función 1
Deshidrogenasa	0.454
Fosfatasa acida	0.223
Fosfatasa básica	0.668
Arilsulfatasa	0.328
Rodanasa	0.580
UFC	-0.421

Tabla 9.8.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar entre la dosis de co-compost.

○ *Temperatura y parámetros biológicos*

Dos funciones son capaces de discriminar la temperatura de incubación a partir de los parámetros biológicos (N=72). La función 1 con un *P-value* de 0.000 tiene un 100% de confianza (Anexo 9.14), el porcentaje de casos correctamente clasificados asciende al 68,1% (Tabla 9.9). La función 2 se descarto por tener un *P-value* de 0.743 (Anexo 9.14). Si tenemos en cuenta suelo por suelo el porcentaje de casos correctamente clasificados

asciende al 88.9% para los suelos K y L, 66.7% para el suelo M y el 77.8% para el suelo N (Anexo 9.15, 9.16, 9.17 y 9.18).

Temperatura real	Tamaño del grupo	Temperatura predicha		
		5°C	20°C	35°C
5°C	24	14 58.32%	8 33.33%	2 8.33%
20°C	24	7 29.17%	13 54.17%	4 16.67%
35°C	24	1 4.17%	1 4.17%	22 91.67%

Tabla 9.9.- Resultado de usar las funciones discriminantes derivadas para clasificar la temperatura de incubación.

La temperatura de incubación se encuentra representada en el Gráfico 9.4, los valores medios para la función 1 son -0.76, -0.72 y 1.5 para 5, 20 y 35°C, respectivamente; los parámetros que mejor discriminan la temperatura serán UFC, fosfatasa acida, fosfatasa básica y deshidrogenasa (Tabla 9.10).

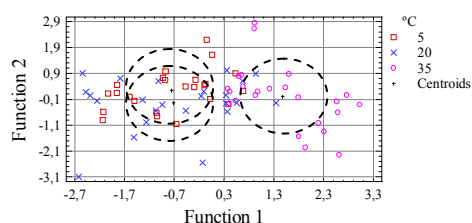


Gráfico 9.4.- Función 1 frente función 2 como discriminadores de la temperatura de incubación a partir de los parámetros biológicos.

Función 1	
Deshidrogenasa	0.530
Fosfatasa acida	0.636
Fosfatasa básica	-0.638
Arilsulfatasa	0.116
Rodanasa	-0.092
UFC	-1.328

Tabla 9.10.- Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar entre las temperaturas de incubación.

Resumiendo, la capacidad discriminatoria de la actividad biológica es menor que la de otros parámetros edáficos. Los suelos son discriminados correctamente en un 72% de los casos, los días en un 69%, la dosis en un 54% y la temperatura en un 68%. Destacar, sin embargo, que la discriminación de los días y de la temperatura es muy superior si tenemos en cuenta suelo por suelo (días= K: 96%, L: 100%, M: 100% y N: 89%) (Temperatura= K: 89%, L: 89% y N: 78%), lo que denota un carácter sustrato dependiente, mientras que la discriminación de la dosis apenas se ve modificada aunque tengamos en cuenta suelo por suelo (K: 48.15%; L: 48.15%; M: 59.26% y N: 51.85%), indicando que el efecto del co-compost sobre la actividad enzimática y las UFC de los suelos es poco significativo respecto a otros factores.

9.3.1.3.- Análisis de correlación

No se observaron correlaciones significativas (± 0.600) entre los distintos parámetros biológicos estudiados.

9.3.1.4.- Análisis de componentes principales

Cuatro componentes fueron capaces de explicar 66.7% de la varianza (Tabla 9.11). El componente 1 (24.7%) puede ser denominado como componente *temperatura*, indica que la temperatura media-baja es la más adecuada para la actividad fosfatasa acida y para un mayor número de UFC bacterianas. El componente 2 (15.6%) muestra que la enmienda de *co-compost* supone un incremento significativo de las actividades rodanasa y fosfatasa básica. El componente 3 logra explicar el 14.4%, está definido por la *temperatura*, la cual determina un aumento de la actividad deshidrogenasa, cuyas modificaciones en el ambiente edáfico (pH, sales...) origina una inhibición de la actividad fosfatasa básica, relación ya descrita por Farrus y Vadell (2000). El último componente (12.2%) relaciona la incubación en el microcosmos edáfico con una disminución de la actividad arilsulfatasa.

	Componente			
	1	2	3	4
Deshidrogenasa			0.760	
Fosfatasa acida	0.675			
Fosfatasa básica		0.692	-0.410	
Arilsulfatasa				-0.628
Rodanasa		0.408		
UFC	0.938			
Días				0.774
Temperatura	-0.628		0.578	
Dosis		0.815		
Autovalores	2.22	1.40	1.29	1.09
% de la varianza	24.68	15.60	14.35	12.20
Varianza total (%)	66.72			

Tabla 9.11.- Análisis de componentes principales, método rotación Varimax. En blanco, no significativos (< ±0.400).

9.3.2.- Evolución de los parámetros microbiológicos

La información sobre la evolución los coliformes cuando los lodos de depuradora compostados son incorporados a suelos semiáridos es escasa (García-Orenes *et al.*, 2003). Según García-Orenes *et al.* (2003) la falta de humedad en los suelos es la clave para la pérdida de las bacterias patógenas, para Mazzola (2004) las altas cantidades de materia orgánica en detrimento del nitrógeno hace que el carbono no sea disponible para los organismos patógenos, según Boulter *et al.* (2000) la pérdida de patógenos es debida al proceso de compostaje puesto que implica cambios en las propiedades físicas y químicas, incluyendo la temperatura, la aireación, el contenido de humedad, el ratio C/N y las variaciones de pH. Sea por uno u otro modo, no se detectó presencia de coliformes fecales ni bacteriófagos de *Escherichia coli* en los suelos enmendados con el co-compost ni antes ni tras la incubación en los microcosmos edáficos. Aunque, como indican Noble y Robert (2003), la eliminación de patógenos se define como la reducción del número de patógenos de modo que este se encuentre por debajo del límite de detección del método utilizado, esto significa que no existe absoluta garantía de que el co-compost o los suelos enmendados analizados este completamente libres de patógenos.

Las actividades enzimáticas y UFC bacterianas discriminan significativamente entre los suelos estudiados, símbolo de su distinta naturaleza, grado evolutivo, riqueza, tratamientos agrícolas, potenciales contaminaciones, etc. La discriminación del tiempo y de la temperatura de incubación indica una evolución muy influenciada por cada sustrato

edáfico. La dosis de co-compost empleada no logra discriminarse significativamente, ni siquiera por suelos aislados, esto indica que la alteración provocada por el co-compost es inferior que la debida a los otros factores estudiados (tipo de suelo, tiempo de incubación y temperatura de incubación), hipótesis ha descrita por Criquet y Braud (2008).

Según Sánchez-Monedero *et al.* (2004) el aumento del tamaño de la biomasa microbiana del suelo enmendado dependerá del grado de estabilización del compost, los compost maduros permiten aumentos muy ligeros e incluso nulos mientras que los lodos de aguas residuales sin compostar originan aumentos muy considerables del número de organismos. En nuestro caso, las UFC bacterianas en un principio no se ven afectadas significativamente por la enmienda del co-compost, si bien su número se incrementará con la incubación significativamente más en los suelos enmendados. La temperatura media-baja es la óptima para el desarrollo de mayor número de UFC, posiblemente la alta temperatura favorezca el crecimiento desmesurado de algunas líneas bacterianas, que limitan o incluso inhiben el crecimiento de otras.

La actividad deshidrogenasa es un indicador clave de actividad biológica dado que la mayoría de los procesos de oxidación de compuestos orgánicos son procesos de deshidrogenación. La actividad depende fundamentalmente de la riqueza del suelo original y del tiempo de incubación. La incubación en el microcosmos edáfico determina, generalmente, bien una etapa de adaptación y un posterior aumento de actividad en los suelos más pobres (L y M), o bien un incremento sostenido de la actividad en los suelos más ricos (K y N). La enmienda de co-compost generalmente representa un ligero incremento de la actividad con el paso del tiempo, aunque su efecto es menor al de otros factores estudiados. Como ya recogieron Dirk y McCoy (1993), una mayor temperatura de incubación generalmente origina un aumento significativo de la actividad deshidrogenasa.

Las fosfatasa hidrolizan esteres de fosfatos, liberando grupos fosfato al medio. Se encuentra envuelta en la mineralización del fosforo y la renovación del fosforo (Criquet y Braud, 2008). La fosfatasa acida es muy diferente entre los suelos de olivar de Jaén y los suelos de la costa de Granada, pudiendo estar inhibida por la presencia de Cu asimilable en los suelos de olivar (al igual que las UFC, como veremos en capítulos posteriores). La incubación en el microcosmos edáfico determina un primer periodo adaptación y un segundo periodo de aumento de la actividad. Como describe Ros *et al.* (2007), la enmienda de co-compost generalmente incrementa la actividad fosfatasa acida, siendo necesario claramente en algunos casos cierto periodo de incubación. El efecto de la temperatura está muy asociado a cada sustrato edáfico, no obstante, salvo excepciones, generalmente esta actividad es mayor a temperatura media (20°C).

La actividad fosfatasa básica es, junto a la actividad rodanasa, la mejor discriminante de la dosis de co-compost empleada, esta actividad se incrementa significativamente con la enmienda de co-compost, posibilidad ya descrita por (Ros *et al.*, 2007) y Tejada *et al.* (2008). Generalmente, la actividad fosfatasa básica manifiesta un incremento inicial y un posterior descenso (suelo K y suelos de la costa de Granada), la alta temperatura disminuye generalmente esta actividad. La evolución de la fosfatasa básica podría estar ligada negativamente a la actividad deshidrogenasa, presumiblemente por la liberación de restos metabólicos ácidos por parte esta última, los cuales inhibían la actuación de la actividad fosfatasa básica (Farrus y Vadell, 2000).

Las actividades arilsulfatasa y rodanasa podrían estar ligadas a la presencia de algunos metales pesados como Pb, Co y Cu (positiva) y V, Sb y Ni (negativa) (Tabla 11.7 en capítulos posteriores). En general, manifiestan un periodo de adaptación (perdida y posterior aumento de actividad) durante la incubación en el microcosmos edáfico. La enmienda de co-compost incrementa ambas actividades, siendo el efecto únicamente significativo en el caso de la actividad rodanasa. La temperatura ambiental afecta a estas enzimas significativamente en algunos suelos, generalmente la temperatura baja es óptima en los suelos relativamente más pobres, mientras que los suelos más ricos bien no muestran influencia o bien desarrollan más actividad a alta temperatura.

9.3.3.- Valoración del experimento en microcosmos

El **tipo de suelo** va a ser fundamental para algunas actividades, así, el nivel de actividad deshidrogenasa esta en función de los recursos nutricionales de los suelos originales (mayor en los suelos K y N). La actividad fosfatasa acida y las UFC podrían estar parcialmente inhibidas en los suelos de olivar, hipotéticamente por la presencia de Cu asimilable. Y la distribución del resto de actividades (fosfatasa básica, arilsulfatasa y rodanasa) podría estar relacionada bien con otras actividades o bien con la presencia de metales pesados.

La presencia de contaminación fecal en el suelo ha sido descartada a las dosis de **co-compost** empleadas (35 y 140 t ha⁻¹), de modo que puede descartarse este potencial peligro. La enmienda de co-compost incrementa más significativamente a las actividades fosfatasa básica y rodanasa, mientras que en el resto de actividades (deshidrogenasa, fosfatasa acida y arilsulfatasa) el incremento pasa más desapercibido debido al efecto de otros factores estudiados. Por lo tanto, las alteraciones provocadas por la enmienda de co-compost son generalmente inferiores que las debidas al tipo de suelo, a la temperatura y al tiempo de incubación, algo que está en consonancia con lo descrito con otros autores y que indica que trabajamos con un co-compost relativamente maduro. La dosis elevada (140 t ha⁻¹), por tanto, origina una alteración mínima de las actividades edáficas estudiadas.

La alta **temperatura** de incubación determina un aumento claro y manifiesto de la actividad deshidrogenasa, sin embargo, este efecto positivo contrasta con el resto de actividades, la actividad fosfatasa básica muestra una clara influencia negativa con el aumento de la actividad deshidrogenasa, y el resto de actividades: fosfatasa acida, rodanasa y arilsulfatasa, generalmente manifiestan mayor actividad a media e incluso baja temperatura. Estos resultados indican que el incremento con la alta temperatura de la actividad general (deshidrogenasa) pudiera resultar perjudicial para las actividades más específicas, incluido las UFC, presumiblemente debido a la potencial competencia por recursos como nutrientes, disponibilidad de hábitats, producción de restos metabólicos, etc.

En relación al **tiempo** de incubación, ya sea por la enmienda o ya sea por el hecho de utilizar microcosmos edáficos, lo cierto es que se observa en la mayoría de casos un periodo de adaptación (caída de la actividad y posterior aumento) de las actividades enzimáticas, este hecho es especialmente relevante en el caso de la actividad fosfatasa acida, rodanasa y arilsulfatasa, y ya fue descrito por otros investigadores tras enmiendas orgánicas. La evolución con el tiempo de la actividad deshidrogenasa dependerá de la

riqueza original del suelo, observamos un periodo de adaptación en los suelos relativamente más pobres, mientras que se observa un aumento sostenido en los suelos relativamente más ricos. La evolución de la actividad fosfatasa básica será generalmente la opuesta a la actividad deshidrogenasa.

9.4.- Anexos

		Compost	Suelo K		Suelo L		Suelo M		Suelo N	
			45 días	90 días	45 días	90 días	45 días	90 días	45 días	90 días
Deshidrogenasa (µgramos de TPF/mL)										
5°C	0 t ha ⁻¹		7.82	5.07	1.14	1.49	1.88	16.78	13.45	12.29
	35 t ha ⁻¹		5.67	4.87	1.92	5.14	0.38	10.98	16.49	17.44
	140 t ha ⁻¹		7.65	20.67	1.87	4.52	1.78	17.73	16.53	20.04
20°C	0 t ha ⁻¹		9.18	7.39	4.54	4.34	0.46	13.78	13.42	11.34
	35 t ha ⁻¹		8.22	2.27	2.45	4.14	0.73	18.46	18.32	18.39
	140 t ha ⁻¹		5.38	2.87	7.44	6.95	1.56	34.10	12.23	19.88
35°C	0 t ha ⁻¹		20.62	16.34	5.64	2.89	7.33	20.00	13.47	3.64
	35 t ha ⁻¹		17.85	17.28	6.99	6.09	4.33	14.16	10.64	9.24
	140 t ha ⁻¹		12.67	18.27	5.84	5.02	4.03	23.06	10.89	15.35
T₀		1.9±0.2	7.37 ± 3.09		8.33 ± 1.05		6.92 ± 3.32		9.40 ± 1.24	
Fosfatasa ácida (µgramos de p-nitrofenol/mL)										
5°C	0 t ha ⁻¹		1.91	3.68	3.42	3.68	17.17	10.11	13.36	8.96
	35 t ha ⁻¹		2.74	1.70	2.68	5.91	19.81	12.00	9.81	12.26
	140 t ha ⁻¹		7.25	4.36	6.06	8.98	17.23	16.32	8.38	5.57
20°C	0 t ha ⁻¹		3.42	4.30	4.32	5.28	20.75	15.06	5.72	8.21
	35 t ha ⁻¹		5.75	9.21	6.11	6.40	22.34	9.36	6.00	9.74
	140 t ha ⁻¹		6.15	6.91	5.58	13.36	15.60	15.25	8.81	22.55
35°C	0 t ha ⁻¹		8.21	10.47	2.77	3.74	7.38	13.34	3.94	6.45
	35 t ha ⁻¹		3.30	8.96	0.40	5.34	7.77	11.75	3.77	8.47
	140 t ha ⁻¹		1.79	12.23	0.19	14.08	9.66	13.47	6.06	16.36
T₀		39.3±4.5	9.51 ± 1.54		13.83 ± 2.13		24.94 ± 2.65		10.43 ± 1.32	
Fosfatasa básica (µgramos de p-nitrofenol/ml)										
5°C	0 t ha ⁻¹		18.91	23.89	24.06	20.75	24.09	16.49	17.43	21.26
	35 t ha ⁻¹		21.30	18.58	19.32	35.77	20.89	14.25	21.66	20.43
	140 t ha ⁻¹		27.02	26.87	25.58	33.92	24.23	22.19	21.49	24.13
20°C	0 t ha ⁻¹		26.43	25.45	17.15	12.08	18.34	22.17	26.08	23.64
	35 t ha ⁻¹		24.85	10.85	14.42	35.30	23.00	17.81	20.92	19.32
	140 t ha ⁻¹		32.40	16.11	24.30	65.91	23.79	21.57	25.68	25.04
35°C	0 t ha ⁻¹		14.79	14.42	14.79	16.98	14.25	21.42	14.13	20.98
	35 t ha ⁻¹		12.98	11.53	12.98	15.51	25.51	14.40	13.49	29.23
	140 t ha ⁻¹		13.55	11.92	11.11	16.57	26.13	22.55	27.02	28.23
T₀		39.7±4.5	19.32 ± 2.21		10.69 ± 2.12		43.05 ± 4.03		36.09 ± 3.65	
Arilsulfatasa (µgramos de p-nitrofenol/ml)										
5°C	0 t ha ⁻¹		2.57	2.79	7.23	1.96	2.08	5.13	5.60	1.72
	35 t ha ⁻¹		0.04	1.15	4.45	1.13	5.21	4.17	2.74	1.77
	140 t ha ⁻¹		2.70	5.00	3.17	1.58	3.21	7.47	3.74	1.60
20°C	0 t ha ⁻¹		2.21	2.21	0.30	3.06	2.68	3.19	3.38	1.55
	35 t ha ⁻¹		0.79	1.43	2.36	2.62	2.43	4.06	3.08	2.43
	140 t ha ⁻¹		1.49	0.75	5.45	1.85	3.58	7.47	2.87	2.25
35°C	0 t ha ⁻¹		0.42	2.36	0.68	0.89	4.77	8.17	2.21	1.09
	35 t ha ⁻¹		1.25	2.11	0.77	1.19	3.83	4.81	1.70	4.42
	140 t ha ⁻¹		0.83	5.25	0.32	0.68	13.55	1.43	11.98	3.64
T₀		19.5±7.7	2.69 ± 1.89		5.88 ± 1.54		9.98 ± 2.14		11.62 ± 2.54	

Anexo 9.1.- Actividades enzimáticas (a).

Compost	Suelo K		Suelo L		Suelo M		Suelo N		
	45 días	90 días	45 días	90 días	45 días	90 días	45 días	90 días	
Rodanasa (nmoles de tiocianato/mL)									
5°C	0 t ha ⁻¹	31.2	100.8	40.6	60,8	130.6	52.8	87.0	30.0
	35 t ha ⁻¹	70.8	148.6	51.2	71,2	126.0	46.4	95.6	49.6
	140 t ha ⁻¹	54.0	144.8	84.8	94,8	139.6	67.4	148.6	65.0
20°C	0 t ha ⁻¹	45.0	123.0	46.4	87,6	118.4	50.8	50.8	92.4
	35 t ha ⁻¹	50.8	124.6	52.6	67,4	137.2	60.0	73.6	117.8
	140 t ha ⁻¹	32.6	140.4	50.8	100,8	130.4	114.4	134.6	100.4
35°C	0 t ha ⁻¹	100.6	169.0	48.8	64,4	47.0	69.2	49.6	81.0
	35 t ha ⁻¹	67.0	69.0	72.0	68,4	52.0	73.0	93.4	72.0
	140 t ha ⁻¹	134.6	123.0	57.8	64,8	93.6	64.8	71.4	94.4
T₀		352±118	25.8 ± 4.20	86.4 ± 6.78		37.4 ± 3.52		134 ± 10.12	

Anexo 9.2.- Actividades enzimáticas (b).

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	2.058	76.31	0.820	0.189	109.95	18	0.000
2	0.426	15.81	0.546	0.578	36.16	10	0.001
3	0.212	7.88	0.418	0.824	12.72	4	0.012

Anexo 9.3.- Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de los suelos a partir de los parámetros biológicos.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	1.425	87.24	0.766	0.341	110.22	12	0.000
2	0.208	12.76	0.415	0.87	19.40	5	0.002

Anexo 9.4.- Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de los días de incubación a partir de los parámetros biológicos.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	2.89	56.44	0.86	0.08	54.42	12	0.000
2	2.23	43.56	0.83	0.31	25.21	5	0.000

	Función 1	Función 2
Deshidrogenasa	-0.17	-0.97
Fosf. Ácida	-0.16	0.62
Fosf. Básica	-0.16	-0.51
Arilsulfatasa	0.29	0.92
Rodanasa	0.98	0.22
UFC	0.27	0.06

Anexo 9.5.- Funciones discriminatorias del tiempo de incubación en el suelo K a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar el tiempo (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 96.4%. Valores medios de función primera: -1.51, -3.96 y 5.47 para 0, 45 y 90 días, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	13.91	94.10	0.96	0.04	71.62	12	0.000
2	0.87	5.90	0.68	0.53	13.50	5	0.019

	Función 1	Función 2
Deshidrogenasa	0.55	-0.45
Fosf. Ácida	0.63	0.50
Fosf. Básica	-0.91	0.27
Arilsulfatasa	0.75	-0.64
Rodanasa	0.42	0.51
UFC	-0.06	-0.09

Anexo 9.6.- Funciones discriminatorias del tiempo de incubación en el suelo L a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar el tiempo (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 92.59%. Valores medios de función primera: 4.97, -2.62 y -2.34 para 0, 45 y 90 días, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	37.26	84.09	0.98	0.00	123.59	12	0.000
2	7.12	15.91	0.93	0.12	45.02	5	0.000

	Función 1	Función 2
Deshidrogenasa	0.05	-1.10
Fosf. Ácida	1.32	-0.68
Fosf. Básica	0.66	0.38
Arilsulfatasa	0.29	-0.07
Rodanasa	-1.29	1.07
UFC	-0.15	-0.42

Anexo 9.7.- Funciones discriminatorias del tiempo de incubación en el suelo M a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar el tiempo (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 100%. Valores medios de función primera: 8.16, -4.55 y -3.60 para 0, 45 y 90 días, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	7.63	87.27	0.94	0.05	62.43	12	0.000
2	1.11	12.73	0.72	0.47	16.09	5	0.007

	Función 1	Función 2
Deshidrogenasa	-0.10	0.12
Fosf. Ácida	-0.21	-0.67
Fosf. Básica	0.29	-0.94
Arilsulfatasa	0.69	0.87
Rodanasa	0.49	0.36
UFC	-0.03	0.43

Anexo 9.8.- Funciones discriminatorias del tiempo de incubación en el suelo N a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar el tiempo (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 88.98%. Valores medios de función primera: 3.64, -1.31 y -2.27 para 0, 45 y 90 días, respectivamente.

Estudio parámetros microbiológicos

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.331	97.56	0.498	0.745	19.56	12	0.075
2	0.008	2.44	0.090	0.991	0.54	5	0.990

Anexo 9.9.- Datos estadísticos de las funciones discriminarias de la dosis de co-compost a partir de los parámetros biológicos.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.49	94.99	0.57	0.65	9.25	12	0.681
2	0.02	5.01	0.16	0.97	0.55	5	0.989

Función 1	
Deshidrogenasa	0.08
Fosf. Ácida	0.42
Fosf. Básica	0.55
Ariulfatasa	0.58
Rodanasa	0.51
UFC	0.43

Anexo 9.10.- Funciones discriminarias de la dosis de co-compost en el suelo K a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la dosis de co-compost (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 48.15%. Valores medios de función primera: -0.04, -0.79 y 0.83 para 0, 35 y 140 t ha⁻¹, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.27	90.61	0.46	0.75	5.91	12	0.920
2	0.02	9.39	0.17	0.97	0.61	5	0.987

Función 1	
Deshidrogenasa	0.11
Fosf. Ácida	0.19
Fosf. Básica	0.68
Ariulfatasa	-0.22
Rodanasa	0.65
UFC	-0.10

Anexo 9.11.- Funciones discriminarias de la dosis de co-compost en el suelo L a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la dosis de co-compost (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 48.15%. Valores medios de función primera: -0.53, -0.13 y 0.66 para 0, 35 y 140 t ha⁻¹, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.63	98.93	0.62	0.60	10.72	12	0.553
2	0.00	1.07	0.08	0.99	0.14	5	0.999

Función 1	
Deshidrogenasa	0.83
Fosf. Ácida	-1.12
Fosf. Básica	1.81
Arilsulfatasa	0.42
Rodanasa	1.53
UFC	0.00

Anexo 9.12.- Funciones discriminatorias de la dosis de co-compost en el suelo M a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la dosis de co-compost (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 59.26%. Valores medios de función primera: -0.54, -0.51 y 1.06 para 0, 35 y 140 t ha⁻¹, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	0.62	92.25	0.62	0.58	11.54	12	0.480
2	0.05	7.75	0.22	0.95	1.10	5	0.954

Función 1	
Deshidrogenasa	1.52
Fosf. Ácida	-0.83
Fosf. Básica	0.39
Arilsulfatasa	-0.45
Rodanasa	0.84
UFC	-0.94

Anexo 9.13.- Funciones discriminatorias de la dosis de co-compost en el suelo N a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la dosis de co-compost (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 51.85%. Valores medios de función primera: -1.01, 0.24 y 0.76 para 0, 35 y 140 t ha⁻¹, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	1.133	96.54	0.728	0.450	53.09	12	0.000
2	0.040	3.55	0.200	0.960	2.71	5	0.743

Anexo 9.14.- Datos estadísticos de las funciones discriminatorias de la temperatura de incubación a partir de los parámetros biológicos.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	7.86	89.07	0.94	0.06	35.72	12	0.004
2	0.96	10.93	0.70	0.51	8.44	5	0.133

	Función 1	Función 2
Deshidrogenasa	1.30	-0.09
Fosf. Ácida	-0.02	-0.95
Fosf. Básica	-0.66	0.26
Arilsulfatasa	-0.28	0.91
Rodanasa	0.17	0.34
UFC	-0.74	-0.79

Anexo 9.15.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación en el suelo K a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 88.98%. Valores medios de función primera: -1.02, -2.49 y 3.52 y de la segunda función: 1.21, -0.91, -0.29 para 5, 20 y 35°C, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	19.21	96.81	0.97	0.03	43.70	12	0.000
2	0.63	3.19	0.62	0.61	6.12	5	0.294

	Función 1
Deshidrogenasa	-0.46
Fosf. Ácida	-0.24
Fosf. Básica	0.38
Arilsulfatasa	1.48
Rodanasa	-0.18
UFC	1.78

Anexo 9.16.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación en el suelo L a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 88.98%. Valores medios de función primera: 2.90, 2.75 y -5.65 para 5, 20 y 35°C, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	1.85	100	1	0.00	325.44	12	0.000
2	0.09	0	0.28	0.91	1.08	5	0.955

	Función 1
Deshidrogenasa	-0.62
Fosf. Ácida	-0.73
Fosf. Básica	0.12
Arilsulfatasa	-0.33
Rodanasa	-0.09
UFC	1.32

Anexo 9.17.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación en el suelo M a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 66.67%. Valores medios de función primera: 278351.0, 278351.0 y -556702.0 y para la función segunda: -0.33, 0.33 y 0.00 para 5, 20 y 35°C, respectivamente.

Función discriminante	Valor propio	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Wilks Lambda	Chi-Square	DF	P-Value
1	4.61	100	1	0.00	337.36	12	0.000
2	0.14	0	0.35	0.87	1.65	5	0.895

Función 1	
Deshidrogenasa	-0.02
Fosf. Ácida	0.22
Fosf. Básica	1.11
Ariilsulfatasa	0.61
Rodanasa	-0.23
UFC	-1.83

Anexo 9.18.- Funciones discriminatorias de la temperatura de incubación en el suelo N a partir de los datos de parámetros microbiológicos (arriba). Magnitudes relativas de los coeficientes usados para discriminar la temperatura (abajo). Porcentaje de casos correctamente clasificados: 77.78%. Valores medios de función primera: -438434.0, -438434.0 y 876867.0 y para la segunda función 0.41, -0.41 y 0.00 para 5, 20 y 35°C, respectivamente.

10.- Estudio de la microestructura por Microscopio Electrónico de Barrido y Análisis de Imagen (SEM-IA) en microcosmos

10.1.- Introducción

La incorporación de compost a los suelos puede originar incrementos de la porosidad total, la capacidad de campo, el agua disponible y la biomasa microbiana (Nogales *et al.*, 1984; Melgar, 2003; Tejada *et al.*, 2007; Weber *et al.*, 2007). La producción de polisacáridos y mucilagos microbianos aumenta los primeros meses tras la aplicación del compost, estos compuestos carbohidratados son considerados uno de los principales agentes cementantes en la agregación edáfica (Sort y Alcaníz, 1999a), sin embargo, este conjunto de sustancias orgánicas son transitorias y tienden a desaparecer en un corto periodo de tiempo, llegando a ser insignificante el efecto al año de la aplicación (Tisdall y Oades, 1982). El compost también puede aportar sales de sodio que tienen consecuencias directas sobre la estructura del suelo, originando un deterioro importante de las propiedades físicas del suelo, generalmente la conductividad eléctrica del suelo debe situarse por debajo de ciertos límites para no perjudicar a la estructura edáfica (Masaguer-Rodríguez y Benito-Capa, 2008).

Agregados edáficos

Los agregados del suelo son unos excelentes descriptores de la estructura general del suelo, tienen repercusión a nivel biológico, a nivel químico y a nivel físico. Una mejora en la agregación del suelo repercute en un aumento del ratio de infiltración y reduce la

erosión de los suelos (Stewart *et al.*, 2005). La mayor diversidad de microorganismos y la mayor biomasa se sitúa a nivel de las fracciones más pequeñas de suelo, así fino y arcilla son los hábitats prioritarios para las colonias bacterianas (Amellal *et al.*, 2001). A nivel de las fracciones de mayor tamaño del suelo, la falta de nutrientes y la competencia con hongos y protozoos parecen ser las causas responsables de la reducida diversidad microbiológica (Sessitch *et al.*, 2001). Las colonias bacterianas situadas en los microagregados liberan exudados que forman unas películas de polisacáridos alrededor con las cuales se alinean las partículas de arcilla que son atraídas por procesos de secado-humectación.

Los principales factores climáticos que afectan a la agregación edáfica son la temperatura y los regímenes humedad-secado (Singer *et al.*, 1992). En relación a la temperatura, Franzluebbers *et al.* (2001) describe que la temperatura media origina un mayor desarrollo biológico mientras que la temperatura baja originan a una mayor conservación de la materia orgánica. La disponibilidad del carbono orgánico es menor en climas gélidos y húmedos en relación a los climas secos y templados, por lo tanto, las condiciones ambientales deberían repercutir en la evolución de los agregados edáficos.

La enmienda de compost es un factor clave en el desarrollo de los agregados; sin embargo, la enmienda debe ser lo suficientemente alta para modificar la agregación puesto que a bajas enmiendas no se observan cambios significativos (Albiach *et al.*, 2001). Parte de los efectos directos de las enmiendas sobre la agregación son temporales y tienden a desaparecer en menos de un año, la materia orgánica se descompone y esto puede afectar tanto al tamaño de los agregados y a su estabilidad (Sort y Alcaníz, 1999; Ojeda-Castro *et al.*, 2003). La estabilidad de los agregados dependen de la estabilidad de la materia orgánica, la cual es función directa de la cantidad de materia orgánica particulada, de la presencia de polisacáridos y lípidos, de la dinámica de la descomposición y de su asociación con partículas minerales (Kay y Angers, 2002).

La agregación del suelo está basada físicamente en dos mecanismos: formación de microagregados y renovación de macroagregados. Estos procesos se encuentran influenciados por diversos fenómenos como son los procesos edáficos, los mecanismos propios de arcillas y cationes, periodos secado-humectación, factores antropogénicos, etc. (Six *et al.*, 2000; Deneff *et al.*, 2001; Bronick y Lal, 2005). La combinación de microorganismos, raíces, polisacáridos y humus conllevan la formación de partículas primarias que producen microagregados, estos microagregados se transformarán en macroagregados (Sort y Alcaníz, 1999a):

a) Para Tisdall y Oades (1982) existe un modelo jerárquico de formación de macroagregados donde la materia orgánica se une preferentemente a limos y arcillas para formar microagregados, cuya unión con otros microagregados conforma los macroagregados, sugiriendo estos autores que será la materia orgánica el principal agente cementante entre los microagregados y entre los macroagregados. Esta teoría de la jerarquización es muy prometedora en suelos ricos en materia orgánica, donde la materia orgánica es el agente cementante mayoritario (Deneff *et al.*, 2001), mientras que en el caso de suelos altamente degradados se encuentran menores casos de agregación jerárquica (Deneff *et al.*, 2001).

b) Six *et al.* (2000b) proponen un modelo algo distinto, donde la dinámica de la materia orgánica esta correlacionada con la dinámica de los agregados, de modo que a

mayor estabilidad del carbono, menor será la dinámica de los agregados. La inclusión de materia orgánica entre las partículas de los agregados reduce su ratio de descomposición, sobre todo en las partículas más pequeñas (Six *et al.*, 2000b). Las partículas de materia orgánica finas (fine-iPOM) situadas dentro de los agregados están derivadas de la descomposición y fraccionamiento de las gruesas (coarse-iPOM), debido a la descomposición de la materia orgánica (Guggenberger *et al.*, 1994). Las partículas orgánicas finas (fine-iPOM) se asocian con arcillas y restos microbianos para formar gradualmente microagregados en el interior de los macroagregados, y de este modo llegan a constituir auténticos agregados en el interior de los macroagregados (Figura 10.1). Ya otros autores como Eliot y Coleman (1988) han descrito esta posible formación de microagregados en el interior de los macroagregados.

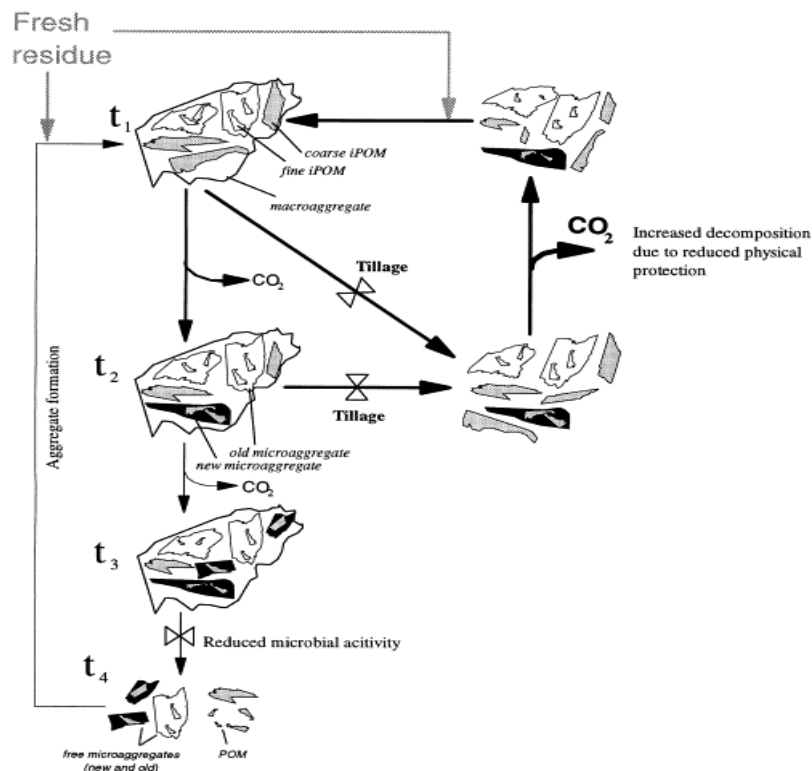


Figura 10.1.- Ciclo de vida de un macroagregado y la formación de los microagregados. Los macroagregados son formados, se vuelven inestables y eventualmente se rompen. Diversas alteraciones facilitan la rotura de los macroagregados. La formación de microagregados ocurre dentro de los macroagregados (pasos t2 a t3) y cuando se degradan los agentes cementantes de macroagregados (t4) se liberan los nuevos microagregados que serán el núcleo del futuro macroagregado (extraído de Six *et al.*, 2000b).

Los microagregados van creciendo de tamaño en el interior de los macroagregados, llegando a constituir auténticas entidades. La materia orgánica de los macroagregados es más fácilmente degradable respecto a los microagregados, según Six *et al.* (2000b) la incorporación de nuevo carbono orgánico a los microagregados es un importante factor que contribuye al secuestro de carbono. Con el paso del tiempo los agentes de unión entre macroagregados (materia orgánica) se degradan (al ser más fácilmente degradable), lo que origina una pérdida de la estabilidad de los macroagregados que tras su rotura deja en libertad a los microagregados internos, que serán la base para el próximo ciclo de formación de macroagregados (Figura 10.1). Los periodos de secado-humectación y los procesos de mineralización de la materia orgánica

generalmente son la causa principal de la rotura de los macroagregados (Deneff *et al.*, 2001).

Para el estudio de los agregados suelen aplicarse rangos de tamaño. Generalmente se diferencian entre microagregados (<250 μm) y macroagregados (>250 μm) (Six *et al.*, 2000b), sin embargo para el presente trabajo se han distinguido tres tipos de agregados (Tabla 10.1), cuyos tamaños vienen marcados por los límites establecidos en el Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) para la separación entre arenas gruesas, arenas medias y arenas finas (Porta *et al.*, 1986; <http://www.usda.gov/>).

Nomenclatura usada en el presente estudio	Tamaño	Nomenclatura clásica en arena fina
Agregados grandes	2000-500 μm	Arena gruesa y muy gruesa
Agregados medianos	500-250 μm	Arena media
Agregados pequeños	250-50 μm	Arena fina y muy fina

Tabla 10.1.- Rangos de tamaño de los agregados estudiados.

Porosidad edáfica

La porosidad del suelo es un parámetro muy significativo puesto que afecta al flujo de líquidos y a la capacidad de almacenamiento de agua disponible para las plantas (Sort y Alcaníz, 1999b). Los lodos y compost de lodos aplicados sobre los suelos agrícolas originan un incremento en el porcentaje de la porosidad; sin embargo, este aumento es temporal y tiende a desaparecer al año de la aplicación. Sort y Alcaníz (1999b) describen que un suelo nativo con un 23 % de porosidad puede alcanzar hasta un 40 % de porosidad en tan solo tres meses tras la aplicación de lodos. Tras la enmienda de lodos de depuradora, los microporos gruesos (>50 μm) incrementan inicialmente el tamaño medio, pero ven disminuido su número; estos poros se clasifican como poros más elongados o con fisuras frente a los poros *control* que manifiestan ser más redondeados. Los microporos finos (<50 μm) aumentan hasta 2 veces tras la incorporación de lodos, lo que favorece el incremento de la porosidad de pequeño tamaño, estos poros se clasifican como poros redondeados, similares a los suelos controles. Sin embargo, transcurridos cierto tiempo se observan disminuciones en la porosidad, este descenso es achacado principalmente a la descomposición de la materia orgánica (Sort y Alcaníz, 1999b; Ojeda-Castro *et al.*, 2003).

La aplicación de compost de lodos de depuradoras origina también un incremento en la porosidad del suelo (Gallardo-Lara y Nogales, 1987; Aggelides y Londra, 2000). Para Bronick y Lal (2005) la porosidad media aumenta entre un 6 y un 47 % tras la enmienda de compost, dependiendo de la dosis aplicada, del modo de aplicación, del tipo de suelo y del tipo de compost aplicado. Los suelos arcillosos aumentan entre un 5 y el 10 % su porosidad, desarrollan poros alargados, más permanentes y regulares, algo que juega un papel muy importante en la actividad biológica del suelo y en el secuestro de carbono (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008), y además, reducen su compactabilidad del suelo e incrementan la penetración radicular (Parr *et al.*, 1978). En los suelos arenosos, la enmienda de compost incrementa la retención de agua y evita su pérdida, además el incremento de la porosidad es más rápido (Ingelmo-Sánchez y Rubio-Delgado, 2008).

Para un mejor estudio de la microporosidad, hemos distinguido en la Tabla 10.2 diferentes rangos de porosidad atendiendo a su función biológica, estos rangos de tamaño será utilizados para el presente trabajo.

Función biológica	
Poros mayores a 30 μm	Micrositios de almacenamiento general
Poros entre 30 y 10 μm	Porosidad de desarrollo radicular
Poros entre 10 y 1 μm	Hábitats de microorganismos
Poros entre 1 y 0.5 μm	Micrositios de almacenamiento poco biodisponible

Tabla 10.2.- Rangos de porosidad y su función biológica.

Base del estudio

En resumen, el tipo de suelo, el tipo de enmienda, la dosis, el tiempo de muestreo y las condiciones ambientales influyen sobre la estructura edáfica (Ingelmo-Sánchez y Rubio Delgado, 2008). Además, hemos de tener en cuenta la necesidad de dosis suficientemente altas de compost para observar cambios en la estructura (Albiach *et al.*, 2001) y que los efectos del compost sobre la estructura edáfica pueden manifestarse rápidamente (Roberson *et al.*, 1991). El presente capítulo estudia el efecto de la adición de co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda vegetal (0 o 140 t ha⁻¹ de co-compost) y del tiempo de incubación (45 o 90 días) sobre la evolución de los agregados y de la microporosidad del **suelo L** al ser incubado a 35°C (para favorecer la acción biológica y una mayor rapidez en los cambios). El ensayo se llevó a cabo en microcosmos edáficos que fueron regados regularmente acorde con sus necesidades hídricas (Gráfico 10.1). Parte de los resultados aquí presentados fueron expuestos en Pérez-Lomas *et al.* (2008).

10.2.- Materiales y métodos específicos

○ *Materiales específicos*

Para el análisis de la microestructura se utilizó un microscopio electrónico de barrido (SEM) marca Hitachi modelo S-500. Para el análisis de imagen (IA) se utilizó el programa ImageJ 1.40 (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>). El estudio se llevó a cabo únicamente con tierra fina (< 2mm) de la capa arable del suelo L. Tras la incubación de las muestras (0 y 140 t ha⁻¹) durante 45-90 días a 35°C se procedió a la separación física de la muestra: los agregados grandes (2000-500 µm) fueron obtenidos mediante tamización ($\Phi=0.5\text{mm}$) y los agregados medianos (500-250 µm) y pequeños (250-50 µm) fueron discriminados mediante análisis de imagen a partir del material tamizado. La microporosidad del suelo fue estudiada sobre la superficie de los agregados grandes. Para el fraccionamiento de agregados y microporosidad nos hemos basado en el *diámetro circular equivalente* (diámetro calculado a partir del área: $\text{Área}=\pi r^2$).

○ *Métodos específicos*

Obtención de las fotografías digitales

Las fotografías digitales fueron efectuadas con el microscopio electrónico de barrido, en base al método descrito por Márquez-Crespo (2003):

-Montaje de la muestra: Todas las muestras se secaron previamente en estufa a 35°C. Para el estudio de los agregados grandes y de la microporosidad se seleccionaron 10 agregados grandes al azar, se colocaron sobre un portamuestras de aluminio, y se pegaron *a posteriori* mediante pincel y cola adhesiva. Para el estudio de agregados medianos y pequeños, el material tamizado se espolvoreó sobre un papel adhesivo de doble cara, el papel con la muestra adherida fue pegado a un portamuestras de aluminio.

-Metalización: Las muestras fueron metalizadas durante 30 minutos con plata coloidal.

-Condiciones del microscopio: Aceleración de 25 kV.

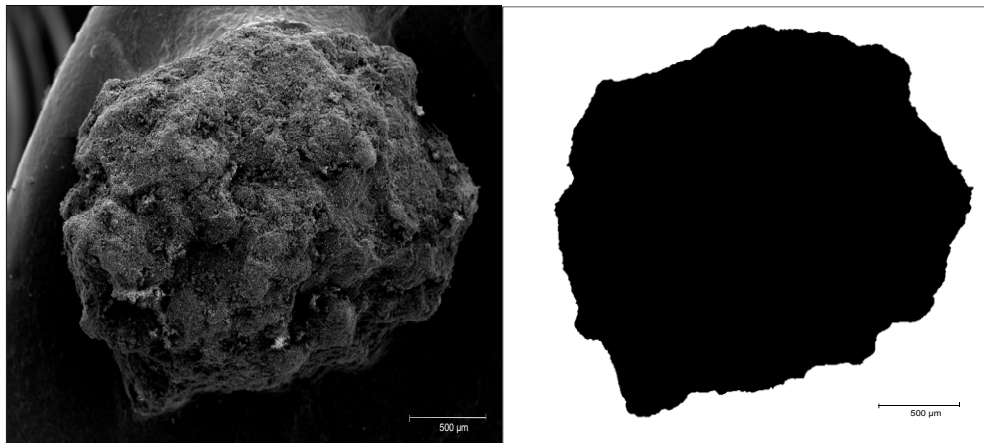
-Captación de fotografías digitales: Se captaron las imágenes de los electrones secundarios.

Análisis de imagen (IA)

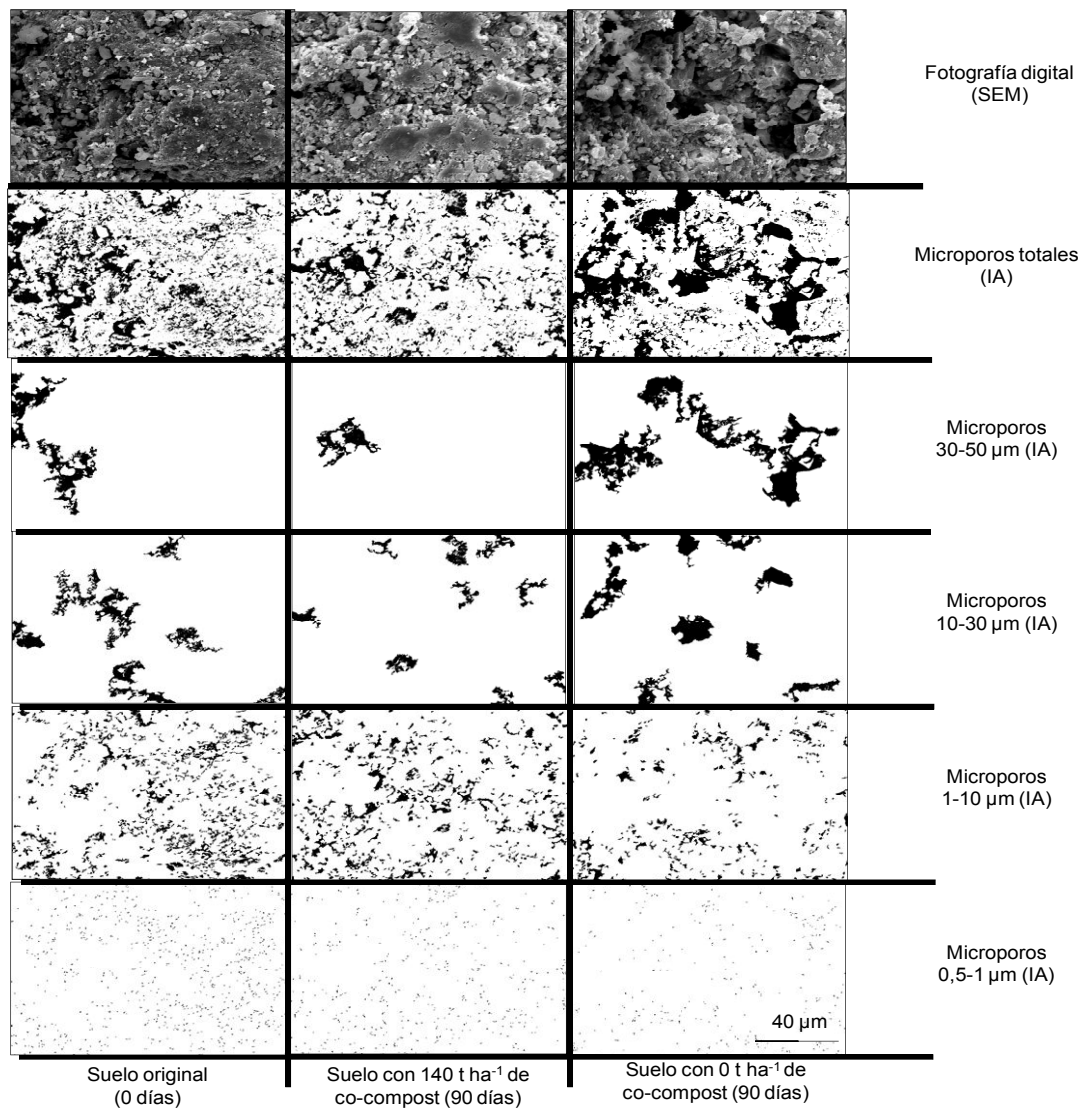
Las fotografías digitalizadas fueron procesadas por IA hasta obtener una imagen binaria (blanco-negro) donde los agregados y los poros se discriminan del fondo y superficie del agregado, respectivamente.

1.-En el estudio de los parámetros morfométricos de los agregados, podemos distinguir entre los *agregados grandes*, para los que se tomaron imágenes (30X), *agregados medianos* para los que se captaron imágenes tanto del campo general (30X) como de agregados individuales (150-300X); y agregados pequeños, para los que se captaron imágenes tanto del campo general (30X) como de los agregados individualizados (300-600X). La Fotografía 10.1 ilustra la fotografía digital del agregado y la imagen binaria correspondiente a la fotografía ya procesada, donde aparece en negro el agregado y en

color blanco el resto del campo. Se estudiaron una media de 115 ± 38 agregados por muestra.



Fotografía 10.1.- Agregado grande del suelo L nativo.



Fotografía 10.2.- Superficie de agregado grande del suelo L a tiempo 0 y del suelo L sin/con enmienda a los 90 días y análisis de imagen.

2.- En el estudio de los parámetros morfométricos de la microporosidad de los agregados grandes, se empleó el análisis de imagen para diferenciar los diferentes rangos de porosidad y para realizar su estudio morfométrico (Tabla 10.2 y Fotografía 10.2). La Fotografía 10.2 recoge la fotografía digital del SEM correspondiente a la porosidad, y la imagen binaria tras ser procesada la fotografía; el color negro corresponde a los poros y el color blanco al resto de superficie. En este caso se captaron, al azar, 10-15 imágenes (600X) de la superficie de los agregados grandes, equivalentes a una media de 2437 ± 440 poros por muestra.

[NOTA: Para el estudio de la microporosidad se efectuaron dos medidas. Expliquémonos, supongamos que existe el un perfil de un agregado similar al que muestra la Figura 10.2A. A la hora de efectuar la medida de los poros podemos plantearnos hasta donde alcanza la porosidad que puede interesarnos, de modo que podemos establecer dos tipos de cuantificación del poro:

a) La medida de la *porosidad propiamente dicha* que viene reflejada en las fotografías digitales del SEM como zonas de color muy oscuro (negro a gris muy oscuro) (Fotografía 10.2) y que representan huecos profundos *que se introducen en el interior de un agregado*. Podría venir reflejada en la Figura 10.3B, donde el color negro representa a los poros que sin lugar a dudas actúan como tales. **Normalmente esta porosidad no llega a superar las 30 μm .**

b) La medida de la *zona de concavidad*: El concepto de *zona de concavidad*, desarrollado por nosotros para este estudio, viene a raíz de las cuestiones metodológicas planteadas a la hora de la determinación de la porosidad sobre la superficie de un agregado; hemos de tener en cuenta que tratamos de reflejar mediante dos dimensiones algo que es tridimensional lo que puede llevarnos a diversas interpretaciones. La zona de concavidad se observa en las imágenes como zonas de color gris oscuro (Fotografías 10.2), viene reflejada en la Figura 10.4C, donde la línea de color negro representa las zonas de embalse de agua (si esto fuese un relieve) que tras unas supuestas precipitaciones quedarían repletas de agua **Estos poros no llegan a superar las 50 μm en la mayoría de los casos** y, por tanto, son importantes como objeto de estudio puesto que son microporos con diversas funciones biológicas (Tabla 10.2)].

El análisis de imagen nos permitió efectuar las siguientes medidas morfométricas de agregados y de poros o zona de concavidad:

- Área media en μm^2 .
- Diámetro feret máximo: Distancia máxima entre dos puntos (μm).
- Perímetro: Longitud del borde exterior (μm).
- Circularidad: Valores de 1.0 indican un círculo perfecto y valores cercanos a 0.0 indican un polígono enormemente elongado, la circularidad es igual a $4\pi(\text{área}/\text{perímetro}^2)$.
- Finalmente, las fotos de los campos nos permitieron calcular el porcentaje de área ocupada por una zona concreta respecto al total de la imagen.

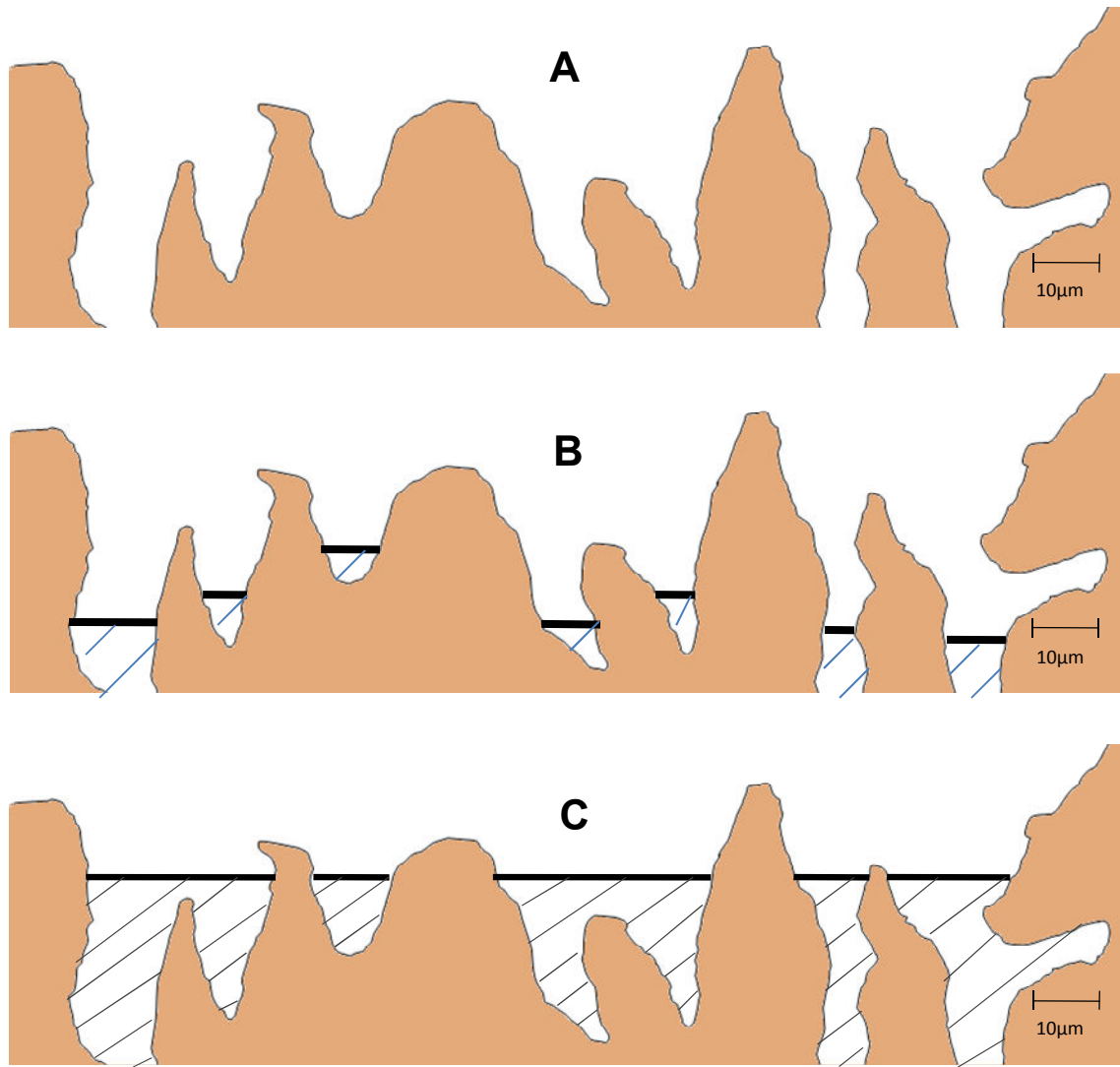


Figura 10.2.- **A:** Ejemplo de la superficie de un agregado realizado a escala vertical. **B:** Porosidad real (línea negra) del perfil A. **C:** Zona de concavidad (línea negra) del perfil A.

10.3.- Resultados

En el estudio de la microestructura de los suelos resultan claves las condiciones de incubación de los microcosmos edáficos y el tipo de arcilla del suelo (Singer *et al.*, 1992; Six *et al.*, 2000b; Denef *et al.*, 2001; Podwojewski y Germain, 2005; Bronick y Lal, 2005).

-En el Gráfico 10.1 viene recogidas las condiciones de humedad y la cantidad de agua utilizada para regar el suelo L durante la experiencia en microcosmos edáfico.

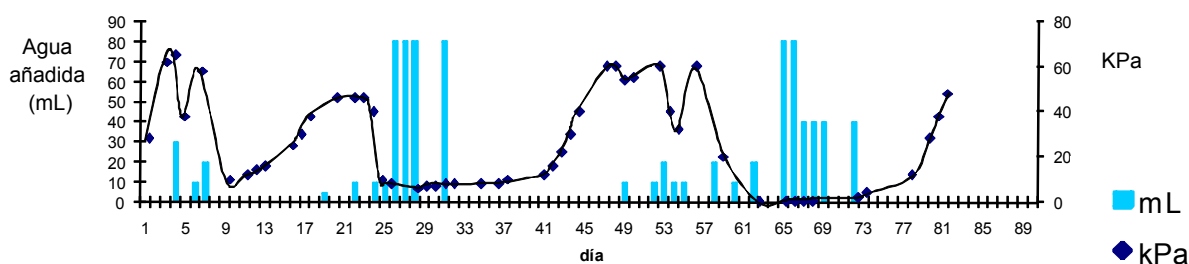


Gráfico 10.1.-Condiciones de humedad durante la incubación del suelo L a 35°C. Las barra en azul claro indican los mL de agua añadidos durante la incubación y la línea azul oscura muestra los kPa marcados por el manómetro del higrómetro durante la incubación.

-La Tabla 10.3 se recogen el tipo y la cantidad de arcilla del suelo L.

Arcilla	Porcentaje
Esméctita	97
Mica potásica	3
Caolinita	Tr.

Tabla 10.3.- Análisis cualitativo y cuantitativo de las arcillas del suelo L. Arena total: 15.0 %, Limo total: 39.1% y Arcilla: 45.7%

El estudio de los agregados y de la microporosidad lo hemos dividido en dos puntos, en primer lugar se estudian las diferencias entre el suelo nativo y el suelo nativo incubado en el microcosmos edáfico. En segundo lugar se estudian las diferencias entre el suelo nativo incubado y el suelo enmendado incubado.

10.3.1.- Agregados edáficos

o *Suelo nativo Vs suelo nativo incubado*

Al comparar los datos arrojados por el suelo L original (Tabla 10.4) frente al mismo suelo (sin compost) tras su incubación (Tablas 10.6, 10.7 y 10.8) podemos observar que el ensayo experimental en microcosmos edáfico supone cambios significativos en los agregados edáficos. Las diferencias vienen recogidas en el Gráfico 10.2:

	Porcentaje área (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
		Área media (μm ²)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
Agregados grandes (2000-500μm)	-	5,180,268.41	9,791.59	3,159.26	0.67
Agregados medianos (250-500 μm)	16.33	107,052.87	1,358.50	465.50	0.58
Agregados pequeños (50-250 μm)	3.37	20,114.14	577.52	206.79	0.47

Tabla 10.4.- Parámetros SEM de los agregados del suelo L nativo.

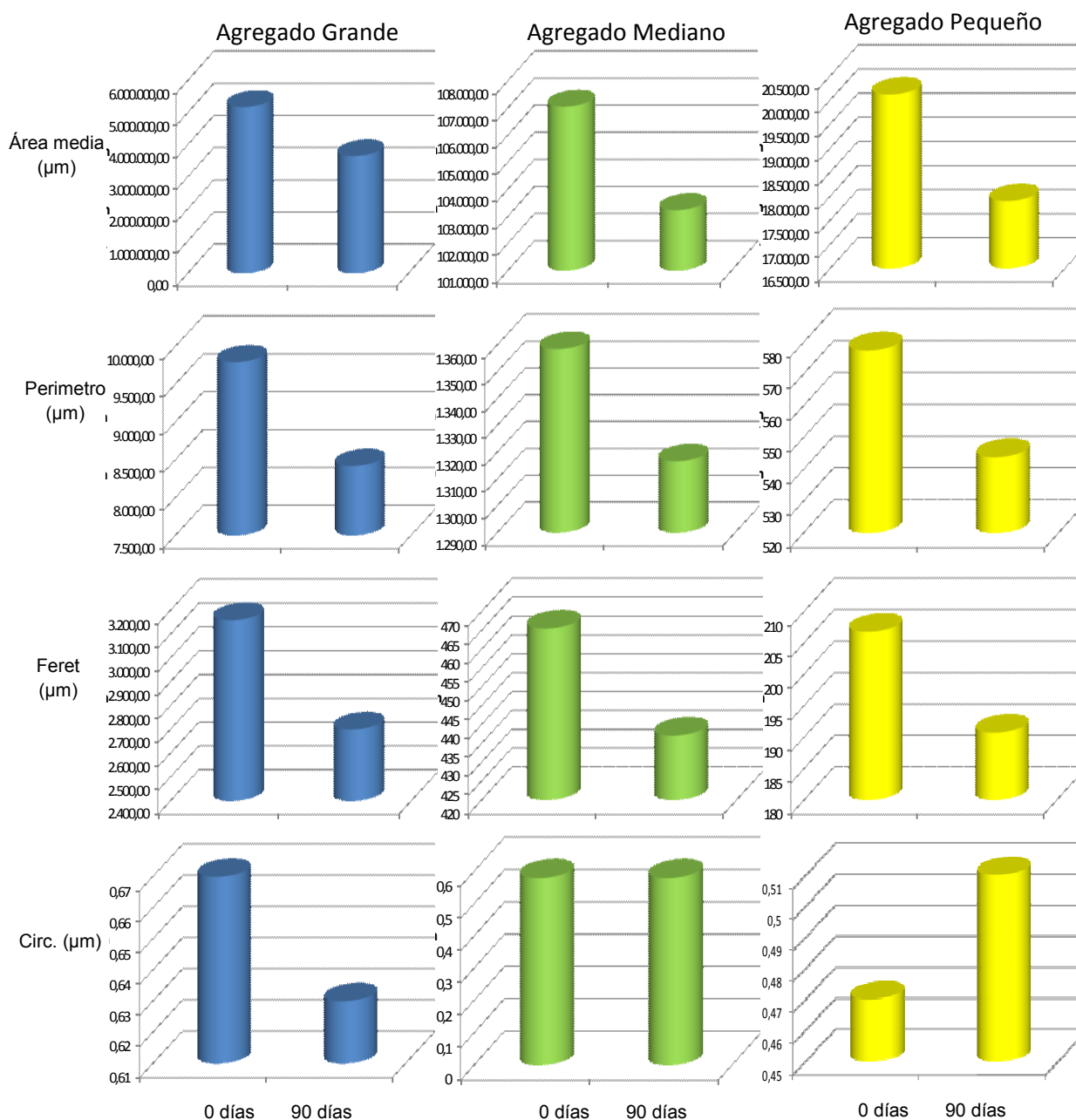


Gráfico 10.2.- Evolución del área media, perímetro, diámetro feret y circularidad de los agregados grandes (azul), medianos (verdes) y pequeños (amarillo) del suelo L nativo tras ser incubado durante 90 días en los microcosmos edáficos.

Los **agregados grandes** tras la experiencia en el microcosmos edáfico reducen su tamaño, incluido el área media (-41%) y el perímetro y el diámetro feret (-17%), también la circularidad de los agregados se verá reducida (-6%) (Gráfico 10.2).

Los **agregados medianos** tras la incubación durante 90 días muestran una reducción del tamaño (área media, perímetro y diámetro feret) de entre un -3 y un -6%, mientras que la circularidad no se modifica en demasía (Gráfico 10.2).

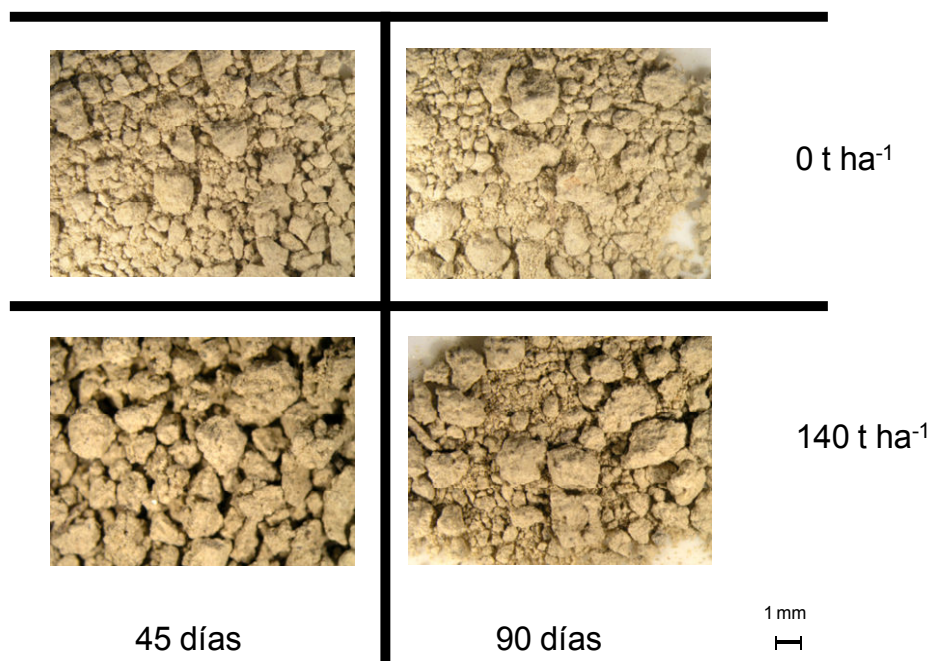
Los **agregados pequeños** también muestran tras la incubación una disminución en el tamaño (área media: -12%, y perímetro y feret: \approx -7%). Sin embargo, hay un sustancial incremento en la circularidad de estos agregados (+8%) (Gráfico 10.2).

Estos datos indican que la incubación en el microcosmos edáfico a 35°C origina una sustancial degradación de los agregados edáficos, que conlleva principalmente a una reducción del tamaño de los agregados. La circularidad de los agregados será menor en los agregados grandes y mayor en los agregados pequeños.

○ *Suelo nativo incubado Vs suelo con co-compost incubado*

La enmienda del co-compost origina modificaciones en los agregados, estas modificaciones se observan a grandes rasgos en la Fotografía 10.3.

Los **agregados grandes** de los suelos enmendados con co-compost manifiestan a los 45 días un aumento general del tamaño (área media, perímetro y diámetro feret) respecto al suelo nativo incubado (Fotografía 10.3 y Tabla 10.5); sin embargo, a los 90 días disminuyen su tamaño (área media, perímetro y diámetro feret) en torno a un -14.1% en relación a los agregados del suelo nativo incubado (Tabla 10.5).



Fotografía 10.3. Vista en lupa binocular del suelo tras su incubación.

La circularidad de los agregados grandes tiende a disminuir con la enmienda del co-compost tanto a los 45 como a los 90 días (Tabla 10.5), lo que indica que la materia

orgánica procedente del co-compost no parece estar relacionada con la circularidad de estos agregados grandes.

	Agregado grande			
	Área media (μm^2)	Tamaño		Circularidad (μm)
		Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	3,653,028.86	8,420.13	2,700.20	0.63
45 días + compost	3,898,696.49	9,278.57	2,785.03	0.57
90 días + compost	2,834,765.00	7,816.89	2,354.92	0.58

Tabla 10.5.- Caracterización de agregados grandes en el suelo L sin/con 140 t ha⁻¹ de compost incubados a 35°C durante 45/90 días.

Los agregados de **tamaño mediano** de los suelos enmendados manifiestan una disminución del porcentaje de área ocupada y en su tamaño medio, tanto a los 45 como a los 90 días (Tabla 10.6). En cuanto a su circularidad, existe una ligera pérdida de la misma con la enmienda de co-compost independientemente de los días de incubación (Tabla 10.6).

	Agregado mediano				
	Porcentaje área (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
		Área media (μm^2)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	13.72	103,233.73	1,316.67	437.10	0.58
45 días + compost	10.86	100,301.15	1,314.72	441.25	0.55
90 días + compost	5.64	67,456.95	1,081.34	370.94	0.56

Tabla 10.6.- Caracterización de agregados medianos en el suelo L sin/con 140 t ha⁻¹ de compost incubados a 35°C durante 45/90 días.

El porcentaje de área ocupada por los **agregados pequeños** (Tabla 10.7) muestra aumento con la incubación del suelo enmendado durante los 90 días de incubación. Este incremento se debe a los 45 días a un aumento en el tamaño (área media, perímetro y diámetro feret) (Fotografía 10.3). Sin embargo, a los 90 días, disminuyen su tamaño respecto al suelo nativo (área media, perímetro y feret, \approx -10.8%), aun así, el suelo enmendado posee mayor porcentaje de área ocupada (+120.9%) (Tabla 10.7), por lo tanto, a los 90 días parece incrementarse sustancialmente el número de agregados pequeños como observamos en la Fotografía 10.3.

	Agregado pequeño				
	Porcentaje área (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
		Área media (μm^2)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	5.02	17,901.57	543.91	190.73	0.51
45 días + compost	6.55	18,497.82	552.34	192.12	0.54
90 días + compost	11.09	15,024.65	499.11	175.40	0.51

Tabla 10.7.- Caracterización de agregados pequeños en el suelo L sin/con 140t por ha de compost incubados a 35°C durante 45/90 días.

10.3.2.- Microporosidad edáfica

El estudio de la porosidad se realizó sobre la superficie de los agregados grandes, y recordemos que para el presente apartado hemos dividido la porosidad en distintos rangos (Tabla 10.8). En primer lugar vamos a estudiar la evolución de la porosidad en el suelo nativo antes (Tabla 10.9) y tras su incubación en el microcosmos edáfico (Tablas

10.10, 10.11, 10.12, 10.13, 10.14 y 10.15), diferencias que vienen resumidas en el Gráfico 10.3.

	≈50-30μm	10-30μm	1-10μm	0.5-1μm	<0.5μm
Zona de concavidad (total)	X	X	X	X	
Zona de concavidad (≈50-30 μm)	X				
Suma de poros (0.5-30 μm)		X	X	X	
Poros 10-30μm		X			
Poros 1-10μm			X		
Poros 0.5-1μm				X	
Poros <0.5μm					X

Tabla 10.8. Rangos de poros estudiados

o *Suelo nativo Vs suelo nativo incubado*

	Nº poros por 1000 μm ²	Porcentaje área (%)	Tamaño			Circ. (μm)
			Área media (μm ²)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
Zona de concavidad total (0.5≈50μm)	20.43	24.21	11.85	16.55	4.20	0.47
Zona de concavidad (30≈50μm)	0.05	8.01	1648.40	961.12	92.56	0.04
Poros media (30-0,5 μm)	13.05	10.34	7.90	13.1	3.9	0.50
Poros 10-30 μm	0.20	4.74	232.30	188.50	33.34	0.11
Poros 1-10 μm	9.61	5.40	5.60	12.52	4.07	0.46
Poros 0.5-1 μm	3.23	0.20	0.60	3.55	1.50	0.67

Tabla 10.9.- Parámetros de porosidad y zona de concavidad del SEM. Suelo L.

Tal y como muestra el Gráfico 10.3, el suelo nativo experimenta grandes cambios en su microporosidad durante la incubación en el microcosmos edáfico. El porcentaje de área ocupada por los poros de la zona de concavidad total (0.5≈50μm), zona de concavidad entre 30 y ≈50 μm, media de los poros (30-0.5 μm), poros entre 10 y 30 μm y poros entre 1 y 10 μm disminuye durante los 90 días de incubación, principalmente debido a la reducción del tamaño de los poros. El mayor descenso en la superficie de poros afecta a los poros de relativamente mayor tamaño (10-50 μm), donde la pérdida se cuantifica en un -73% en el porcentaje área ocupada y en un -36% en el área media. Incluso afecta al número de poros (-63%). Tan solo los poros más pequeños (0.5 y 1 μm) mantienen su porcentaje y tamaño. En cuanto a la circularidad de los poros, su evolución resulta un tanto arbitraria, disminuyendo la circularidad de los poros entre 30≈50 μm y aumentando la de los poros entre 10-30 μm, en el resto de rangos no varía sustancialmente.

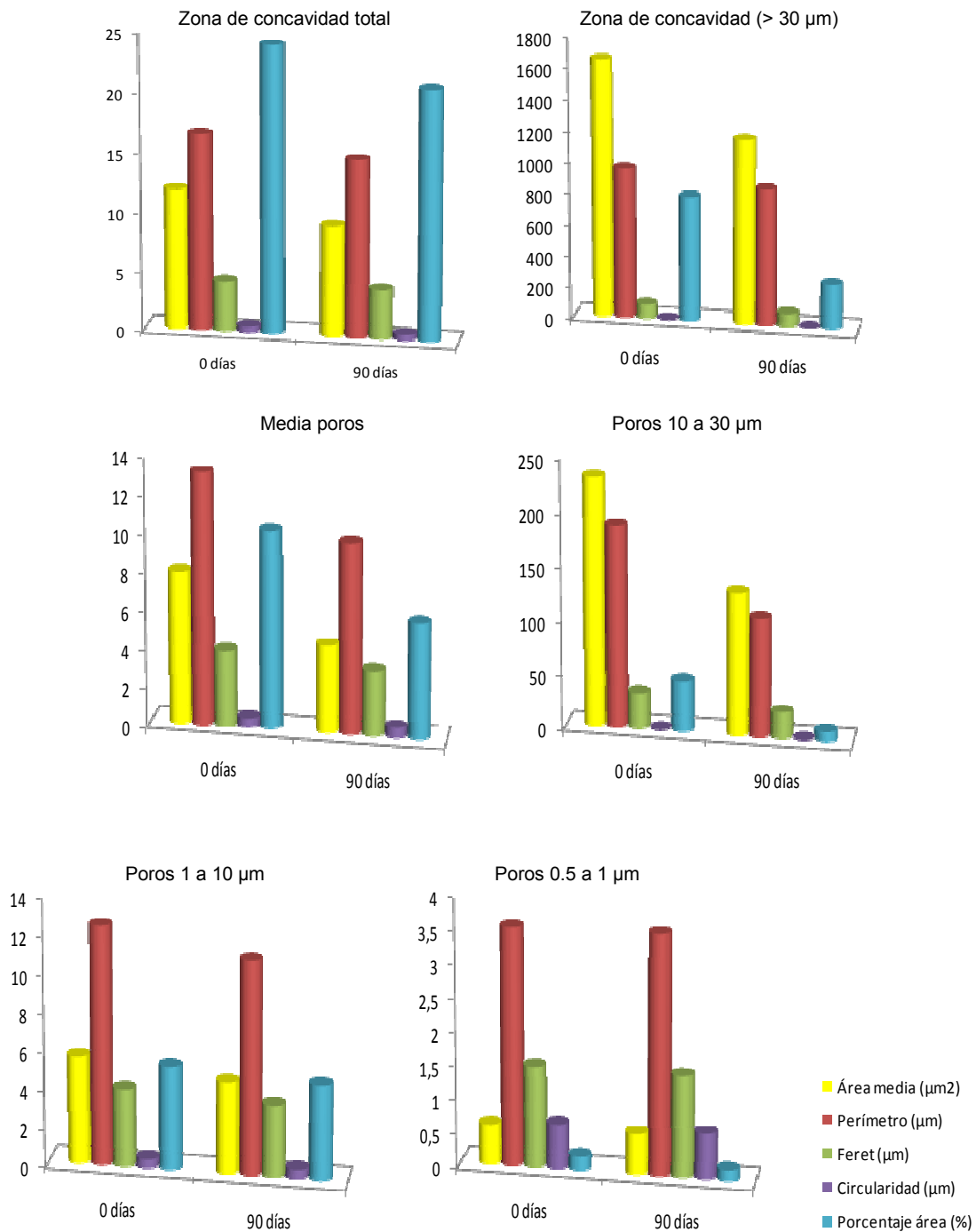


Gráfico 10.3.- Evolución de los distintos rangos de poros en el suelo L nativo antes y tras su incubación durante 90 días.

○ *Suelo nativo incubado Vs suelo con co-compost incubado*

A continuación vemos el efecto de la enmienda del co-compost sobre la microporosidad. En primer lugar destacar un sustancial incremento del tamaño de la **zona de concavidad total (0.5~50 μm)** con la enmienda de co-compost (Tabla 10.10). Transcurridos los 90 días y pese a que se reduce el número de poros (-20%), estos poros aumentan de tamaño (área media: +63%, perímetro: +20% y diámetro feret: +7%). Este incremento queda reflejado en un aumento en el porcentaje de área ocupada por los poros (+30%). La circularidad de la zona de concavidad total no varía aparentemente con la

enmienda del co-compost. Los datos mostrados por el suelo enmendado a los 45 días reflejan la tendencia descrita a los 90 días (Tabla 10.10).

	Zona de concavidad total (0.5-~50 μm)					
	Nº poros / 1000 μm^2	Porcentaje área ocupada (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
			Área media (μm^2)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	22.50	21.01	9.34	14.96	4.17	0.49
45 días + compost	18.76	22.85	12.18	16.05	4.32	0.48
90 días + compost	17.94	27.32	15.23	17.97	4.46	0.49

Tabla 10.10.- Caracterización de la zona de concavidad total del suelo L incubado a 35°C durante 45/90 días sin/con 140t por ha de co-compost.

La enmienda del co-compost en relación al suelo nativo origina un fuerte incremento de la **zona de concavidad entre 30 y ~50 μm** (Tabla 10.11). Este incremento se observa a los 45 días, y transcurridos los 90 días se cuantifica en un +322% en el porcentaje de área ocupada. El aumento afecta tanto al tamaño de los poros (área media: +67%, perímetro: +17% y diámetro feret: +11% a los 90 días) como al número de poros (+200% a los 90 días). En relación a la circularidad, la variación es muy pequeña.

	Zona de concavidad 30- ~50 μm					
	Nº poros / 1.000 μm^2	Porcentaje área ocupada (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
			Área media (μm^2)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	0.02	2.88	1186.02	876.47	84.08	0.02
45 días + compost	0.03	6.29	1797.68	883.91	99.93	0.03
90 días + compost	0.06	12.14	1987.49	1033.42	93.42	0.03

Tabla 10.11.- Caracterización de la zona de concavidad entre 30 y ~50 μm del suelo L incubado a 35°C durante 45/90 días sin/con 140t por ha de co-compost.

La **media de los poros (0.5-30 μm)** en los suelos enmendados (frente al suelo nativo incubado) manifiesta una evolución marcada por dos periodos (Tabla 10.12):

1) En un primer periodo (0-45 días), en el suelo enmendado se observa un incremento en el porcentaje de área ocupada por la media de los poros, este incremento es debido al aumento en el tamaño de los poros, puesto que el número de los poros se verá sensiblemente reducido, así como su circularidad.

2) El segundo periodo (45-90 días) coincide con una leve caída (respecto a los 45 días post-enmienda) del porcentaje de área ocupada (-16.4%), este descenso es debido a un menor tamaño de los poros (área media: -13.2%, perímetro: -6.1% y diámetro feret: -1.6%) y a un menor número de poros (-3.0%). Sin embargo, este suelo con co-compost mantiene respecto al suelo nativo incubado un mayor porcentaje de área ocupada (+4%), un mayor tamaño de los poros (área media: +41,0%, perímetro: +13,3% y diámetro feret: +11,6%) y una mayor circularidad. El número de poros, sin embargo, es menor respecto al suelo nativo incubado (-25,7%).

Por lo tanto, los poros del suelo enmendado (90 días post-enmienda) estarán en menor número respecto al suelo nativo, pero serán poros de mayor tamaño y de mayor circularidad, y ocuparán una mayor superficie en el suelo.

	Media de poros (0.5-30 μm)					
	Nº poros / 1.000 μm^2	Porcentaje área ocupada (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
			Área media (μm^2)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	13.30	6.07	4.56	9.95	3.37	0.53
45 días + compost	10.18	7.55	7.41	12.00	3.82	0.52
90 días + compost	9.87	6.31	6.43	11.27	3.76	0.54

Tabla 10.12.- Caracterización de la media de los poros entre 0.5 y 30 μm del suelo L incubado a 35°C durante 45/90 días sin/con 140t por ha de co-compost.

Los **poros entre 30 y 10 μm** mantienen una evolución similar a la descrita en la media de los poros (0.5-30 μm), sin embargo el efecto del co-compost es cuantitativamente muy superior. En la Tabla 10.13 se recogen los datos que indican dos etapas similares a las anteriormente descritas:

1) En esta primera etapa (0-45 días) se produce un aumento del porcentaje de los poros del suelo con co-compost en relación al suelo nativo incubado, relacionado con un incremento en el número y en el tamaño de los poros (área media, perímetro y diámetro feret).

2) La segunda etapa (45-90 días) es de estabilización-recesión respecto a los 45 días post-enmienda. Sin embargo los datos mostrados tras los 90 días de incubación post-enmienda respecto al suelo nativo indican que el co-compost mantiene el aumento en el porcentaje de área ocupada (+125.3%), fundamentalmente debido a un mayor número de poros (+100.0%) y en menor medida a un mayor tamaño de los mismos (área media: +10.6%, perímetro: +5.1% y diámetro feret: +10.4%).

	Poros 10-30 μm					
	Nº poros / 1.000 μm^2	Porcentaje área ocupada (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
			Área media (μm^2)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	0.07	0.91	133.3	109.86	24.40	0.16
45 días + compost	0.16	3.20	200.8	145.26	28.96	0.14
90 días + compost	0.14	2.05	147.4	115.49	26.94	0.16

Tabla 10.13.- Caracterización de los poros entre 10 y 30 μm del suelo L incubado a 35°C durante 45/90 días sin/con 140t por ha de co-compost.

Los **poros entre 1-10 μm** (Tabla 10.14) tras la enmienda de co-compost mantienen una tendencia muy distinta a los poros de tamaño superior. El porcentaje de área ocupada por estos poros, tras la adición de compost, sufren una leve caída que se traduce a los 90 días de incubación en una disminución de -16.5%. La razón de esta reducción en el porcentaje es un menor número de poros (-24.4%), puesto que se incrementa el tamaño (área media: 10.4%, perímetro: 1.7% y diámetro feret: 3,7%) y la circularidad de estos poros (+4%). Esto datos indican que los poros entre 1-10 μm crecen en tamaño y circularidad con la enmienda de co-compost, sin embargo la superficie ocupada por estos poros desciende debido a contabilizarse un menor número de poros.

	Poros 1-10 μm					
	Nº poros / 1.000 μm^2	Porcentaje área ocupada (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
			Área media (μm^2)	Perímetro (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	10.29	4.97	4.8	11.14	3.77	0.49
45 días + compost	7.76	4.20	5.4	11.72	3.97	0.49
90 días + compost	7.78	4.15	5.3	11.33	3.91	0.51

Tabla 10.14.- Caracterización de los poros entre 1 y 10 μm del suelo L incubado a 35°C durante 45/90 días sin/con 140t por ha de co-compost.

En el caso de los **poros entre 0.5 y 1 μm** (Tabla 10.15), el porcentaje de área ocupada de los suelos enmendados experimenta una disminución respecto al suelo nativo, que se cuantifica a los 90 días en un -25.0%. Esto es debido principalmente al descenso en el número de poros (-23.0%), puesto que el tamaño de los poros en el suelo con co-compost incubado es muy similar al del suelo nativo incubado. La circularidad se ve ligeramente incrementada con la enmienda del co-compost.

	Poros 0.5-1 μm					
	Nº poros / 1.000 μm^2	Porcentaje área ocupada (%)	Tamaño			Circularidad (μm)
			Área media (μm^2)	Perímet. (μm)	Feret (μm)	
90 días (sin compost)	2.48	0.16	0.6	3.58	1.51	0.68
45 días + compost	2.26	0.14	0.6	3.58	1.51	0.66
90 días + compost	1.91	0.12	0.6	3.42	1.47	0.71

Tabla 10.15.- Caracterización de los poros entre 0,5 y 1 μm del suelo L incubado a 35°C durante 45/90 días sin/con 140t por ha de co-compost.

10.4.- Discusión

10.4.1.- Análisis estadístico: Componentes principales

○ Agregados edáficos

Tres componentes son capaces de explicar el 99% de la varianza. En el componente 1 (87%) (Tabla 10.16) se observa que los parámetros de tamaño de agregados: área media, perímetro y diámetro feret se encuentran relacionados entre sí, por tanto, todos ellos pueden tomarse como una medida relativamente similar. El componente 2 (9%) hace referencia al porcentaje de área ocupada, que se diferencia del componente 3 (5%), el cual se relaciona con la circularidad de los agregados.

Variables	Componentes		
	1	2	3
% área ocupada		0.897	
Tamaño : Área media	0.862		
Perímetro	0.880		
Diámetro feret	0.884		
Circularidad			0.794
Autovalores	4.32	0.44	0.23
Varianza (%)	86.33	8.62	4.38
Total varianza (%)	99.34		

Tabla 10.16.- Análisis componentes principales de parámetros morfométricos de agregados, n= 12. En blanco = no significativo ($<\pm 0.800$).

○ Microporosidad

Tan solo dos componentes explican el 94% de la varianza (Tabla 10.17). El componente 1 (68%) relaciona en el lado positivo todos los parámetros relacionados con el tamaño de los poros (área media, perímetro y diámetro feret) y en el lado negativo se encuentra la circularidad. Por tanto, las condiciones en que aumenten en tamaño a los poros se asociaran a una menor circularidad de los poros. El componente 2 (26%) muestra una asociación positiva entre el número de poros y el porcentaje de área ocupada, de modo que a mayor número de poros hay mayor porcentaje de área ocupada por los poros.

Variables	Componentes	
	1	2
Numero de poros		0.879
% área ocupada		0.982
Tamaño : Área media	0.968	
Perímetro	0.976	
Diámetro feret	0.985	
Circularidad	-0.878	
Autovalores	4.06	1.55
Varianza (%)	67.69	25.87
Total varianza (%)	93.57	

Tabla 10.17.- Análisis componentes principales entre parámetros morfométricos de porosidad, n= 24. En blanco = no significativo ($<\pm 0.800$).

○ Rangos de microporosidad

A continuación se realizó un análisis de componentes principales teniendo en cuenta los distintos rangos de porosidad. El 87% de la varianza es explicado con tan solo

dos componentes (Tabla 10.18). El componente 1 (51%) muestra en el lado positivo al tamaño de los poros entre 1 y 30 μm y al porcentaje de área ocupada y al número de los poros entre 10-30 μm . Esto indica que el crecimiento en tamaño de los poros entre 1 μm y las 30 μm está asociado, únicamente, al incremento del porcentaje de área y al aumento en el número de los poros entre 10-30 μm , y no afecta al porcentaje de área ocupada ni al número de poros entre 1-10 μm . El componente 1 también muestra en el lado positivo a la circularidad de los poros entre 30-50 μm , que se relaciona negativamente con la circularidad de los poros de inferior tamaño (1-30 μm).

El componente 2 (36%) relaciona negativamente al tamaño, porcentaje de área ocupada y número de poros entre 30-50 μm con los poros entre 0.5-1 μm .

Rango Poros	Variable	Componente	
		1	2
30-50 μm	Número poros		0.870
	% área ocupada		0.972
	Área media		0.914
	Perímetro		0.884
	Feret		
	Circularidad	0.928	
10-30 μm	Número poros	0.908	
	% área ocupada	0.984	
	Área media	0.971	
	Perímetro	0.996	
	Feret	0.992	
	Circularidad	-0.989	
1-10 μm	Número poros		
	% área ocupada		
	Área media	0.861	
	Perímetro	0.999	
	Feret	0.938	
0.5-1 μm	Número poros		-0.521*
	% área ocupada		-0.573*
	Área media		
	Perímetro		-0.917
	Feret		-0.917
	Circularidad		
Autovalores		12.26	8.60
Varianza (%)		51.09	35.83
Total varianza (%)		86.93	

Tabla 10.18.- Análisis componente principales entre parámetros morfométricos por rangos de porosidad, n= 4. En blanco = no significativo ($<\pm 0.800$) excepto (*).

10.4.2.- Evolución de los agregados edáficos

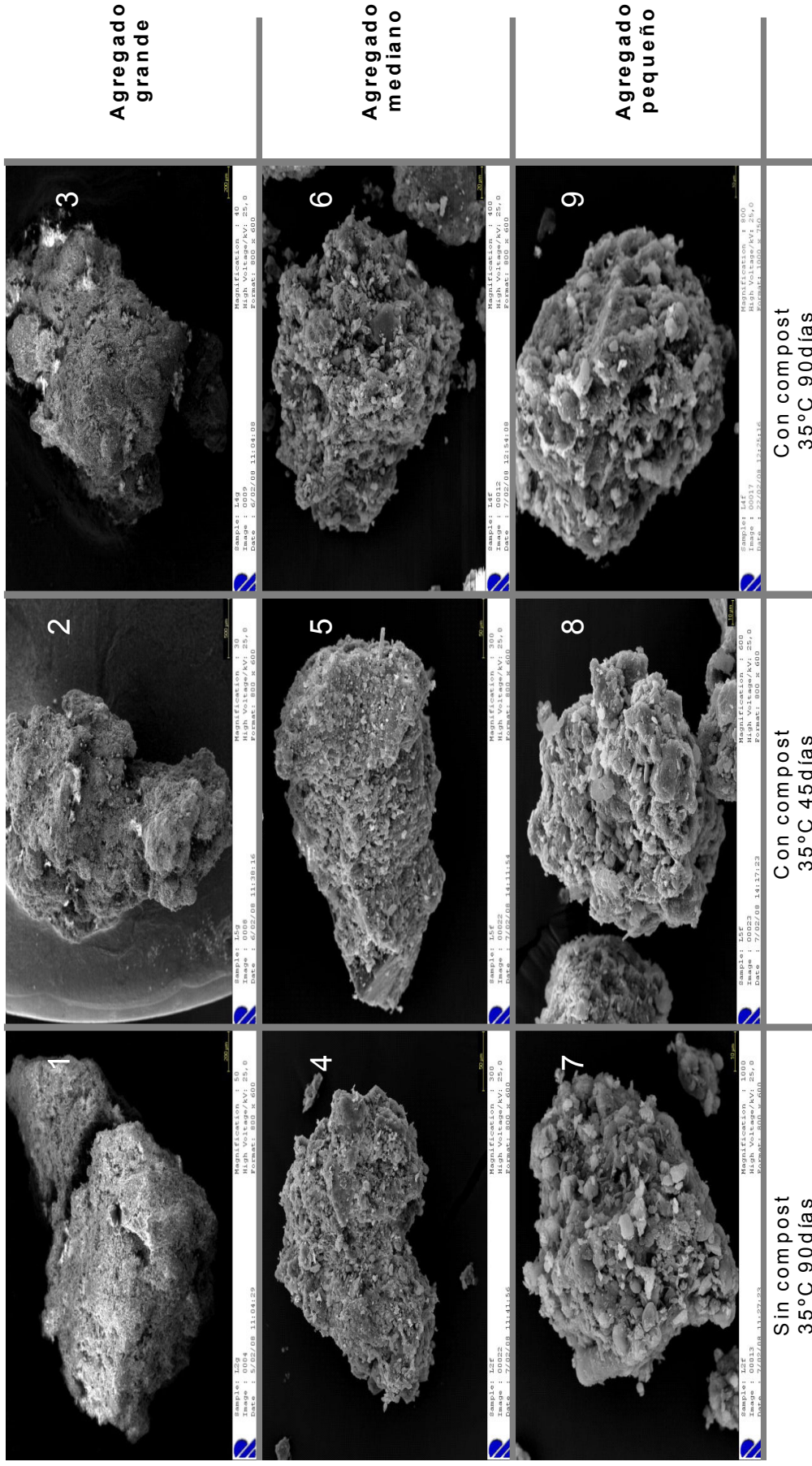
La incubación en microcosmos edáfico del suelo original representa una degradación de los agregados edáficos, según Six *et al.*, (2000b) el consumo de la materia orgánica cementante, principalmente en los agregados de mayor tamaño, y según Deneff *et al.* (2001) los periodos secado-humectación (Gráfico 10.1.) originan una disminución en el tamaño de los agregados edáficos. En este sentido destacar que las arcillas (1:2) tipo esméctica (Tabla 10.3) durante los periodos secado-humectación tienden a romper los agregados debido a los fenómenos de expansión a lo que son sometidas (Singer *et al.*, 1992; Podwojewski y Germain, 2005).

La adición del co-compost de lodos de aguas residuales y restos de poda modifica la estructura del suelo (Nogales *et al.*, 1984; Tejada *et al.*, 2007; Weber *et al.*, 2007). Entre estas modificaciones, se observan una serie de alteraciones en los agregados edáficos, en general, podemos hablar de 2 procesos:








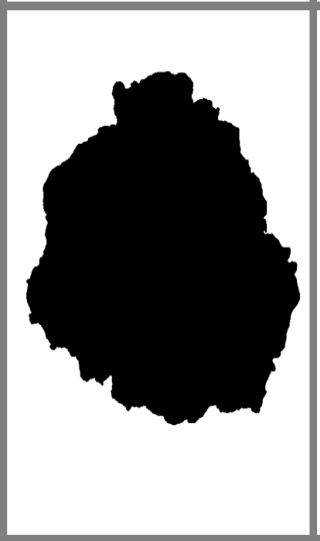

1) Proceso de remodelación de agregados: Durante los primeros 45 días la enmienda de co-compost origina un aumento claro del tamaño de los agregados debido a la acción cementante de la materia orgánica aportada (Bronick y Lal, 2005) (Fotografía 10.4 nº 2, 5 y 8). De acuerdo con los datos de Sort y Alcaníz (1999) y Ojeda-Castro *et al.* (2003), este incremento de tamaño puede ser transitorio, y de hecho lo es, de modo que trascurridos 90 días observamos una remodelación de los agregados que puede ser potenciada por las condiciones de incubación (periodos de secado-humectación; Deneff *et al.*, 2001), por en el consumo de la materia orgánica de los agregados de mayor tamaño (promovido por la alta temperatura; Six *et al.*, 2000b), por en el tipo de arcilla (esmectita) y por el aporte excesivo de sales en el co-compost (Masaguer-Rodríguez y Benito-Capa, 2008) (Fotografía 10.4 nº 3, 6 y 9).

2) Formación de agregados pequeños: Los agregados pequeños, frente a los agregados de mayor tamaño, incrementan notablemente el porcentaje de área ocupada con la adición de compost, llegando a aumentar más de un 120% tras los 90 días de ensayo (Tabla 10.7). Hay dos explicaciones plausibles; la primera es que los agregados pequeños provienen de la rotura de los agregados grandes y medianos, posiblemente de su interior como indica la Fotografía 10.4 nº 2 y 3 (Six *et al.*, 2000b). La segunda posibilidad, que es compatible con la anterior, es la formación de nuevos agregados pequeños a partir de partículas de menor entidad, la Fotografía 10.3 recoge claramente un aumento de tamaño de las partículas inferiores a las 50 μm (tamaño menor a los agregados pequeños).

En relación a la circularidad e los agregados, destacar que la enmienda de co-compost afecta negativamente a la circularidad de los agregados grandes, mientras que aumenta la circularidad de los agregados pequeños, siendo este hecho más patente a los 45 días (Fotografía 10.4).



Fotografía 10.4.- Fotos representativas de los agregados sin compost incubado a 35° durante 90 días grande (1), mediano (4) y pequeño (7); de los agregados con 140 t ha⁻¹ de co-compost incubados a 35°C durante 45 días grande (2), mediano (5) y pequeño (8) y de los agregados con 140 t ha⁻¹ incubados a 35°C durante 90 días grande (3), mediano (6) y pequeño (9).

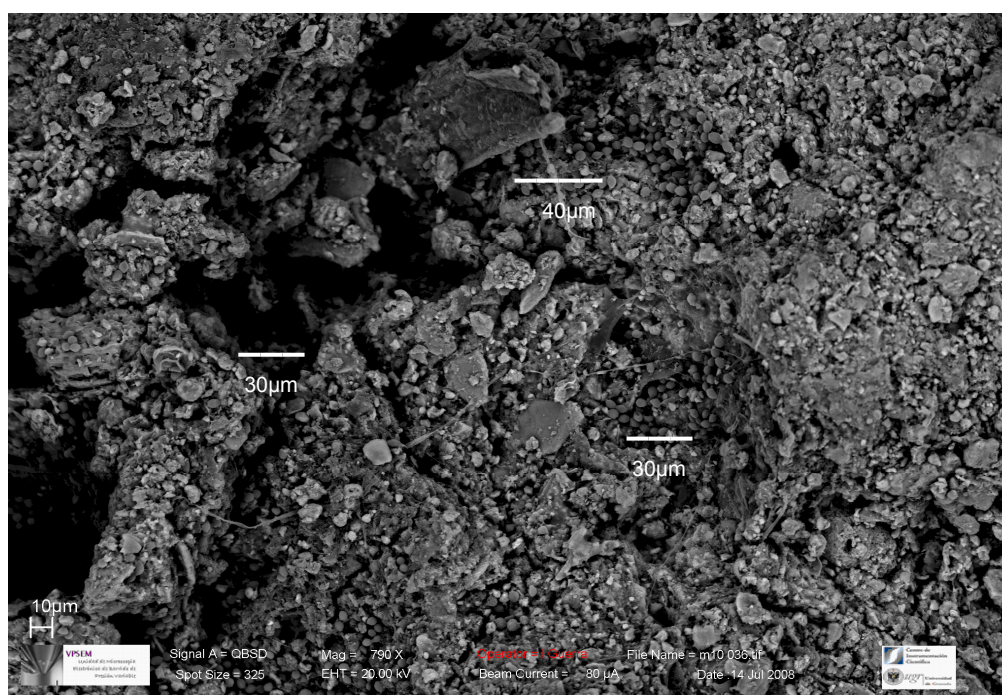
			<p>Agregado grande</p>
			<p>Agregado mediano</p>
			<p>Agregado pequeño</p>
<p>Sin compost 35°C 90 días</p>			<p>Con compost 35°C 90 días</p>

Fotografía 10.5.- Imagen binarias representativas de los agregados sin compost incubado a 35° durante 90 días grande (1), mediano (4) y pequeño (7); de los agregados con 140 t ha⁻¹ de compost incubados a 35°C durante 45 días grande (3), mediano (5) y pequeño (8) y de los agregados con 140 t ha⁻¹ incubados a 35°C durante 90 días grande (3), mediano (6) y pequeño (9).

10.4.3.- Evolución de la microporosidad edáfica

La incubación del suelo L durante 90 días a 35°C en el microcosmos edáfico provoca un descenso importante en todos los rangos de microporosidad, los poros de mayor tamaño (10-50 μm) serán los más mayor descenso sufran, afectando el descenso tanto al tamaño como al número de poros. Nuevamente, el tipo de arcilla, los periodos de secado-humectación y el consumo de materia orgánica pueden ser los responsables de este descenso (Singer *et al.*, 1992; Six *et al.*, 2000b; Deneff *et al.*, 2001; Podwojewski y Germain, 2005).

El factor enmienda de co-compost altera enormemente la microporosidad del suelo como describen Nogales *et al.* (1984), Melgar (2003), Tejada *et al.* (2007) y Weber *et al.* (2007) (Fotografía 10.6 y 10.7). Sin embargo, el efecto entre los distintos rangos de microporosidad estudiados va a diferir:



Fotografía 10.6.- Detalle de nichos bacterianos y fúngicos sobre la superficie de agregado suelo L con 140 t ha⁻¹ de co-compost tras 45 días de incubación (mediante VPSEM).

La *zona de concavidad total* (0.5- \approx 50 μm) muestra un fuerte incremento en el porcentaje de área ocupada tras la incubación con co-compost, el incremento es continuo durante los 90 días. La causa de este incremento es un sustancial aumento del tamaño medio de los poros puesto que el número de poros se verá sensiblemente reducido. Dentro de este rango, los poros entre 30 y \approx 50 μm (*zona de concavidad*) manifiestan el mayor incremento en la microporosidad de los suelos enmendados, llegando a alcanzar el porcentaje de área ocupada hasta el +320% a los 90 días (respecto al suelo nativo incubado). El incremento en el número de poros y aumento en el tamaño de los mismos serán los responsables. Estos poros (30- \approx 50 μm) representan microsítios de almacenamiento y permite el establecimiento de numerosos biohábitats (Fotografía 10.6).

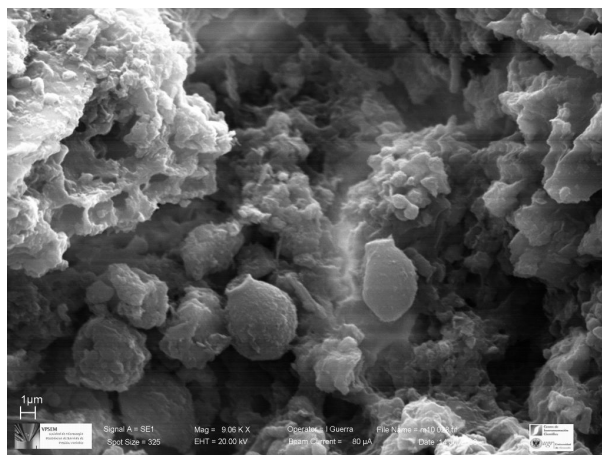
Fotografía original	3	2	1
Porosidad	6	5	4
Zona de concavidad con cavidad	9	8	7
	Con compost 35°C 90 días	Con compost 35°C 45 días	Sin compost 35°C 90 días

Fotografía 10.7.- Fotografías, medidas de porosidad y zona de concavidad de la superficie de agregados grandes del suelo L en distintas condiciones de incubación.

La enmienda de compost origina un incremento de *la porosidad entre 0.5 y 30 μm* , especialmente de los poros entre *10 y 30 μm* . Estos datos quedan patentes, principalmente a los 45 días, en un incremento del porcentaje de área ocupada. Transcurridos 90 días se observa cierta pérdida de la porosidad, posiblemente debido a cierto proceso de degradación, pese a ello, el porcentaje de área ocupada por los poros tras los 90 días post-enmienda es muy superior respecto al suelo nativo incubado (+125.3%), principalmente debido al incremento en el número de poros, puesto que su tamaño solo se incrementa ligeramente.

Los *poros entre 1-10 μm* constituyen la fracción más numerosa en cuanto a número de poros y porcentaje de área ocupada. La enmienda de co-compost origina un descenso en el porcentaje de área ocupada por estos poros, fundamentalmente debido a una disminución en su número, puesto que su tamaño (área media, perímetro, feret) se verá sensiblemente incrementado tras la enmienda del co-compost. El análisis de componentes principales (Tabla 10.18) muestra la relación positiva existente entre el incremento en el tamaño de los poros entre 1-10 μm y el incremento en el número y el porcentaje de área ocupada por los poros entre 10-30 μm (componente 1), esto indica que estos poros más pequeños (1-10 μm), al aumentar de tamaño con la enmienda, pasen a cuantificarse como poros de tamaño superior (10-30 μm), lo que explicaría su descenso en número y sustancial aumento en el número de poros de tamaño superior

En cuanto a los *poros situados entre 0.5 y 1 μm* , la enmienda de co-compost y posterior incubación van disminuir su número y porcentaje, manteniendo su tamaño (área media). Estos poros cumplen una función de almacenaje de productos como nutrientes y agua, la microbiota no puede vivir en ellos puesto que posee un tamaño superior (Fotografía 10.8). La disminución de estos poros puede ser fruto de defectos propios del método, posiblemente debido al efecto de apantallamiento al que someten los poros de mayor tamaño a estos poros más pequeños. El componente 2 del análisis factorial así lo confirma (Tabla 10.18). Sin embargo, esto no quiere decir que disminuya esta microporosidad, hemos de tener en cuenta que las superficies internas de los poros de mayor tamaño se encuentran constituidas por microporos más pequeños que no son cuantificados por este método (Fotografía 10.8).



Fotografía 10.8.- Detalle de la superficie interna de un microporo de entre 30-40 μm donde se observan esporas de hongos y numerosos submicroporos internos. Suelo L con 140 t ha^{-1} de co-compost incubado 45 días a 35°C (foto obtenida mediante VPSEM)

En relación a la circularidad de los microporos, la enmienda de co-compost promueve una mayor circularidad de los poros, siendo el efecto más sensible en los poros situados entre 0.5 μm y 10 μm , mientras las alteraciones de la circularidad es menor en los poros de mayor tamaño (10 y 50 μm). Similares resultados fueron descritos por Pagliai y Antisari (1993) y Sort y Alcaníz (1999a).

Finalmente, destacar que la enmienda de co-compost origina una redistribución más homogénea de los distintos rangos de porosidad (Gráfico 10.4), existiendo máxima homogeneidad entre las fracciones de 1-10 μm y 10-30 μm a los 45 días (color gris), aunque también a los 90 días (color negro) existe mayor homogeneidad respecto al suelo nativo incubado (blanco). Según Kay y Angers (2002), un reparto equilibrado entre los distintos rangos de porosidad origina un aumento de la capacidad de retención del agua, de la capacidad de campo, del punto de marchitamiento permanente y del agua útil para el consumo de plantas.

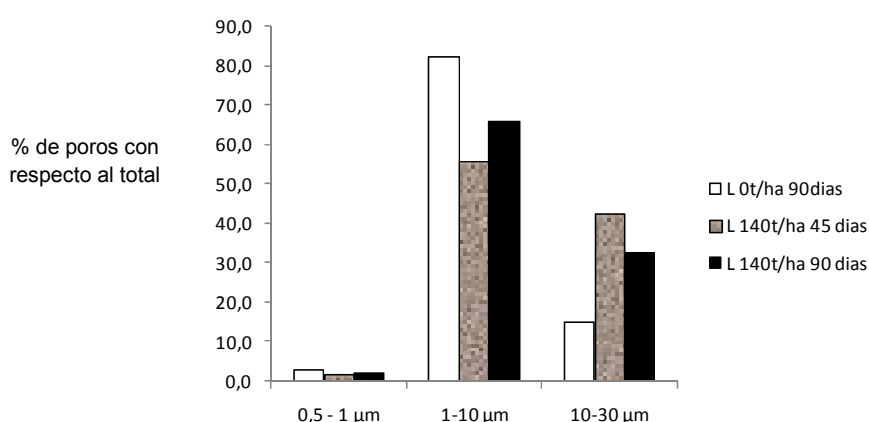


Gráfico 10.4.- Porcentaje de poros en cada fracción de poros.

10.4.4.- Valoración del experimento en microcosmos

El **tiempo** de incubación del suelo en los microcosmos edáficos induce una disminución del tamaño de todos los agregados (grandes, medianos y pequeños), y de la microporosidad situada entre 50 y 0.5 μm . Los microporos entre las 10-50 μm son los más afectados, debido a la disminución tanto del tamaño como de su número. Existe un cúmulo de circunstancias que explican esta degradación: los periodos de secado-humectación, la cantidad y tipo de arcilla del suelo estudiado (esmectita, con gran capacidad de hinchamiento), la temperatura del ensayo que favorece la degradación del carbono orgánico cementante, etc.

La enmienda de **co-compost** (140 t ha^{-1}) conlleva una modificación sustancial en los agregados y en la microporosidad:

- En relación a los agregados, la enmienda de co-compost origina durante la experiencia en microcosmos dos etapas bien diferenciadas. En la primera etapa (0-45 días) se produce el incremento del tamaño de los agregados en el suelo enmendado (área media, perímetro y diámetro feret). Sin embargo, este incremento es transitorio. En la segunda etapa (45-90 días) se observa una degradación de los agregados edáficos del suelo enmendado, llegando a ser su tamaño final inferior al

de los suelos nativos. El consumo de materia orgánica, los periodos secado-humectación, el tipo y cantidad de arcilla, y el aporte de sales por parte del co-compost pudieran motivar la rotura o remodelación de los agregados.

La enmienda de co-compost supone, también, un considerable incremento en el porcentaje de agregados pequeños; su origen parece ser tanto la rotura-remodelación de agregados de mayor tamaño como la generación de nuevos agregados a partir de partículas de menor tamaño.

La enmienda con co-compost promueve también una mayor circularidad de los agregados pequeños, algo que no ocurre en los agregados mayores donde la circularidad parece estar asociada a los carbonatos (Figura 11.1 en capítulos posteriores).

- En relación a la microporosidad, la enmienda de co-compost origina un aumento en el tamaño y en el número de poros situados entre 50 y 10 μm , lo que repercute directamente en un sustancial aumento del porcentaje de área ocupada por estos poros. Los poros situados entre 1-10 μm muestran del mismo modo un incremento de tamaño, sin embargo se observa un descenso en su número y en el porcentaje de área ocupada, presumiblemente debido a que el crecimiento en tamaño origina que pasen a cuantificarse mayoritariamente como poros de rango superior. El aumento de la microporosidad afecta principalmente a los poros situados entre 30-50 μm .

La enmienda de co-compost supone un incremento de la circularidad de los microporos más pequeños (0.5 y 10 μm), mientras que los microporos de mayor entidad (10 y 50 μm) no modifican en demasía su circularidad con la enmienda. Finalmente destacar que existe una distribución más homogénea entre los distintos rangos de microporosidad, lo que debe repercutir en una mejora general de las propiedades edáficas.

11.- Estadística general

11.1.- Relaciones entre los diversos tipos de parámetros edáficos estudiados.

Como parte final del presente trabajo, se estudiaron las correlaciones de *Pearson* entre los distintos parámetros edáficos y se realizó un análisis de componentes principales que engloba a todos los parámetros.

11.1.1.- Análisis de correlaciones

○ *Parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos y metales pesados asimilables.*

En el Anexo 11.1 se recogen las correlaciones de *Pearson* entre los parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos y los metales pesados asimilables. A primera vista apreciamos una correlación positiva entre los metales pesados asimilables Zn, Mo y Cd, la materia orgánica y la conductividad eléctrica; la presencia de estos metales pesados en el co-compost podría justificar esta correlación (Tabla 11.1). El carbonato equivalente muestra una fuerte correlación positiva con el Ba asimilable, por hallarse este elemento en mayor cantidad en los suelos carbonatados, el bajo contenido de materia orgánica de estos suelos puede ser la causa (recordemos su elevado ratio total/asimilable en el co-compost). Por el contrario, los elementos Cd y Mn asimilables muestra una relación negativa con la presencia de carbonatos, similar tendencia fue descrita por Rajaie *et al.* (2006) para el Cd, e indica una posible captación o fijación del Cd y del Mn por los carbonatos (Tabla 11.1). Por último, se observa una alta correlación entre los parámetros

de color (A, B, C y H) y el Cu y Pb asimilables, estos elementos asimilables podrían intervenir directa o indirectamente en la coloración edáfica o estar asociados a una tipología de suelos (por ejemplo Cu elevado en los suelos de olivar...) (Tabla 11.1). Finalmente, destacar, aunque no significativa, la relación negativa entre la capacidad de intercambio catiónico y el As y Sb asimilables, posiblemente por la retención de estos metales en la fase de intercambio (Anexo 11.1)

Parámetro físico, químico o fisicoquímico	Metal pesado asimilable	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Materia orgánica	Zn	0.839	0.000	70.33	0.484	MO = 1.44 + 0.3 x Zn
	Mo	0.725	0.000	52.68	0.611	MO = 1.71 + 29.68 x Mo
	Cd	0.748	0.000	55.96	0.589	MO = 1.39 + 24.16 x Cd
Carbonato equivalente	Ba	0.888	0.000	78.91	0.355	CO ₃ ²⁻ = 14.62 + 6.99 x Ba
	Cd	-0.765	0.000	58.64	7.499	CO ₃ ²⁻ = 38.2 - 324.5 x Cd
	Mn	-0.689	0.000	47.49	8.450	CO ₃ ²⁻ = 57.07 - 3.61 x Mn
Colores	Par. B	0.947	0.000	89.78	1.318	Par. B = 10.77 + 0.39 x Cu
	Par. C	0.937	0.000	87.95	1.779	Par C = 10.50 + 0.48 x Cu
	Par. A	0.810	0.000	65.63	2.286	Par. A = -1.32 + 0.96 x Pb
	Par. H	-0.811	0.000	65.79	4.534	Par. H = 87.96 - 1.92 x Pb

Tabla 11.1- Correlaciones más significativas entre parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos y metales pesados asimilables.

o *Parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos y fracciones de la materia orgánica.*

Parámetro físico, químico o fisicoquímico	Fracción materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal	
Materia orgánica	AH	0.792	0.000	62.84	0.568	MO = 1.03 + 6.32 x AH	
	AF	0.834	0.000	69.58	0.514	MO = 1.34 + 6.62 x AF	
	HNE	0.927	0.000	86.07	0.347	MO = -0.18 + 3.11 x HNE	
Nitrógeno	AH	0.796	0.000	63.46	0.051	N = 0.05 + 0.58 x AH	
	AF	0.767	0.000	58.78	0.055	N = 0.09 + 0.56 x AF	
	HNE	0.863	0.000	74.57	0.043	N = -0.04 + 0.27 x HNE	
Colores	Par. A	E ⁴	0.798	0.000	63.74	2.628	Par. A = -14.0 + 22.6 x E ⁴
		A ⁶¹⁷	0.793	0.000	62.78	2.662	Par. A = -3.7 + 72.5 x A ⁶¹⁷
	Par. B	A ⁵²⁸	0.827	0.000	68.44	2.443	Par. B = -2.9 + 217.8 x A ⁵²⁸
		A ⁶¹⁷	0.879	0.000	77.35	2.069	Par. B = 6.5 + 80.1 x A ⁶¹⁷
	Par. C	A ⁵²⁸	0.820	0.000	67.35	3.160	Par. C = -6.9 + 274.8 x A ⁵²⁸
		A ⁶¹⁷	0.866	0.000	75.09	2.759	Par. C = 5.1 + 100.4 x A ⁶¹⁷
	Par. H	E ⁴	-0.791	0.000	62.70	5.147	Par. H = 111.7 - 43.3 x E ⁴

Tabla 11.2.- Algunas correlaciones más significativas entre parámetros fisicoquímicos y fracciones de la materia orgánica.

En el Anexo 11.2 se recogen los coeficientes de correlación de *Pearson* entre las variables físicas, químicas o fisicoquímicas y las distintas fracciones de la materia

orgánica. En primer lugar se observa una correlación positiva de las fracciones ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, lípidos libres, humina no extraíble y humina extraíble con la materia orgánica y el nitrógeno; presumiblemente, todos estos parámetros tienen como nexo común del co-compost (Tabla 11.2). Las propiedades cualitativas de los ácidos húmicos (E⁴, E⁶ y dihidroxiperilenquinonas) se encuentran altamente correlacionadas con los parámetros de coloración de los suelos (Tabla 11.2), esto indica que la coloración edáfica parece ser reflejo de los caracteres cromóforos de los ácidos húmicos presentes.

○ *Parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos y actividad biológica.*

En general, podemos hablar de una baja correlación entre la actividad enzimática y los parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos (Anexo 11.3). Sin embargo, vamos a destacar algunas correlaciones que, aunque bajas, son llamativas (Tabla 11.3): La actividad deshidrogenasa esta correlacionada positivamente con el contenido en materia orgánica, serán, por tanto, los suelos relativamente más ricos en materia orgánica (suelos K y N) y los suelos enmendados (aunque este efecto no es tan rotundo) los que presenten mayor actividad. La actividad fosfatasa ácida y las unidades formadoras de colonias bacterianas (UFC) se asocian positivamente con la cantidad de agua útil y al sodio y el magnesio de cambio, esto indica cierta asociación a los suelos de la costa de Granada (mayor cantidad de agua útil y de sodio y magnesio de cambio), sin embargo no podemos descartar la posible inhibición por Cu asimilable en los suelos de olivar de Jaén, como veremos más adelante. La arilsulfatasa y la fosfatasa ácida muestran cierta relación positiva con la presencia de fósforo asimilable, siendo en el caso de la fosfatasa una relación predecible, pero en sentido inverso al indicado por Criquet y Braud (2008).

Parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos	Actividad biológica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Materia orgánica	Deshidrogenasa	0.450	0.000	20.31	0.776	MO = 1.96 + 0.05 x DSH
	Fosfatasa acida	0.630	0.000	39.73	0.492	AU = 1.99 + 0.07 x F.A.
Agua útil	UFC	0.533	0.000	28.48	0.536	AU = 2.38 + 7.2E ⁻¹² x UFC
	Fosfatasa acida	0.578	0.000	33.43	2.166	Mg = 2.95 + 0.28 x F.A.
Magnesio de cambio	UFC	0.465	0.000	21.63	2.350	Mg = 4.51 + 2.6E ⁻¹¹ x UFC
	Fosfatasa acida	0.667	0.000	44.60	0.281	Na = 0.16 + 0.05 x F.A.
Sodio de cambio	Arilsulfatasa	0.505	0.000	25.56	39.482	P = 22.27 + 9.32 x Aril.
	Fosfatasa acida	0.436	0.000	19.03	41.176	P = 18.51 + 3.74 x F.A.

Tabla 11.3.- Algunas correlaciones, poco significativas pero interesantes, entre parámetros fisicoquímicos y actividades biológicas.

○ *Fracciones de la materia orgánica y metales pesados asimilables.*

Como hemos indicado más arriba, los metales pesados asimilables Zn, Mo y Cd están correlacionados positivamente con la enmienda de co-compost, sin embargo, cada uno de los elementos asimilables muestra mayor apetencia con determinadas fracciones de la materia orgánica (Anexo 11.4). El Zn asimilable se correlaciona con la humina no extraíble, el Cd asimilable se correlaciona con la humina extraíble y el Mo asimilable se correlaciona con ambas huminas (Tabla 11.4).

Fracción materia orgánica	Metal pesado asimilable	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Humina no extr.	Zn	0.823	0.000	67.89	0.157	HNE = 0.56 + 0.08 x Zn
	Mo	0.738	0.000	54.56	0.186	HNE = 0.62 + 8.03 x Mo
Humina extraíble	Cd	0.805	0.000	64.86	0.024	HE = 0.12 + 1.18 x Cd
	Mo	0.765	0.000	58.53	0.036	HE = 0.14 + 1.24 x Mo
Ácidos húmicos	Se	-0.709	0.000	50.32	0.082	AH = 0.38 - 4.17 x Se
	Ba	-0.703	0.000	49.50	0.082	AH = 0.30 - 0.05 x Ba
DHPQ	Cu	0.888	0.000	78.97	0.021	A ⁶¹⁷ = 0.068 + 0.004 x Cu
	Sb	-0.726	0.000	58.12	0.018	A ⁵⁷⁰ = 0.10 - 4.60 x Sb
E ⁴	Pb	0.818	0.000	66.99	0.088	E ⁴ = 0.60 + 0.03 x Pb
E ⁶		0.857	0.000	73.51	0.022	E ⁶ = 0.10 + 0.01 x Pb

Tabla 11.4.- Algunas correlaciones más significativas entre fracciones de la materia orgánica y metales pesados asimilables.

Observamos, que Se y Ba asimilables se correlacionan negativamente con los ácidos húmicos, esta relación podría indicar cierta fijación de estos metales pesados por los ácidos húmicos (Tabla 11.4), aunque no encontramos referencias al respecto. El Cu asimilable muestra una alta correlación positiva con las dihidroxiperilenquinonas, indicando que quizás este metal pesado fomente su síntesis, no obstante, debemos considerar que los suelos de olivar, relativamente más ricos en cobre, poseen comparativamente mayor cantidad de este tipo de ácidos húmicos; por el contrario, el Sb asimilable también podría inhibir la síntesis de estas dihidroxiperilenquinonas, si bien el Sb, frente al Cu, es minoritario en los suelos de olivar (Tabla 11.4). El Pb asimilable se relaciona positivamente con la maduración de los ácidos húmicos (E⁴ y E⁶), el hecho de encontrar mayores niveles de Pb asimilable en los suelos K y M, de relativa mayor madurez podría condicionar esta correlación (Tabla 11.4).

○ *Actividad biológica y metales pesados asimilables.*

La actividad deshidrogenada, la fosfatasa básica y la arilsulfatasa no se encuentran relacionadas significativamente con ningún metal pesado asimilable (Anexo 11.5).

Actividad biológica	Metal pesado asimilable	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
UFC	Cu	-0.587	0.000	34.44	3.7E ¹⁰	UFC = 6.5E ¹⁰ - 2.7E ⁹ x Cu
	Mo	0.542	0.000	29.42	3.9E ¹⁰	UFC = 2.5E ⁹ + 1.1E ¹² x Mo
	Cd	0.550	0.000	30.29	3.9E ¹⁰	UFC = -1.0E ¹⁰ + 9.4E ¹¹ x Cd
	Sb	0.598	0.000	35.87	3.7E ¹⁰	UFC = -1.9E ¹⁰ + 6.1E ¹² x Sb
Fosfatasa ácida	Cu	-0.489	0.000	23.99	4.64	FA = 11.52 - 0.26 x Cu
	Sb	0.571	0.000	32.60	4.37	FA = 2.70 + 660.8 x Sb

Tabla 11.5.- Correlaciones poco significativas, pero interesantes entre actividad biológica y metales pesados asimilables.

En relación a los metales más tóxicos (Cu y Cd) descritos por Effron *et al.* (2004): Las UFC y actividad fosfatasa ácida muestran cierta relación negativa con la presencia de Cu asimilable (suelos de olivar), pudiendo tratarse de una inhibición manifiesta. Por el contrario, la presencia de Cd, Mo y Sb parece no afectar o incluso estimular a ambas

propiedades biológicas, aunque no podemos descartar que estos elementos son mayoritarios en los suelos de la costa de Granada (Tabla 11.5).

o *Actividad biológica y fracciones de la materia orgánica.*

En el Anexo 11.6 vienen recogidas todas las correlaciones entre las actividades enzimáticas y las fracciones de la materia orgánica. La actividad deshidrogenasa se halla correlacionada con la presencia de ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, es decir, se asocia, como ya hemos indicado anteriormente, a la presencia de materia orgánica en el suelo (Tabla 11.6). La fosfatasa ácida está relacionada negativamente con la presencia de algunas dihidroxiperilenquinonas, pudiendo ocurrir ciertos fenómenos de degradación (Tabla 11.6). La arilsulfatasa está correlacionada positivamente con la E⁶ (maduración de ácidos húmicos) y mientras que la actividad rodanasa también está ligada a la madurez de ácidos húmicos (E⁴) y además, al incremento de las dihidroxiperilenquinonas y a la pérdida de la materia orgánica libre (Tabla 11.6). Finalmente las unidades formadoras de colonias muestran una relación negativa (posible degradación) con las dihidroxiperilenquinonas (Tabla 11.6).

Actividad biológica	Fracción materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Deshidrogenasa	AH	0.587	0.016	39.56	6.338	DSH = 3.05 + 39.35 x AH
	AF	0.700	0.002	49.02	5.594	DSH = 3.47 + 56.96 x AF
	COT	0.579	0.019	33.51	6.389	DSH = -1.40 + 9.70 x COT
Fosfatasa ácida	A ⁵⁷⁰	-0.631	0.009	39.82	3.629	FA = 15.92 - 101.94 x A ⁵⁷⁰
Arilsulfatasa	E ⁶	0.551	0.026	30.43	2.035	Aril. = -2.58 + 34.91 x E ⁶
	E ⁴	0.675	0.004	45.68	27.40	Rod. = -102.4 + 228.7 x E ⁴
Rodanasa	DHPQ	0.756	0.000	57.13	24.349	Rod. = -110.3 + 2255 x A ⁵²⁸
	MOL	-0.585	0.017	34.27	30.15	Rod. = 107.3 - 2463.2 x MOL
UFC	DHPQ	-0.691	0.003	47.85	3.28E ¹⁰	UFC = 2.4E ¹¹ - 2.5E ¹² x A ⁵²⁸

Tabla 11.6.- Correlaciones más significativas entre actividad biológica y metales pesados asimilables.

11.1.2.- Análisis componentes principales

Tres componentes son capaces de explicar el 74% de la varianza total (Tabla 11.7). El componente 1 consigue explicar el 32% de la varianza, este componente se puede definir como *co-compost-edáfico* puesto que agrupa en el lado positivo las variables propias de los suelos ricos y de los suelos enmendados (en general): nitrógeno, materia orgánica, conductividad eléctrica, metales pesados asimilables (Mn, Zn, Mo, As, Cd y Sb), fracciones de la materia orgánica y la actividad deshidrogenasa, mientras que en el lado negativo recoge las variables que se asocian a los suelos más pobres en nutrientes, sin enmienda, el carbonato cálcico (elevado), el pH (básico), el punto de marchitamiento (elevado), mayor claridad (parámetro L) y Ba y Se (liberados de la materia orgánica).

Variables		Componente		
		1	2	3
Parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos	Nitrógeno	0.939		
	Fosforo			
	Materia orgánica	0.914		
	Ratio C/N	-0.627		
	Carbonato equiv.	-0.675		-0.688
	pH	-0.663		
	pH (KCl)			0.824
	Conductividad eléctrica	0.621		
	Capacidad de campo			
	Punto de marchitamiento	-0.645		-0.707
	Agua útil			0.845
	Na ⁺ de cambio		-0.613	
	K ⁺ de cambio			-0.855
	Ca ⁺⁺ de cambio	-0.635		
	Mg ⁺⁺ de cambio		-0.766	
Suma de bases	-0.656			
CIC			-0.600	
Volumen lixiviados			-0.818	
Colores	Parámetro L	-0.686		
	Parámetro A		0.969	
	Parámetro B		0.983	
	Parámetro C		0.985	
	Parámetro H		-0.934	
Metales pesados asimilables	Se	-0.737		
	Cr			
	Co		0.719	
	Ni			-0.714
	Cu		0.957	
	Ba	-0.788		
	Mn	0.705		
	Zn	0.908		
	Mo	0.783		
	As	0.672		
	Cd	0.886		
	Sb	0.693	-0.626	
	Pb		0.762	
V			-0.953	
Fracciones de la materia orgánica	Ácidos húmicos	0.896		
	Ácidos fúlvicos	0.724		
	Materia orgánica libre			
	Lípidos libres	0.630		
	Carbono orgánico total	0.977		
	Humina no extraíble	0.939		
	Humina extraíble	0.736		
	Ratio AH/AF			
	Ratio E ⁴ /E ⁶			-0.864
	E ⁴		0.689	
	E ⁶			0.753
	A ⁵²⁶		0.778	
	A ⁵⁷⁰		0.636	
A ⁶¹⁷		0.806		
Parámetros biológicos	Deshidrogenasa	0.621		
	Fosfatasa acida			
	Fosfatasa básica			
	Ariulfatasa			0.711
	Rodanasa		0.882	
	UFC			
Autovalores		17.97	13.38	10.13
% de la varianza		32.09	23.90	18.09
Varianza total		74.09		

Tabla 11.7.- Análisis de componentes principales. Método con rotación Varimax. En blanco no significativos ($\pm 0,600$).

El componente 2 explica 24% de la varianza; puede ser definido como parámetro de coloración edáfica puesto que agrupa principalmente a los parámetros de color, los cuales se correlacionan con los caracteres cualitativos de los ácidos húmicos como E⁴, E⁶ y las dihidroxiperilenquinonas y, también, con la actividad rodanasa; en este componente destacar la relación negativa con el Sb asimilable. El componente 3 (18%) está definido en el lado positivo por la maduración de los ácidos húmicos (E⁶), la actividad arilsulfatasa, el agua útil y el incremento de la reactividad del suelo (pH KCl); en el lado negativo se sitúa los metales pesados asimilables V y Ni, la presencia de carbonatos, la pérdida de agua en lixiviados, el punto de marchitamiento y la capacidad de intercambio catiónico. Este componente podría ser meramente edáfico. Amir *et al.* (2005) y Tejada *et al.* (2008) han descrito parecidas correlaciones negativas entre el níquel y los ácidos húmicos; además, podría haber cierta relación entre la maduración de los ácidos húmicos y la actividad arilsulfatasa.

11.1.3.- Consideraciones generales

El co-compost incorpora al suelo una serie de metales pesados totales, ya vistos en capítulos anteriores, no obstante no se observan fenómenos manifiestos de toxicidad ligados a su presencia. Tan solo el cobre (procedente de los tratamientos de olivar, Wilson y Pyatt, 2007) se correlaciona con una inhibición de la actividad fosfatasa acida y las UFC, y el antimonio asimilable podría estar relacionado con cierta inhibición de la rodanasa y/o formación de dihidroxiperilenquinonas.

Existen una serie de correlaciones que indican que ciertos metales pesados podrían ser fijados significativamente por diversos constituyentes: Cd y Mn asimilables mantienen una fuerte correlación negativa con la presencia de carbonato equivalente, lo que podría ser fruto de una fijación. Se y Ba asimilables podrían ser igualmente fijados por los ácidos húmicos y Ni y V asimilables podrían ser relativamente captados durante los procesos de maduración de los AH (E⁶).

Las propiedades cualitativas de los ácidos húmicos (E⁴, dihidroxiperilenquinonas y E⁶), están relacionadas positivamente con las actividades rodanasa y arilsulfatasa, respectivamente, y con los parámetros de coloración del suelo. El nexo de unión entre la actividad rodanasa (ligada al azufre) y las dihidroxiperilenquinonas podría estar en la formación de melaninas fúngicas derivadas del azufre, compuestos descritos por Bohn (1917). Mientras que la relación existente entre la coloración del suelo y los caracteres cromóforos de los ácidos húmicos abre un nuevo campo en el estudio del color del suelo.

11.2.- Correlaciones de la microestructura del suelo L con otros parámetros edáficos.

En el presente apartado vamos a estudiar las correlaciones de *Pearson* existentes entre los parámetros morfométricos de la microestructura del suelo L y otros parámetros edáficos estudiados en los capítulos anteriores. En las correlaciones más significativas, estudiaremos la ecuación lineal que mejor las define y trataremos de interpretar su sentido edafológico. A nivel de la microporosidad, solo hemos estudiado el gradiente de microporos, dejando sin estudiar las sumatorias de microporos.

11.2.1.- Microestructura y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.

En los Anexos 11.7 y 11.8 se muestran las correlaciones de *Pearson* entre parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos y los parámetros morfométricos medidos por SEM-IA.

o Agregados grandes (500-2000 μ m)

-*Circularidad*: Existe una fuerte correlación entre la circularidad de los agregados grandes y los datos de carbonato cálcico equivalente (Tabla 11.8), lo que parece indicar que el carbonato será el principal agente cementante de estos agregados.

-*Tamaño*: La Tabla 11.8 muestra que el tamaño de los agregados grandes es un factor importante en los parámetros de coloración; el parámetro L se correlaciona con el tamaño de los agregados, de modo que a mayor tamaño de agregado, mayor será la claridad del suelo, algo razonable si tenemos en cuenta su coloración amarilla pálido (5Y 6.5/3). Los parámetros A y H indican que un aumento del tamaño de estos agregados grandes origina una coloración más verde-amarilla, respectivamente (frente al rojo).

Parámetros morfométricos	Parámetros edáficos	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Carbonato	0.957	0.002	91.77	0.30	$\text{CO}_3^{2-} = 27.69 + 24.0 \times \text{circ.}$
	Par. L	0.855	0.029	73.12	1.03	Par. L = 63.44 + 0.0035 x feret
Tamaño	Par. A	-0.898	0.014	80.77	0.09	Par. A = 2.87 - 0.0004 x feret
	Par. H	0.814	0.048	66.33	0.43	Par. H = 79.66 + 0.0013 x feret

Tabla 11.8.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de agregados grandes y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.

o Agregados medianos (250-500 μ m)

-*Porcentaje de área ocupada y tamaño*: Tan solo los parámetros de color A y H muestran buenas correlaciones con los agregados medianos. Ambos indican, al igual que en agregados grandes un aumento de la tonalidad verde y amarilla, respectivamente (frente al rojo) con el aumento del tamaño y del porcentaje de agregados (Tabla 11.9).

Parámetros morfométricos	Parámetros edáficos	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Porcentaje	Parámetro H	0.846	0.033	71.72	0.390	Par. H = 81.10 + 0.15 x porc.
Tamaño	Parámetro A	-0.790	0.061	62.52	0.130	Par. A = 2.85 - 0.00001 x área
	Parámetro H	0.833	0.039	69.48	0.410	Par. H = 79.17 + 0.0003 x área

Tabla 11.9.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de agregados medianos y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.

o **Agregados pequeños (50-250 μ m)**

-*Circularidad*: La circularidad de los agregados pequeños está correlacionada negativamente con el pH, indicativo de que la circularidad de los agregados pequeños está presumiblemente ligada, según Nohrstedt (1985), al metabolismo microbiano (Tabla 11.10).

-*Tamaño*: En relación al tamaño, los parámetros de color siguen la misma tendencia que para los agregados de mayor tamaño (aumento de verde-amarillo con el aumento de tamaño), aunque, lógicamente, su repercusión será mucho menor que la de los agregados de mayor tamaño (Tabla 11.10).

-*Porcentaje de área ocupada*: Según Sessitch *et al.* (2001) y Bronick y Lal (2005) la fracciones más pequeñas posee un mayor contenido en carbono orgánico. Corroborando esta cita, obtenemos que la materia orgánica y, además, el fósforo y el potasio asimilables, están relacionados positivamente con porcentaje de agregados pequeños (Tabla 11.10). Los datos del color, parámetros A y H, muestran una fuerte correlación con los agregados pequeños, pero en este caso, en sentido inverso, puesto que aumenta la coloración del suelo (color rojo) cuando aumenta el porcentaje de estos agregados. En este punto vamos a hacer un inciso, observamos que las relaciones del porcentaje de agregados pequeños y el tamaño de agregados pequeños es inversa, esto es debió a que al aumentar el porcentaje, lejos de aumentar el tamaño, vamos a mantener el tamaño de agregado y aumentar su cantidad.

Parámetros	Parámetros	Coefficiente	P-	R-	Error	Ecuación lineal
Circularidad	pH	-0.794	0.058	63.20	0.19	pH = 10.767 - 5.894 x circ.
	Fosforo	0.819	0.045	67.71	16.30	P asim. = -25.5 + 7.8 x porc.
	Potasio	0.762	0.078	58.08	0.48	K ⁺ asimil. = -0.01 + 0.2 x porc.
Porcentaje	COT	0.860	0.061	74.06	0.169	COT = 0.308 + 0.083 x porc.
	Par. A	0.912	0.011	83.34	0.091	Par. A = 1.33 + 0.068 x porc.
	Par. H	-0.975	0.000	95.23	0.163	Par. H = 84.57 - 0.245 x porc.
Tamaño	COT	-0.877	0.050	76.91	0.160	COT = 2.92 - 0.00012 x área
	Par. A	-0.975	0.000	95.16	0.049	Par. A = 3.515 - 0.0001 x área
	Par. H	0.929	0.007	86.31	0.277	Par. H = 77.43 + 0.0003 x área

Tabla 11.10.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de agregados pequeños y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.

○ **Zona de concavidad de $\approx 50\text{-}30\mu\text{m}$**

-**Circularidad:** La circularidad de la zona de concavidad ($\approx 50\text{-}30\mu\text{m}$) está relacionada negativamente con la suma de bases de cambio (Tabla 11.11), el sentido de esta relación no está muy claro.

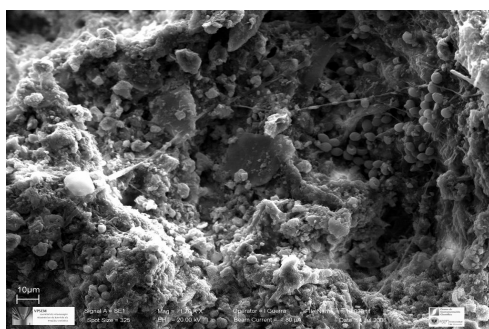
-**Porcentaje de área ocupada:** El parámetro L de color (claridad) esta correlacionado negativamente con el porcentaje de poros en la zona de concavidad ($\approx 50\text{-}30\mu\text{m}$), por tanto, este rango de poros capta luz, oscureciendo el suelo (Tabla 11.11).

-**Tamaño:** El nitrógeno, el carbono orgánico total, el fósforo asimilable y el potasio asimilable muestran correlaciones positivas con el tamaño de este rango de poros; indicativo de que a mayor cantidad de nutrientes (por ejemplo enmienda del co-compost), mayor será el tamaño de este rango de microporos (Tabla 11.11), posiblemente debido al incremento de la actividad biológica, como indica la disminución del pH (Nohrstedt, 1985) (Tabla 11.11).

El volumen de los lixiviados disminuye con el incremento de tamaño de estos poros, presumiblemente estos poros establecen numerosas grutas intra e inter-agregados de alta complejidad estructural (poca o nula circularidad, ver Tabla 10.10), que fomenta esta captación de agua (Fotografía 11.1). Estos datos, además, confirman que solo los poros superiores a las $50\ \mu\text{m}$ (no cuantificados en este caso) están relacionados con la transmisión de agua (Greenland, 1981; Rowell, 1994) (Tabla 11.11).

Parámetros morfométricos	Parámetros edáficos	Coef. correlación	P-value	R-squared (%)	Error estánd.	Ecuación lineal
Circularidad	Suma bases	-0.835	0.164	69.88	7.57	Suma bas. = $104 - 1153 \times \text{circ.}$
Porcentaje	Par. L	-0.827	0.172	68.42	1.13	Par. L = $75.9 - 0.4 \times \text{porc.}$
Tamaño	pH	-0.857	0.142	73.54	0.18	pH = $11.38 - 0.04 \times \text{feret}$
	Nitrógeno	0.930	0.069	86.63	0.02	N = $-0.55 + 0.007 \times \text{feret}$
	COT	0.898	0.289	80.76	0.18	COT = $-2.51 + 0.003 \times \text{per.}$
	P asim.	0.808	0.191	65.32	20.78	P asim. = $-84.21 + 0.6 \times \text{área}$
	K asim.	0.850	0.149	72.26	0.15	K ⁺ as. = $-0.67 + 0.0005 \times \text{área}$
	Vol. Lix.	-0.859	0.342	73.81	43.57	Vol. Lix. = $746.4 - 6.5 \times \text{feret}$

Tabla 11.11.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de zona de concavidad de $\approx 50\text{-}30\mu\text{m}$ y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.



Fotografía 11.1.- Detalle de la superficie de un agregado tras la incorporación de $140\ \text{t ha}^{-1}$ de co-compost y la incubación a 35°C durante 45 días. VPSEM.

o **Poros entre 30-10µm**

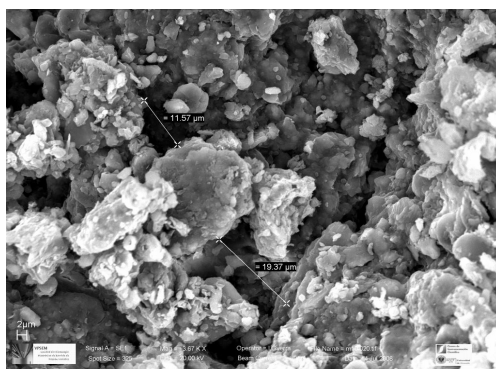
-**Circularidad:** Cuanto mayor es la circularidad de los poros entre 10-30 µm (Tabla 11.12), mayor será el cociente C/N, posiblemente debido a una mayor actividad biológica que consume principalmente nitrógeno; a esto hemos de añadir la liberación de hidrogeniones ácidos (pH KCl). El volumen de lixiviados se incrementa con la circularidad de estos microporos (Tabla 11.12); los poros más redondeados ofrecen menos superficie de contacto con el agua y podrían actuar como poros de mayor entidad, lo que facilitaría la lixiviación del agua.

-**Porcentaje área ocupada:** El porcentaje de área ocupada por estos poros tiene correlación negativa con las bases de cambio, desconocemos su sentido, y con el volumen de lixiviados, algo que indica que estos microporos actúan como un reservorio de agua (Tabla 11.12), algo normal si tenemos en cuenta la bibliografía al respecto (Rowell, 1994 y Gutiérrez-Rave, 2007).

-**Tamaño:** El aumento de tamaño de este rango de poros lleva asociado una disminución del cociente C/N, de las bases de cambio (especialmente Ca y Mg) y de la capacidad de intercambio catiónico y un aumento del pH (KCl), todos estos parámetros indican cierta estabilización o almacenamiento de los constituyentes (Fotografía 11.2). El volumen del lixiviado muestra correlación negativa el aumento de tamaño de los microporos entre 10-30 µm, que indica almacenamiento de agua (Tabla 11.12).

Parámetros morfométr.	Parámetros edáficos	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estánd.	Ecuación lineal
Circularidad	C/N	0.805	0.194	64.87	2.13	C/N = -0.81 + 100.22 x circularidad
	pH (KCl)	-0.871	0.128	75.99	0.17	pH (KCl) = 8.98 – 10.59 x circularidad
	Vol. Lixiviados	0.996	0.056	99.20	7.58	Vol. lixiviados = -650 + 5194 x circ.
Porcentaje	Bases cambio	-0.933	0.069	87.07	4.96	Bases cambio = 86.90 – 6.42 x porc.
	Vol. lixiviados	-0.908	0.275	82.47	35.64	Vol. lixiviados = 244.02 – 47.75 x porc.
Tamaño	C/N	-0.861	0.138	74.23	1.82	C/N = 23.24 – 0.05 x área media
	pH(KCl)	0.845	0.154	71.54	0.18	pH(KCl) = 6.53 + 0.006 x perímetro
	Bases cambio	-0.954	0.046	91.01	4.13	Bases cambio = 110.93 – 0.23 x área
	Vol. lixiviados	-0.998	0.037	99.64	5.05	Vol. lixiviados = 536.3 – 3.15 x per.
	CIC	-0.909	0.090	82.69	3.82	CIC = 130.14 – 1.05 x feret

Tabla 11.12.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de media de poros entre 10 y 30µm y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.



Fotografía 11.2.- Detalle de la superficie de un agregado grande tras la incorporación de 140 t ha⁻¹ de co-compost y la incubación a 35°C durante 45 días. VPSEM.

○ **Poros entre 10 y 1 μm**

-Circularidad: La circularidad de los poros entre las 1-10 μm esta correlacionada negativamente con el pH (KCl), reflejo de una caída del pH (no mostrado) por la posible actividad biológica (Nohrstedt, 1985). Los parámetros de coloración A y H muestran buenas correlaciones con la circularidad de estos poros, el aumento de la circularidad se asocia a un aumento de la coloración (roja) del suelo (Tabla 11.13).

Parámetros morfométricos	Parámetros edáficos	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	pH (KCl)	-0.914	0.085	83.67	0.14	pH (KCl) = 13.68 – 12.74 x circ.
	Parámetro A	0.855	0.144	73.16	0.13	Par. A = -2.5 + 8.8 x circ.
	Parámetro H	-0.893	0.106	79.84	0.42	Par. H= 99.2 – 33.3 x circ.
Porcentaje	Fosf. Asimilable	-0.961	0.038	92.44	9.70	P asimilable = 241 – 45 x porc.
	K asimilable	-0.912	0.087	83.3	0.11	K ⁺ asimilable = 3.33- 0.35 x porc.
	MO	-0.936	0.063	87.71	0.22	MO= 5.5 – 0.8 x porc.
	Carbonato	0.984	0.015	96.85	0.23	CO ₃ ²⁻ = 34.2 – 1.7 x porc.
	pH	0.898	0.106	79.89	0.16	pH = 5.7 + 0.4 x porcentaje
	pH (KCl)	0.878	0.122	77.09	0.16	pH (KCl) = 5.5 + 0.4 x porcentaje
	Cond. Eléctrica	-0.967	0.032	93.54	0.58	CE = 16.3 – 2.9 x porcentaje
	Parámetro H	0.887	0.112	78.72	0.43	Par. H = 77.7 + 1.12 x porc.
Tamaño	pH (KCl)	0.857	0.142	73.53	0.18	pH (KCl) = 2.77 + 0.40 x perímetro
	Suma bases	-0.912	0.087	83.18	5.65	Suma bases = 228.7 – 30.2 x área
	Vol. Lixiviados	-0.971	0.151	94.44	20.07	Vol. lixiviados = 2401 – 197 x per.
	CIC	-0.937	0.062	87.86	3.20	CIC = 142.1 – 20.68 x área media

Tabla 11.13.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de media de poros entre 1 y 10 μm y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.

-Porcentaje de área ocupada: La correlación entre los nutrientes (fosforo asimilable, potasio asimilable, materia orgánica y nitrógeno, no mostrado) y conductividad eléctrica con el porcentaje de área ocupada por los microporos entre 1-10 μm (Tabla 11.13) es negativa, mientras que existe un relación positiva con el carbonato equivalente, pH y del pH (KCl). La explicación más plausible es, como ya hemos visto en capítulos anteriores, un aumento de la actividad ligado al consumo de nutrientes, incrementa el tamaño de

estos poros, por lo que desciende su porcentaje. La amarillez del suelo (parámetro H) tiende a incrementarse con el porcentaje de área ocupada (Tabla 11.13).

-Tamaño: De modo similar a lo que ocurre con el porcentaje de área ocupada, la correlación del tamaño de estos poros es negativa con las bases de cambio (sobre todo calcio y magnesio) y con la capacidad de intercambio catiónico y positiva con el pH (KCl). Esta fracción de poros constituyen un almacén de agua puesto que el volumen de lixiviados está relacionado negativamente con este tamaño de poro (Tabla 11.13).

o **Poros entre 0.5 y 1µm**

Este rango de poros es poco susceptible de ser habitado por microorganismos (Fotografía 10.4 en capítulos anteriores).

-Circularidad: El cociente C/N muestra una correlación positiva con la circularidad de este rango de microporos, por descenso del nitrógeno; también se asocia positivamente al agua útil, capacidad de campo y al punto de marchitamiento. Por lo tanto, a mayor circularidad de estos poros existe mayor agua disponible y mayor consumo de nitrógeno, posiblemente una mayor circularidad posibilite la actuación microbiológica, que estaría restringida en los microporos más irregulares. Los parámetros de color indican que la circularidad de estos poros se asocia negativamente al parámetro L y A de color, haciendo el suelo más oscuro y coloreado (rojo), respectivamente (Tabla 11.14).

Parámetros morfométricos	Parámetros edáficos	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	C/N	0.941	0.058	88.63	1.21	C/N = -73 + 128 x circularidad
	pF 33 kPa	0.921	0.078	84.98	1.34	pF 1/3 atm = -50 + 120 x circ.
	pF 1500 kPa	0.829	0.170	68.75	0.53	Pf 15 atm = -3 + 30 x circularidad
	Agua Útil	0.909	0.090	82.70	0.14	AU = -5.9 + 11.6 x circularidad
	Par. L	-0.845	0.154	71.48	1.07	Par. L = 117 - 64 x circularidad
	Par. A	0.912	0.087	83.21	0.10	Par. A = -4 + 9 x circularidad
Porcentaje	Fosf. asimilabl	-0.869	0.130	75.55	17.44	P asimilable = 142 - 733 x porc.
	Cond. eléctrica	-0.850	0.149	72.34	1.21	CE = 9 - 47 x porcentaje
	Carbonato	0.887	0.112	78.83	0.60	CO ₃ ²⁻ = 38 + 27 x porcentaje
	pH (KCl)	0.934	0.065	87.30	0.12	pH (KCl) = 6.2 + 7.8 x porcentaje
	Par. A	-0.808	0.191	65.31	0.15	Par. A = 2.5 - 5.0 x porcentaje
	Par. H	0.922	0.077	85.13	0.36	Par. H = 79 + 20 x porcentaje
Tamaño	Par. L	0.941	0.058	88.69	0.67	Par. L = 1.44 + 20.35 x perímetro
	Par. A	-0.921	0.078	84.93	0.10	Par. A = 10.8 - 2.5 x perímetro
	COT	-0.998	0.039	99.61	0.02	COT = 13 - 3 x perímetro

Tabla 11.14.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de media de poros entre 0.5 y 1µm y parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos.

-Porcentaje de área ocupada: El porcentaje de área de estos microporos muestra clara correlación negativa con el fosforo asimilable, algunas bases de cambio (no mostrado) y conductividad eléctrica, estos poros pueden constituir un lugar de almacenaje que difícil acceso (Rowell, 1994 y Gutiérrez-Rave, 2007), principalmente de los compuestos solubles. Por el contrario, los niveles de carbonato equivalente y el pH (KCl) muestran una relación positiva con incremento en el porcentaje de estos poros. Existe un

aumento de la coloración clara (verde-amarillo) con el incremento en el porcentaje de estos poros (parámetros A y H, respectivamente) (Tabla 11.14).

-*Tamaño*: A mayor tamaño de estos microporos, el suelo mostrara una tonalidad más clara (parámetros A y L) (Tabla 11.14), lo que indica que estos poros no parecen captar luz. La materia orgánica disminuye con el aumento de tamaño, por situarse aquí el límite del posible consumo microbiano (Tabla 11.14).

11.2.2.- Microestructura y metales pesados

En los Anexos 11.9 y 11.10 se recogen todos los coeficientes de correlación de *Pearson*; a continuación mostramos las correlaciones más significativas.

o Agregados grandes (500-2000µm) y agregados pequeños (50-250µm)

El Cu, Sb, Sb y Pb asimilable tienen una alta correlación negativa con el incremento del tamaño de los agregados (grandes o pequeños) y es positiva con el porcentaje de área ocupada por los agregados pequeños. Por lo tanto, posiblemente los agregados pequeños aumenten la disponibilidad de los elementos o bien porque en estos agregados pequeños queden mayoritariamente unidos estos metales pesados (junto a la materia orgánica) (Tabla 11.15).

AGREGADO	Parámetros morfométricos	Met. pesados asim.	Coefficient correlac.	P-value	R-square d (%)	Error estándar	Ecuación lineal
GRANDE	Tamaño	Cu	-0.910	0.011	82.88	199.48	Feret = 3982.5 – 179.8*Cu
		Sb	-0.913	0.010	83.48	484353.0	AM = 1.31E7 – 4.53*Sb
		Porcentaje área	Sb	0.913	0.011	83.37	1.21
PEQUE.	Tamaño	Cd	-0.855	0.029	73.14	6.86	Feret = 22.70 – 6542.5*Cd
		Sb	-0.965	0.001	93.29	3.43	Feret = 303.46 – 53.25*Sb
		Pb	-0.875	0.022	76.66	6.40	Feret = 240 – 393*Pb

Tabla 11.15.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de agregados grandes y pequeños y los metales pesados asimilables.

o Poros entre 30 y 50 µm

Parámetros morfométricos	Metales pesados asimilables	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Tamaño	V	0.976	0.023	95.27	91.06	AM = -408.04 + 29897.7*V
	Cr	0.959	0.040	92.10	117.72	AM = 145.47 +2761.48*Cr
	Co	-0.953	0.046	90.84	126.71	AM = 4601.46 – 262.59*Co

Tabla 11.16.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de poros entre 30 y 50 µm y los metales pesados asimilables.

El V y el Cr asimilables se correlacionan positivamente con el tamaño de los poros entre 30-50 µm, mientras que el Co se asocia negativamente (Tabla 11.16).

○ **Poros entre 10 μm y 0,5 μm**

El porcentaje de área ocupada por los poros entre 0.5 μm y 10 μm se correlacionan negativamente con Cu, Zn, Mo, Se, Cd, Sb y Pb asimilables, siendo el efecto cuantitativamente superior (ver ecuación lineal) en los poros de mayor tamaño (Tabla 11.17). Posiblemente exista fijación de los mismos en estos microporos.

Parámetros	Metales	Coefficiente	P-	R-	Error	Ecuación lineal
Porcentaje de área ocupada por poros entre 1 y 10 μm	Ni	0.956	0.043	91.45	0.21	% = 3.81 + 0.29*Ni
	Cu	-0.969	0.030	94.04	0.18	% = 8.36 - 0.52*Cu
	Zn	-0.950	0.049	90.26	0.23	% = 5.30 - 0.32*Zn
	Mo	-0.957	0.042	91.69	0.21	% = 5.31 - 42.92*Mo
	Se	-0.931	0.068	86.72	0.27	% = 6.30 - 108.53*Se
	Cd	-0.999	0.000	99.85	0.02	% = 6.60 - 405.69*Cd
	Sb	-0.925	0.074	85.69	0.28	% = 9.51 - 2.30*Sb
	Pb	-0.968	0.032	93.70	0.187	% = 7.65 - 23.33*Pb
Porcentaje de área ocupada por poros entre 0.5 y 1 μm	Cu	-0.918	0.081	84.30	0.01	% = 0.35 - 0.03*Cu
	Cd	-0.943	0.056	88.99	0.01	% = 0.25 - 0.21*Cd
	Sb	-0.995	0.004	99.16	0.00	% = 0.44 - 0.14*Sb
	Pb	-0.938	0.061	88.08	0.01	% = 0.31 - 1.26*Pb

Tabla 11.17.- Correlaciones más significativas entre parámetros morfométricos de poros entre 10 y 0,5 μm y los metales pesados asimilables.

11.2.3.- Microestructura y fracciones de la materia orgánica

A continuación estudiaremos las correlaciones más significativas entre las fracciones de la materia orgánica y los parámetros morfométricos (Anexos 11.11 y 11.12).

○ **Agregados grandes (500-2000 μm)**

Parámetros morfométricos	Fracciones materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Tamaño	Ácidos húmicos	-0.951	0.012	90.58	0.013	AH = 0.276 - 0.0001 x feret
	Ácidos fúlvicos	-0.868	0.052	75.40	0.032	AF = 0.317 - 0.0001 x feret
	Lípidos libres	-0.827	0.083	68.43	0.003	LL = 0.03 - 9E-6 x feret
	Ratio E ⁴ /E ⁶	-0.868	0.056	75.36	0.27	E ⁴ /E ⁶ = 7.68 - 0.001 x feret

Tabla 11.18.- Correlaciones más significativas entre área media, perímetro y/o feret de agregados grandes con las distintas fracciones de la materia orgánica.

-**Tamaño:** Respecto a las fracciones de materia orgánica, tanto ácidos húmicos como ácidos fúlvicos y lípidos libres mantienen una correlación negativa con el incremento del tamaño de los agregados grandes, esto indica que en los agregados de mayor tamaño, la materia orgánica es más limitada (Six *et al.*, 2000b). La relación E⁴/E⁶ confirma que los ácidos húmicos jóvenes no se depositan (presumiblemente procedentes del co-compost) ni se forman en los agregados grandes (Tabla 11.18).

○ **Agregados medianos (250-500 μm)**

-**Tamaño:** En general, hay pocas correlaciones con los parámetros estudiados. Tanto E⁴ como A⁵²⁸ se correlacionan negativamente con los agregados medianos,

indicando que estas propiedades cualitativas no están asociadas a estos agregados medianos (Tabla 11.19).

Parámetros morfométricos	Fraciones materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Tamaño	E ⁴	-0.944	0.015	89.15	0.038	E ⁴ = 1.75 - 0.002 x feret
	A ⁵²⁸	-0.902	0.036	81.43	0.005	A ⁵²⁸ = 0.198 - 0.0002 x feret

Tabla 11.19.- Correlaciones más significativas entre el área media, perímetro y/o feret de agregados medianos con los distintos parámetros estudiados.

o **Agregados pequeños (50-250µm)**

-*Tamaño y porcentaje de área ocupada:* Observamos que el porcentaje de área ocupada por estos agregados pequeños se correlaciona positivamente con el carbono orgánico total y con diversas fracciones orgánicas. Según Six *et al.* (2000b), la incorporación de nuevo carbono orgánico a los agregados pequeños es un importante factor que contribuye al secuestro de carbono dado que este carbono tienen menor renovación que el carbono de agregados grandes. Por otro lado, vemos que el carbono orgánico total, ácidos húmicos, lípidos libres y dihidroxiperilenquinonas (A⁵²⁸) se relacionan negativamente con el incremento de tamaño de los agregados (Tabla 11.20).

Parámetros morfométricos	Fraciones materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Tamaño	COT	-0.909	0.032	82.75	0.138	COT = 4.83 - 0.007 x per.
	AH	-0.954	0.011	91.09	0.013	AH = 0.37 - 0.00002 x área
	Lípidos	-0.908	0.032	82.48	0.002	LL = 0.04 - 0.000002 x área
	A ⁵²⁸	-0.891	0.042	79.48	0.005	A ⁵²⁸ = 0.17 - 0.000004 x área
Porcentaje de área ocupada	COT	0.860	0.061	74.06	0.169	COT = 0.31 + 0.083 x porc.
	AH	0.843	0.072	71.10	0.023	AH = 0.007 + 0.011 x porc.
	Lípidos	0.879	0.049	77.36	0.003	LL = -0.007 + 0.002 x porc.
	A ⁵²⁸	0.862	0.059	74.39	0.006	A ⁵²⁸ = 0.064 + 0.003 x porc.

Tabla 11.20.- Correlaciones más significativas entre el porcentaje de agregados pequeños con los distintos parámetros estudiados.

o **Zona de concavidad (≈50-30µm)**

-*Circularidad:* La circularidad de la zona de concavidad (≈50-30 µm) tiene correlación negativa con los ácidos fúlvicos (Tabla 11.21), indicando un posible consumo de los mismos en estas condiciones.

-*Tamaño y porcentaje de área ocupada:* El carbono orgánico total y distintas fracciones de este tienen correlación positiva con el tamaño y porcentaje de la zona de concavidad (50-30µm), algo que indica que el tamaño de estos poros se incrementará con la enmienda orgánica. Tan solo existe una correlación negativa con las dihidroxiperilenquinonas, aunque es cuantitativamente muy residual (Tabla 11.21).

Parámetros morfométricos	Fraciones materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Ácidos fúlvicos	-0.960	0.178	92.30	0.00	AF = 0.09 – 2.00 x circularidad
	Humina no extra.	0.941	0.218	88.67	0.10	HNE = 0.21 + 0.04 x porcentaje
Porcentaje de área ocupada	Humina extraible	0.998	0.039	99.61	0.00	HE = 0.08 + 0.006 x porcentaje
	A ⁵⁷⁰	-0.991	0.081	98.37	0.00	A ⁵⁷⁰ = 0.11 – 0.006 x porcentaje
	A ⁶¹⁷	-0.963	0.172	92.82	0.01	A ⁶¹⁷ = 0.16 – 0.005 x porcentaje
Tamaño	Carbono org. tot.	0.898	0.289	80.76	0.18	COT = -2.51 + 0.003 x perímetro
	Ratio AH/AF	0.993	0.074	98.62	0.12	Relación AH/AF= -10.63 + 0.14 x feret
	Humina no extra.	0.947	0.207	89.71	0.10	HNE = -2.06 + 0.002 x perímetro
	Humina extraible	0.998	0.028	99.79	0.00	HE = -0.23 + 0.0003 x perímetro
	A ⁵⁷⁰	-0.994	0.064	98.97	0.00	A ⁵⁷⁰ = 0.18 – 0.00007 x área media
	A ⁶¹⁷	-0.970	0.155	94.12	0.00	A ⁶¹⁷ = 0.22 – 0.00006 x área media

Tabla 11.21.- Correlaciones más significativas entre la circularidad de zona de concavidad con los distintos parámetros estudiados.

o **Poros entre 30 y 10µm**

-Circularidad: Los ácidos fúlvicos, ácidos húmicos (no mostrado), la relación E⁴/E⁶ y las dihidroxiperilenquinonas (A⁵²⁸) se correlacionan positivamente con la circularidad de este rango de poros (Tabla 11.22).

-Tamaño y porcentaje de área ocupada: El aumento del porcentaje y del tamaño de los poros entre 30 y 10 µm se correlacionan negativamente con ácidos fúlvicos, relación E⁴/E⁶ y las dihidroxiperilenquinonas (A⁵²⁸), estas caída en los niveles puede ser fruto del consumo por la biota a estos y mayores tamaños (Tabla 11.22).

Parámetros morfométricos	Fraciones materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Ácidos fúlvicos	0.970	0.154	94.23	0.00	AF = -0.06 + 0.7 x circularidad
	Ratio E ⁴ /E ⁶	1.000	0.000	100.0	0.00	Ratio E ⁴ /E ⁶ = 3.86 + 10.00 x circularidad
	A ⁵²⁸	0.944	0.212	89.28	0.00	A ⁵²⁸ = 0.015 + 0.5 x circularidad
Porcentaje de área ocupada	Ácidos fúlvicos	-0.998	0.032	99.73	0.00	AF = 0.06 – 0.01 x porcentaje
	Ratio E ⁴ /E ⁶	-0.957	0.187	91.59	0.11	Ratio E ⁴ /E ⁶ = 5.65 – 0.14 x porcentaje
Tamaño	Ácidos fúlvicos	-0.993	0.070	98.78	0.00	AF = 0.099 – 0.0003 x área media
	Ratio E ⁴ /E ⁶	-0.991	0.084	98.26	0.05	Ratio E ⁴ /E ⁶ = 6.20 – 0.005 x área media
	A ⁵²⁸	-0.921	0.253	85.00	0.00	A ⁵²⁸ = 0.13 – 0.0003 x perímetro

Tabla 11.22.- Correlaciones más significativas entre la circularidad de los poros entre 10 y 30µm con los distintos parámetros estudiados.

o **Poros entre 10 y 1µm**

-Circularidad: El fraccionamiento de la materia orgánica muestra que los ácidos húmicos, las dihidroxiperilenquinonas (A⁵²⁸), la relación E⁴/E⁶, E⁴ y E⁶ se encuentran muy correlacionadas con la circularidad de los poros entre 1 y 10 µm; esto indica que los procesos que llevan a la circularidad de este rango de poros podrían estar relacionados con el almacenaje, síntesis o deposito de los ácidos húmicos (Tabla 11.23).

-Tamaño y porcentaje de área ocupada: Existe una relación negativa entre las distintas fracciones de la materia orgánica [ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, materia orgánica libre, lípidos libres y dihidroxiperilenquinonas] y el porcentaje y tamaño de estos poros. También, esta fracción de poros se asocia negativamente a la maduración de los ácidos húmicos (E^4 y E^6). Por lo tanto, parece existir un consumo masivo de nutrientes orgánicos con el incremento del porcentaje y tamaño de estos poros (Tabla 11.23).

Parámetros morfométricos	Fracciones materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	AH	0.936	0.227	87.75	0.01	AH = -0.5 + 1.3 x circ.
	Ratio E^4/E^6	0.917	0.260	84.21	0.16	Ratio E^4/E^6 = 0.17 + 10.5 x circ.
	E^4	0.995	0.058	99.15	0.016	E^4 = -1.67 + 4.94 x circ.
	E^6	0.993	0.073	99.68	0.003	E^6 = -0.24 + 0.78 x cir.
	A^{528}	0.997	0.047	99.43	0.00	A^{528} = -0.20 + 0.60 x circ.
Porcentaje de área ocupada	Ácidos húmicos	-0.997	0.041	99.58	0.00	AH = 0.34 - 0.05 x porc.
	Mat. org. libre	-0.940	0.219	88.53	0.00	MOL = 0.09 - 0.017 x porc.
	Lípidos	-0.940	0.219	88.53	0.00	LL = 0.04 - 0.008 x porc.
	E^4	-0.979	0.128	96.00	0.03	E^4 = 1.67 - 0.19 x porc.
	E^6	-0.984	0.113	96.87	0.00	E^6 = 0.29 - 0.005 x porc.
	A^{528}	-0.932	0.234	87.03	0.00	A^{528} = 0.19 - 0.02 x porc.
Tamaño	AF	-0.993	0.073	98.67	0.00	AF = 0.35 - 0.03 x perímetro
	Rel. AH/AF	0.940	0.220	88.47	0.35	AH/AF = -6.8 + 1.71 x área
	Rel. E^4/E^6	-0.991	0.081	93.38	0.05	E^4/E^6 = 9.7 - 0.38 x perímetro

Tabla 11.23.- Correlaciones más significativas entre la circularidad de los poros entre 1 y 10 μm con los distintos parámetros estudiados.

o **Poros entre 1 y 0.5 μm**

Como ya vimos anteriormente, este rango de poros es poco susceptible de ser habitado por microorganismos, por tanto, es de difícil disponibilidad (ver Fotografía 10.4).

-Circularidad: Las distintas fracciones de la materia orgánica [ácidos húmicos, caracteres cualitativos de ácidos húmicos (E^4 y E^6) lípidos libres, materia orgánica libre, carbono orgánico total...] se relacionan positivamente con la circularidad de estos poros (Tabla 11.24), no existiendo consumo de materia orgánica ligado a la circularidad de estos poros.

-Tamaño y porcentaje de área ocupada: Las fracciones de la materia orgánica nos muestran correlaciones negativas con los ácidos húmicos (incluidos E^4 y E^6), ácidos fúlvicos (no mostrado), materia orgánica libre, lípidos libres, huminas, A^{528} ..., por tanto, pensamos que estos poros bien no son el principal lugar de almacenaje de los citados compuestos, o bien son lugares de difícil acceso, o bien tenemos defectos en el método (ya comentados en otros capítulos), lo que no nos permiten tener una medida real del tamaño y porcentaje de área ocupada (Tabla 11.24).

Parámetros morfométricos	Fraciones materia orgánica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Carb. org. total	0.936	0.227	87.75	0.15	COT = -8.6 + 13.7 x circ.
	Ácidos húmicos	0.999	0.024	99.85	0.00	AH = -1.1 + 1.7 x circ.
	Mat. org. libre	0.970	0.154	94.23	0.00	MOL = -0.35 + 0.53 x circ.
	Lípidos libres	0.970	0.154	94.23	0.00	LL = -0.18 + 0.26 x circ.
	E ⁴	0.954	0.193	91.03	0.05	E ⁴ = -3.19 + 5.7 x cir.
	E ⁶	0.960	0.178	92.30	0.00	E ⁶ = -0.49 + 0.92 x cir.
Porcentaje de área ocupada	Ácidos húmicos	-0.970	0.154	94.23	0.01	AH = 0.21 - 0.87 x porc.
	Lípidos libres	-0.866	0.333	75.00	0.00	LL = 0.02 - 0.12 x porc.
	E ⁴	-0.999	0.014	99.94	0.00	E ⁴ = 1.23 - 3.12 x porc.
	E ⁶	-0.999	0.000	99.99	0.00	E ⁶ = 0.22 - 0.5 x porc.
	A ⁵²⁸	-0.981	0.121	96.42	0.00	A ⁵²⁸ = 0.14 - 0.37 x porc.
Tamaño	Carb. org. total	-0.998	0.039	99.61	0.02	COT = 13 - 3 x per.
	Mat. org. libre	-0.984	0.112	96.88	0.00	MOL = 0.48 - 0.13 x per.
	Lípidos libres	-0.984	0.112	96.88	0.00	LL = 0.23 - 0.06 x per.
	Humina no extr.	-0.997	0.041	99.57	0.02	HNE = 10 - 2 x per.
	Humina extraíble	-0.940	0.220	88.47	0.01	HE = 1.29 - 0.33 x per.

Tabla 11.24.- Correlaciones más significativas entre la circularidad de los poros entre 0,5 y 1 µm con los distintos parámetros estudiados.

11.2.4.- Microestructura y parámetros microbiológicos

A continuación estudiaremos las correlaciones más significativas entre los parámetros microbiológicos y los parámetros morfométricos de la microestructura (Anexo 11.13 y 11.14). Según Amellal *et al.* (2001) la mayor biodiversidad de microorganismos y la mayor biomasa se sitúan a nivel de las fracciones más pequeñas de suelo, de modo que limo fino y arcilla serán los hábitats prioritarios para las colonias bacterianas. Según Sessitch *et al.* (2001) la falta de nutrientes y la competencia de hongos y protozoos parecen ser la causa responsable de la reducida biodiversidad microbiana a nivel de las fracciones de mayor tamaño del suelo.

o Agregados grandes (500-2000µm) y medianos (250-500µm)

Parámetros morfométricos	Actividad biológica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Tamaño agr. grande	Fosf. básica	-0.889	0.043	79.19	4.51	F. Bás. = 71.46 - 0.02 x feret
	Rodanasa	-0.938	0.018	87.99	5.98	Rod. = 163.431 - 0.038 x feret
Tamaño agreg. Mediano	Fosf. Ácida	-0.903	0.035	81.63	2.69	Fosf. ácida = 66.564 - 0.048 x perímetro

Tabla 11.25.- Correlaciones más significativas entre agregados (grandes y medianos) y parámetros biológicos.

-**Tamaño:** En general, todas las actividades enzimáticas mantienen una correlación escasa y negativa con el tamaño de estos agregados. En las actividades fosfatasa básica y rodanasa es significativa para los agregados grandes (Tabla 11.25), y en la actividad fosfatasa ácida también es significativa para los agregados medianos (Tabla 11.25).

○ **Agregados pequeños (50-250µm)**

-**Circularidad:** La circularidad de estos agregados pequeños muestra alta correlación con la actividad deshidrogenasa; por lo tanto, serán los agregados pequeños más circulares los más relacionados con la actividad biológica (Tabla 11.26).

-**Tamaño:** La actividad fosfatasa ácida se correlaciona negativamente con el tamaño de los agregados, al igual que en tamaños anteriores, a mayor tamaño, menor actividad (Tabla 11.26).

Parámetros morfológicos	Actividad biológica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Deshidrogenasa	0.879	0.049	77.41	0.95	DSH = -14.695 + 37.294 x circ.
Tamaño	Fosfatasa ácida	-0.946	0.014	89.55	2.02	F. ácida = 58.56 - 0.003 x área

Tabla 11.26.- Correlaciones más significativas entre agregados pequeños y parámetros biológicos.

○ **Zona de concavidad (≈50-30µm)**

-**Circularidad:** Tanto la actividad deshidrogenasa como las UFC están correlacionadas positivamente con la circularidad de este rango de poros (Tabla 11.27).

-**Tamaño:** Las actividades enzimáticas que más se correlacionan con este tamaño de poros son la deshidrogenasa, la fosfatasa ácida y las UFC (Fotografía 11.3), algo que contrasta con la fosfatasa básica (no mostrado) y la arilsulfatasa que mantienen una correlación negativa con este tamaño de poros (Tabla 11.27).

Parámetros morfológicos	Actividad biológica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Deshidrogenasa	0.963	0.173	92.75	0.57	DSH = -2.19 + 254 x circ.
	UFC	0.999	0.000	99.99	0.00	UFC = -1.42E6 + 7.4E7 x área
Tamaño	Deshidrogenasa	0.989	0.094	97.81	0.31	DSH = -12.89 + 0.18 x feret
	UFC	0.973	0.145	94.86	13691.0	UFC = -1E6 + 993 x área
	Fosfatasa ácida	0.958	0.185	91.79	2.92	F. ác= -66.71 + 0.08 x per.
	Arilsulfatasa	-0.968	0.161	93.71	0.10	Arilsulfatasa = 3.86 - 0.03 x feret

Tabla 11.27.- Correlaciones más significativas entre poros de 30 a 50 µm y los parámetros biológicos.

○ **Poros entre 30 y 10µm**

-**Circularidad:** Las actividades enzimáticas fosfatasa básica, arilsulfatasa y rodanasa se encuentran correlacionadas positivamente con la circularidad de estos poros

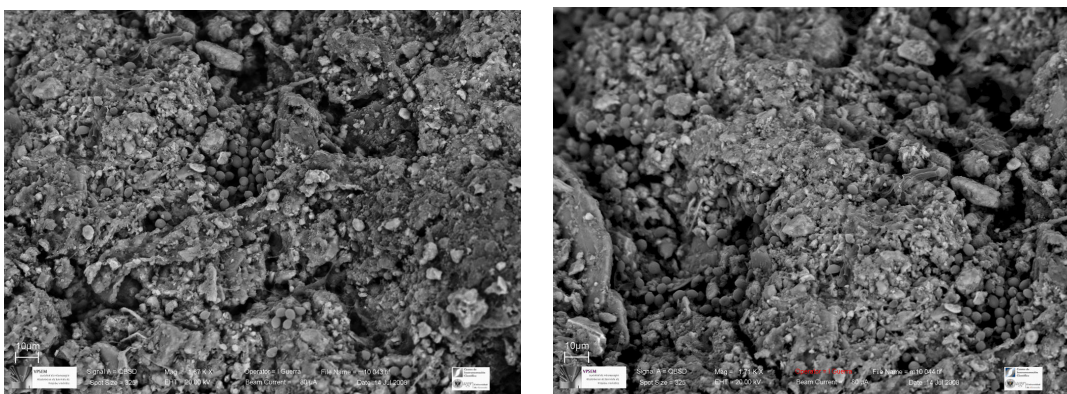
entre 10 y 30 μm , pudiendo ser las responsables de la circularidad de los mismos (Tabla 11.28).

Parámetros morfométricos	Actividad biológica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Fosf. básica	0.998	0.039	99.60	0.28	Fosf. básica = $-28.54 + 283.25 \times \text{circ.}$
	Arilsulfatasa	0.931	0.237	86.73	0.14	Arilsulfatasa = $-2.93 + 23.25 \times \text{circ.}$
	Rodanasa	0.998	0.032	99.74	0.28	Rodanasa = $10.2 + 340 \times \text{circ.}$
Porcentaje de área ocupada	Deshidrogenasa	0.968	0.161	93.71	0.54	DSH = $1.93 + 1.28 \times \text{porc.}$
	Fosf. básica	-0.896	0.291	80.41	2.05	Fosf. básica = $20.15 - 2.56 \times \text{porc.}$
	Arilsulfatasa	-0.989	0.094	97.81	0.06	Arilsulfatasa = $1.14 - 0.24 \times \text{porc.}$
Tamaño	Deshidrogenasa	0.982	0.117	96.60	0.39	DSH = $-12.94 + 0.65 \times \text{feret}$
	Fosf. básica	-0.990	0.087	98.14	0.63	Fosf. básica = $29.52 - 0.09 \times \text{área}$
	Arilsulfatasa	-0.984	0.110	97.01	0.07	Arilsulfatasa = $1.9 - 0.007 \times \text{área}$
	Rodanasa	-0.968	0.159	93.86	1.37	Rodanasa = $79.50 - 0.10 \times \text{área}$

Tabla 11.28.- Correlaciones más significativas de poros entre 10 y 30 μm y los parámetros biológicos.

-Porcentaje de área ocupada: La actividad deshidrogenasa está altamente relacionada positivamente con el porcentaje de área; del mismo modo, el aumento de esta actividad podría ser responsable de la acidificación del medio y de la inhibición de la actividad fosfatasa básica, así lo describe Farrus y Vadell (2000). La actividad arilsulfatasa también muestra una alta correlación negativa (Tabla 11.28).

-Tamaño: La actividad deshidrogenasa está muy correlacionada con este tamaño de poros (Fotografía 11.3) frente a las demás actividades (fosfatasa básica, arilsulfatasa, rodanasa y fosfatasa ácida, no mostrada) que muestran correlaciones negativas (Tabla 11.28).



Fotografía 11.3.- Detalle de la superficie de un agregado grande tras la incorporación de 140 t ha⁻¹ de co-compost y la incubación a 35°C durante 45 días. VPSEM.

○ **Poros entre 10 y 1µm**

-*Circularidad*: Únicamente la fosfatasa ácida se correlaciona con la circularidad de los poros entre 1-10 µm, indicando que posiblemente sea esta actividad la responsable de la forma circular de los mismos (Tabla 11.29).

-*Porcentaje área ocupada*: En este rango de porosidad, la actividad deshidrogenasa y las UFC bacterianas se encuentran correlacionadas negativamente con el porcentaje de área ocupada. Aparentemente, al incrementar el tamaño de estos poros, disminuye el porcentaje de área ocupada, por cuantificarse menos poros (aspecto ya comentado) (Tabla 11.29).

Parámetros morfológicos	Actividad biológica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Fosf. Ácida	0.969	0.158	93.94	2.51	Fosf. ácida = -294 + 605 x circ.
Porcentaje de área ocupada	Deshidrogenasa	-0.946	0.208	89.68	0.69	DSH = 18.51 – 3.13 x porc.
	UFC	-0.998	0.034	99.70	32860.0	UFC = 4.67E6- 928064.0 x porc.
Tamaño	Deshidrogenasa	0.999	0.015	99.94	0.05	DSH = -53 + 14 x feret
	UFC	0.987	0.099	97.58	93980.0	UFC = -6.2E6 + 1.31E6x área
Tamaño	Fosf. Básica	-0.965	0.168	93.16	1.21	Fosf. Bás. = 136 – 10 x perim.
	Arilsulfatasa	-0.998	0.029	99.79	0.01	Arilsulfatasa = 11.7 – 0.9 x peri.
	Rodanasa	-0.929	0.240	86.38	2.05	Rodanasa = 203 – 12 x perímetro

Tabla 11.29.- Correlaciones más significativas de poros entre 1 y 10 µm y parámetros biológicos.

-*Tamaño*: Únicamente la actividad deshidrogenasa y las UFC bacterianas se asocia positivamente al incremento del tamaño de los poros. Por el contrario, las actividades fosfatasa básica, arilsulfatasa y rodanasa se muestran reticentes al incremento del tamaño de estos poros (Tabla 11.29).

○ **Poros entre 1 y 0.5µm**

-*Circularidad*: Tan solo la fosfatasa ácida se encuentra relacionada (significativamente) con la circularidad de este rango de poros (Tabla 11.30).

-*Tamaño*: Y esta misma actividad (fosfatasa ácida) muestra una correlación negativa con aumento del tamaño (Tabla 11.30).

Parámetros morfológicos	Actividad biológica	Coefficiente correlación	P-value	R-squared (%)	Error estándar	Ecuación lineal
Circularidad	Fosf. ácida	0.987	0.101	97.45	1.62	Fosf. ácida = -187 + 283 x circ.
Tamaño	Fosf. ácida	-0.969	0.158	93.94	2.51	Fosf. ácida = 273 – 75 x perim.

Tabla 11.30.- Correlaciones más significativas de poros entre 0,5 y 1 µm y los parámetros biológicos.

11.2.5.- Consideraciones finales sobre la microestructura

o **Estudio de la circularidad**

El estudio de las correlaciones de *Pearson* indica que el parámetro que más afectan a la circularidad de agregados grandes es el carbonato equivalente (rojo), mientras la actividad deshidrogenasa (azul) y la bajada del pH (negro) serán los parámetros más influyentes en la circularidad de agregados pequeños (Figura 11.1).

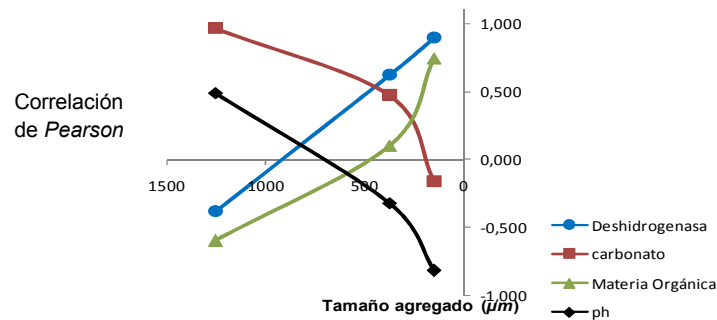


Figura 11.1.- Índice de correlación de *Pearson* de la actividad deshidrogenasa (azul), carbonato equivalente (rojo), materia orgánica (verde) y pH (negro) con la circularidad de los agregados según su tamaño.

La circularidad de los rangos de porosidad esta principalmente correlacionada con las actividades enzimáticas. La Figura 11.2 resume estas correlaciones: La circularidad de los poros entre 30 y 50 µm esta asociada a la actividad deshidrogenasa y a las UFC, la circularidad de los poros entre 10 y 30 µm está ligada a la actividad fosfatasa básica, arilsulfatasa y rodanasa, y la circularidad de los poros inferiores a 10 µm esta correlacionada principalmente con la actividad fosfatasa ácida y la presencia de materia orgánica.

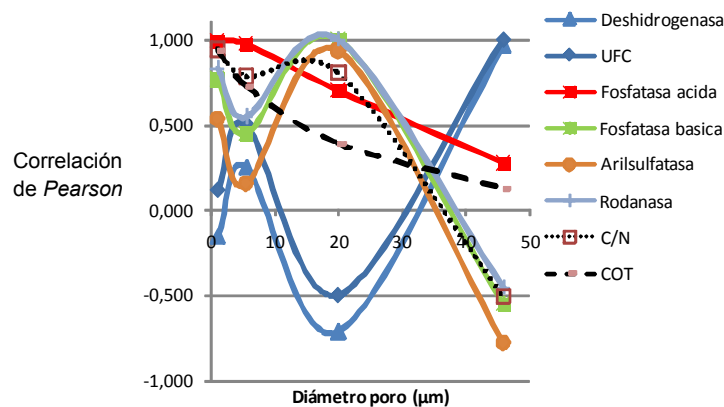


Figura 11.2.- Índice de correlación de *Pearson* de la actividad deshidrogenasa (azul oscuro), fosfatasa ácida (rojo), fosfatasa básica (verde), arilsulfatasa (naranja), rodanasa (azul claro), ratio C/N (negro punteado) y carbono orgánico total (negro rayado) con la circularidad de los poros según su rango.

o **Estudio de la propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas**

Un aumento en el porcentaje de agregados pequeños esta correlacionada en general con la enmienda del co-compost, diversos investigadores (Six *et al.*, 2000b y Spaccini *et al.*, 2002) indican que estos agregados constituyen la principal zona de secuestro de carbono orgánico.

Existen cuatro rangos de porosidad con distintos caracteres relacionados con las propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas (Figura 11.3):

- El tamaño de los poros superiores a 20 μm se correlaciona, en general, con la presencia de alta cantidad de nutrientes y se asocia a una bajada del pH.
- En los poros entre 4 y 20 μm se observa poca correlación con los parámetros físicos, químicos o fisicoquímicos, no obstante, aparece una tendencia al descenso de nutrientes presumiblemente por consumo microbiano.
- En los poros entre 0.5 y 4 μm existe una correlación negativa con nutrientes NPK y con carbono orgánico total, posiblemente por ausencia de los mismos o bien por consumo o bien por una fuerte limitación de los mismos.

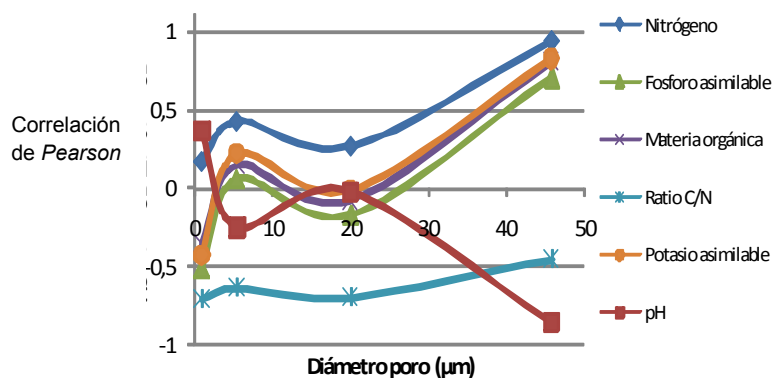


Figura 11.3.- Índice de correlación de *Pearson* entre nitrógeno, fósforo, potasio asimilable, carbono orgánico total y pH y el tamaño medio de los rangos de porosidad.

Destacar que todos los rangos de poros estudiados se relacionan negativamente con el volumen de lixiviados, por lo que, tal y como indican Greenland (1981) y Rowell (1994), serán los poros mayores a las 50 μm los que permitan la circulación de agua. Caso especial es la circularidad de algunos poros, que puede adquirir propiedades físicas similares a las de poros de mayor tamaño.

o Estudio de los parámetros de color

El tamaño del agregado del suelo L (amarillo pálido, 5Y 6,5/3) es fundamental para los parámetros de color. Un aumento del tamaño de cualquier tipo de agregado (grande, mediano o pequeño) se asocia a un aumento de la calidad del suelo (parámetro L) y de la tonalidad amarilla (parámetro H "hue") y verde (parámetro A) (Figura 11.4). Por el contrario, un mayor porcentaje de agregados pequeños se asocia a una mayor coloración del suelo (rojo).

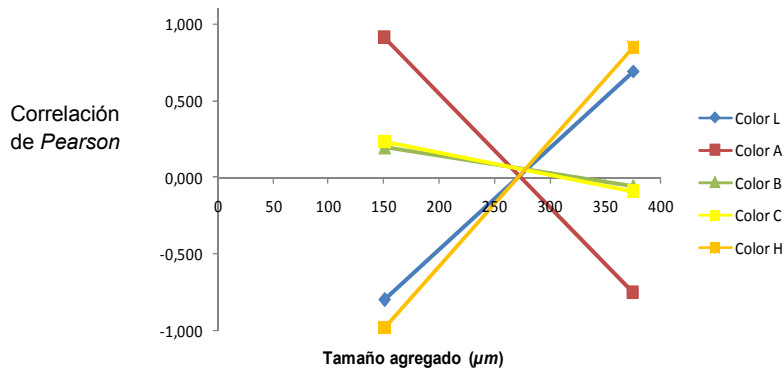


Figura 11.4.- Índice de correlación de *Pearson* de color L (azul), color A (rojo), color B (verde), color C (amarillo) y color H (naranja) con el porcentaje de área ocupada por el agregado en función del tamaño del agregado.

Los parámetros de color también mantienen una evolución diferencial en función del rango de porosidad, la Figura 11.5 resumen las correlaciones existentes:

- a) La tonalidad roja (parámetro A y H) tiende a aumentar cuanto mayor es el diámetro del poro, indicando que a mayor complejidad de la superficie, el suelo tendrá mayor coloración.
- b) La claridad del suelo (parámetros L) tienden a disminuir con el aumento del tamaño de los poros.

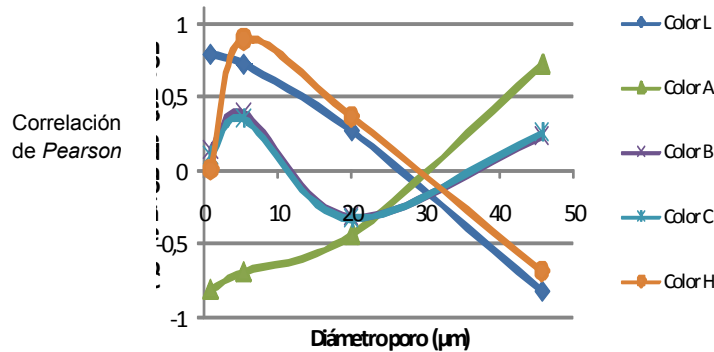


Figura 11.5.- Índice de correlación de *Pearson* de los parámetros de color L, A, B, C y H con el porcentaje de área ocupada por cada rango de poros.

o **Estudio de los metales pesados**

Los metales pesados Cu, Sb, Cd y Pb asimilables, los más tóxicos descritos por Effron *et al.* (2004), estos metales manifiestan una relación negativa con el incremento del tamaño de los distintos agregados, por lo que presumiblemente se fijan principalmente a los agregados pequeños.

Los metales pesados asimilables Cu, Zn, Mo, Se, Cd, Sb y Pb se encuentra correlacionados negativamente con el porcentaje de área ocupada por los poros entre 0.5

y 10 μm (especialmente entre 1 y 10 μm), por lo que presumiblemente en estos poros podrían fijarse estos metales pesados.

o **Estudio de las fracciones de la materia orgánica**

Como ya hemos mencionado más arriba, las distintas fracciones de la materia orgánica son mejor conservadas en los agregados pequeños.

Se observa que todas las fracciones de la materia orgánica se correlacionan positivamente con el porcentaje de poros de tamaños superiores ($>10 \mu\text{M}$), será por tanto estos poros los que aumentan su porcentaje con la enmienda del co-compost (Figura 11.6).

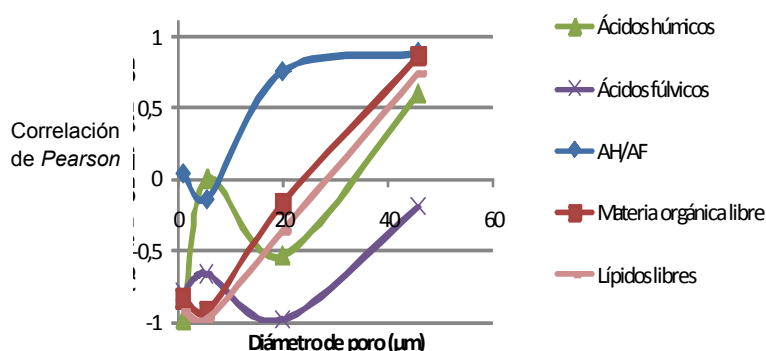


Figura 11.6.- Índice de correlación de fracciones de la materia orgánica con el porcentaje de área ocupada por los poros.

o **Estudio de la actividades enzimáticas**

Los agregados no se correlacionan positivamente con ninguna actividad enzimática, tan solo se observa, como ya hemos mencionado, mayor circularidad en los agregados pequeños asociada a la deshidrogenasa.

Si tenemos en cuenta la distribución de las actividades enzimáticas en función de las correlaciones con el *tamaño de la porosidad* (Figura 11.7), observamos que la actividad deshidrogenasa y UFC bacterianas se correlacionan con un incremento en el tamaño de los poros mayores a 4 μm .

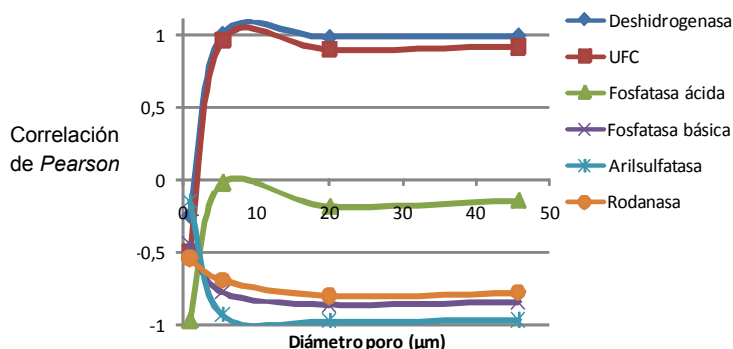


Figura 11.7.- Índice de correlación de *Pearson* de la actividad deshidrogenasa, UFC bacterianas, fosfatasa ácida, fosfatasa básica, arilsulfatasa y rodanasa con el tamaño de poro medio de cada rango de poros.

Si tenemos en cuenta el *porcentaje de area ocupada* por los distintos rangos de porosidad (Figura 11.8), observamos que la deshidrogenasa y UFC aumentan el porcentaje de poros entre 10-50 μm , la fosfatasa acida se asocia al incremtno del porcentaje de area ocupada por los poros entre las 40-50 μm y la arilsulfatasa y fosfatasa basica se relaciona positivamente con el porcentaje de poros entre 1 y 8 μm .

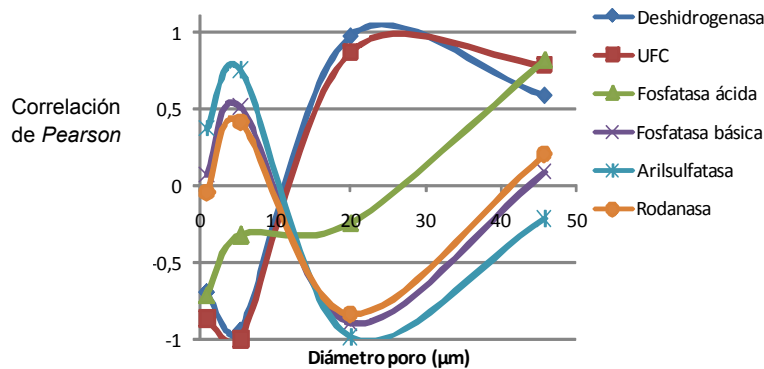


Figura 11.8.- Índice de correlación de *Pearson* de la actividad deshidrogenasa (azul), fosfatasa ácida (rojo), fosfatasa básica (verde), arilsulfatasa (amarillo) y rodanasa (naranja) con el porcentaje de área ocupada por cada rango de poros.

o **Correlaciones cruzadas**

A nivel de la porosidad, la evolución del pH está marcada y marca la evolución de ciertas actividades enzimáticas, la bajada del pH promovida los restos metabólicos de la actividad deshidrogenasa origina la activación de la actividad fosfatasa ácida (Figura 11.9) en detrimento de la fosfatasa básica.

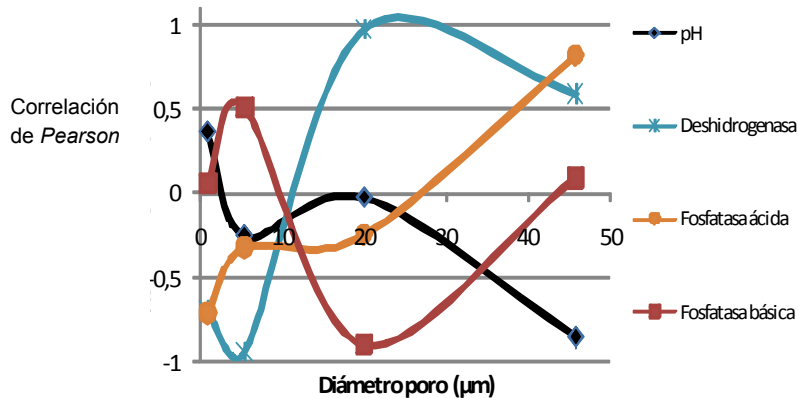


Figura 11.9.- Índice de correlación de *Pearson* de actividad deshidrogenasa (azul), fosfatasa ácida (naranja), fosfatasa básica (rojo) y pH (negro) con el porcentaje de área ocupada por cada rango de poros.

La actividad fosfatasa ácida se correlaciona con el aumento de ácidos húmicos y fúlvicos, por tanto podrían tener algún tipo de relación directa o indirecta (Figura 11.10); por el contrario, la actividad deshidrogenasa podría estar asociada al consumo masivo de materia orgánica (Figura 11.10).

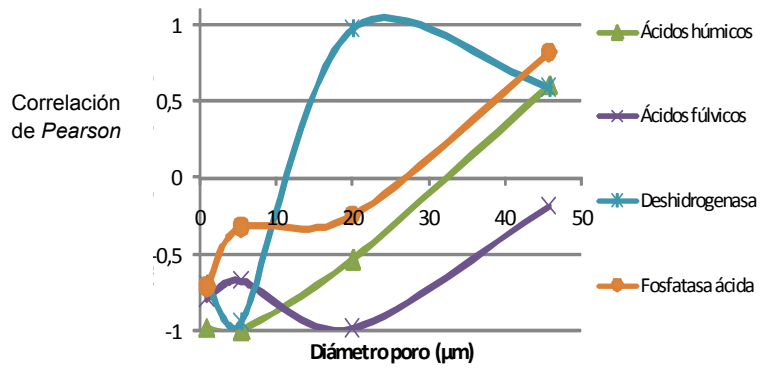


Figura 11.10.- Índice de correlación de *Pearson* de actividad deshidrogenasa (azul), fosfatasa ácida (rojo), AH (negro rayado) y AF (negro punteado) con el porcentaje de área ocupada por cada rango de poros.

11.3.- Anexos

	Se	Cr	Co	Ni	Cu	Ba	Mn	Zn	Mo	As	Cd	Sb	Pb	V
Nitrógeno	-.415**	-.325**	0.054	0.001	0.100	-.503**	.399**	.644**	.513**	.367**	.474**	.294**	.219*	0.138
Fosforo	0.116	-0.124	-0.172	0.042	-.421**	-.382**	.292**	.630**	.717**	.391**	.438**	.566**	-0.034	-0.099
Materia orgánica	-.402**	-.443**	-0.020	-0.017	-.182*	-.642**	.552**	.839**	.726**	.592**	.748**	-.570**	0.108	0.084
Relación C/N	-0.007	-.209*	-0.166	-0.093	-.420**	-.233*	.219*	.240*	.287**	.283**	.377**	.409**	-0.132	-0.140
Carbonato equivalente	.349**	.645**	0.099	.417**	.214*	.888**	-.689**	-.488**	-.452**	-.230*	-.766**	-.615**	-.541**	.587**
pH	.201*	0.028	-.322**	-.350**	-0.005	0.066	-.186*	-.443**	-.258**	-.433**	-.212*	-0.122	.186*	-.557**
pH (KCl)	.229*	-0.058	-.334**	-.250*	-.272**	-.238*	0.119	-0.089	0.090	-0.136	0.161	.230*	0.169	-.600**
Conductividad eléctrica	0.056	-0.158	-0.146	0.132	-.594**	-.558**	.496**	.738**	.729**	.473**	.605**	.708**	-0.118	-0.077
Capacidad de campo	.445**	.263**	-0.065	.323**	-.579**	.185*	-0.112	0.050	.192*	0.152	-0.020	.290**	-.453**	0.061
Punto de marchitamiento	.270**	.601**	0.101	.429**	.231*	.859**	-.670**	-.441**	-.422**	-.201*	-.746**	-.611**	-.541**	.625**
Agua útil	0.102	-.338**	-.194*	-.212*	-.627**	-.636**	.496**	.378**	.488**	.241*	.635**	.749**	0.180	-.589**
Na de cambio	.238*	-0.131	-.332**	-0.150	-.503**	-.440**	.280**	.297**	.506**	0.033	.334**	.561**	0.135	-.534**
K de cambio	-.356**	0.099	.357**	.356**	.517**	.324**	-0.151	0.120	-0.106	0.159	-.207*	-.437**	-0.179	.796**
Ca de cambio	0.048	.432**	.317**	0.168	.545**	.687**	-.539**	-.581**	-.643**	-.485**	-.818**	-.748**	-0.066	.373**
Mg de cambio	.390**	0.141	-.363**	0.030	-.742**	-.236*	0.153	.193*	.415**	0.133	.217*	.580**	-.210*	-.410**
Δ bases	0.137	.487**	.247*	.194*	.395**	.660**	-.523**	-.544**	-.558**	-.468**	-.801**	-.641**	-0.123	.307**
CIC	.272**	.192*	0.131	0.075	.327**	.278**	-.222*	-.408**	-.414**	-.563**	-.534**	-.329**	.210*	-0.107
Volumen lixiviados	-0.014	0.026	.351**	.299**	0.079	.241*	-0.139	-0.079	-0.096	0.038	-0.145	-0.127	-0.101	.330**
Lixiviados Na	.398**	-0.161	-0.181	-0.091	-.575**	-.528**	.354**	.376**	.507**	0.186	.461**	.669**	0.127	-.522**
Lixiviados K	-0.027	-0.057	-0.004	.282**	-.425**	-0.188	0.096	.654**	.648**	.708**	.467**	.518**	-.432**	.484**
Lixiviados Ca	.347**	-0.108	-.214*	0.023	-.652**	-.440**	.272*	.587**	.684**	.438**	.511**	.713**	-0.153	-0.182
Lixiviados Mg	0.032	-0.062	.278**	.354**	-0.124	-0.069	0.071	.433**	.325**	.331**	0.172	0.158	-.216*	.453**
Parámetro L	.441**	.660**	-0.036	.394**	-0.011	.851**	-.703**	-.464**	-.355**	-0.157	-.685**	-.468**	-.649**	.507**
Parámetro A	-.511**	-.387**	.464**	-.303**	.882**	-0.176	0.177	-.222*	-.448**	-.490**	-.201*	-.509**	.810**	-0.148
Parámetro B	-.443**	-.259**	.482**	-.245*	.948**	0.013	0.042	-.365**	-.579**	-.588**	-.388**	-.661**	.735**	-0.073
Parámetro C	-.455**	-.287**	.484**	-.258**	.938**	-0.025	0.066	-.335**	-.553**	-.570**	-.351**	-.630**	.753**	-0.087
Parámetro H	.565**	.438**	-.444**	.312**	-.834**	.268**	-.261**	0.112	.347**	.396**	0.085	.414**	-.811**	0.143

Anexo 11.1.- Coeficiente de correlación de *Pearson* entre variables físicas, químicas y fisicoquímicas y metales pesados asimilables. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral); ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). N=84. **aaa** = ± 700**.

	AH	AF	MOL	LL	COT	HNE	HE	AH/AF	E ⁴ /E ⁵	E ⁴	E ⁵	A ⁵²⁸	A ⁵⁷⁰	A ⁶¹⁷
Nitrógeno	.797**	.767**	-0.005	.646**	.888**	.864**	.555**	-0.326	0.157	.419*	0.214	0.241	-0.039	0.172
Fosforo	.352*	.594**	0.090	.847**	.626**	.616**	.598**	-.438*	0.140	-0.059	-0.107	-0.236	-0.317	-0.248
Materia orgánica	.793**	.834**	0.063	.630**	.955**	.928**	.745**	-.375*	0.300	0.147	-0.025	-0.059	-0.308	-0.182
Relación C/N	-.404*	-0.300	0.158	-0.295	-.356*	-.349*	-0.052	0.147	0.084	-.481**	-.359*	-.383*	-0.196	-.429*
Carbonato equivalente	-.724**	-.544**	0.280	-0.016	-.602**	-.482**	-.695**	0.201	.380*	-.396*	-.472**	0.061	.439*	0.251
pH	-0.210	-0.017	-0.168	0.113	-0.219	-0.299	-0.076	-0.196	-.546**	0.268	.432*	0.074	0.207	0.326
pH (KCl)	0.035	0.227	-0.145	0.235	0.102	0.017	.354*	-.344*	-.503**	0.121	0.320	-0.265	-0.264	-0.059
Conductividad eléctrica	0.324	.367*	0.138	0.193	.479**	.479**	.638**	-0.198	0.298	-0.103	-0.209	-0.315	-.708**	-.658**
Capacidad de campo	-.546**	-.345*	0.178	-0.209	-.408*	-.366*	-0.088	-0.007	0.164	-.508**	-.437*	-.495**	-.346*	-.542**
Punto de marchitamiento	-.683**	-.500**	0.298	0.015	-.560**	-.445*	-.691**	0.191	.382*	-0.323	-.425*	0.139	.506**	0.324
Agua útil	0.218	0.186	-0.167	-0.172	0.191	0.107	.584**	-0.183	-0.311	-0.044	0.133	-.486**	-.711**	-.664**
Na de cambio	0.094	.408*	0.009	.693**	.376*	0.342	.620**	-.508**	-0.212	-0.037	0.092	-.351*	-.408*	-0.327
K de cambio	0.187	0.190	0.170	0.242	0.249	0.332	-0.312	0.110	.609**	0.075	-0.249	.475**	.501**	.456*
Ca de cambio	-.512**	-.519**	0.010	-0.239	-.578**	-.504**	-.781**	0.228	0.029	0.066	0.020	.360*	.599**	.514**
Mg de cambio	-0.203	-0.075	0.082	-0.039	-0.115	-0.160	.389*	-0.254	-0.185	-0.274	-0.092	-.611**	-.620**	-.633**
Δ bases	-.574**	-.534**	0.039	-0.214	-.605**	-.535**	-.711**	0.158	0.004	0.006	-0.008	0.236	.483**	.393*
CIC	-.391**	-.362*	0.023	0.078	-.377**	-.287*	-.742**	0.223	0.207	0.021	-0.101	.441**	.715**	.569**
Volumen lixiviados	-0.231	-0.124	0.258	0.043	-0.174	-0.091	-.525*	0.175	.538*	-0.342	-.494*	0.409	.530*	0.358
Lixiviados Na	0.293	0.271	-0.129	0.228	0.292	0.210	.546*	-0.219	-0.244	0.215	0.219	-.444*	-.655**	-.553*
Lixiviados K	0.319	0.034	0.102	.487*	.459*	.583**	0.396	0.250	.609**	-0.024	-0.379	0.072	-0.385	-0.424
Lixiviados Ca	0.144	-0.038	0.193	0.410	0.252	0.311	.479*	0.113	0.166	0.129	-0.057	-0.166	-.679**	-.602**
Lixiviados Mg	0.084	0.200	0.272	.439*	0.229	0.282	-0.039	0.022	0.345	0.298	-0.058	.432*	-0.172	-0.088
Parámetro L	-.840**	-.606**	.360*	0.003	-.677**	-.569**	-.579**	0.136	0.307	-.513**	-.513**	-0.134	0.213	0.034
Parámetro A	.494**	0.274	-.401*	-0.023	0.247	0.193	-0.269	0.085	-.345*	.798**	.705**	.786**	.636**	.792**
Parámetro B	0.299	0.126	-.351*	-0.045	0.066	0.032	-.468*	0.126	-0.316	.741**	.645**	.827**	.761**	.880**
Parámetro C	0.341	0.155	-.367*	-0.041	0.104	0.066	-.427*	0.119	-0.327	.756**	.663**	.821**	.739**	.867**
Parámetro H	-.609**	-.375*	.367*	-0.009	-.367*	-0.304	0.164	-0.049	0.284	-.792**	-.677**	-.756**	-.550**	-.718**

Anexo 11.2.- Coeficiente de correlación de *Pearson* entre variables físicas, químicas y fisicoquímicas y las fracciones de la materia orgánica. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral); ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). N=24. **aaa** = ± 800**.

	Deshidrogenasa	Fostatasa Acida	Fostatasa Básica	Arilsulfatasa	Rodanasa	UFC
Nitrógeno	.341**	0.051	0.101	0.080	0.189	.261*
Fosforo	.254*	.436**	0.178	.506**	.232*	.396**
Materia orgánica	.451**	0.171	0.115	.231*	.220*	.379**
Relación C/N	0.194	.225*	0.063	.263*	0.008	0.169
Carbonato equivalente	-.445**	-.422**	0.118	-.235*	-.298**	-.475**
pH	-.320**	0.085	-0.033	.278**	-.297**	0.045
pH (KCl)	-0.057	.257*	-0.068	.410**	-0.187	.341**
Conductividad eléctrica	.254*	.409**	0.139	.375**	.208*	.246*
Capacidad de campo	-0.049	.339**	0.056	.259*	0.096	0.130
Punto de marchitamiento	-.431**	-.405**	0.190	-.233*	-.265*	-.451**
Agua útil	.342**	.630**	-0.147	.407**	.269*	.534**
Na de cambio	0.113	.668**	0.112	.413**	0.164	.440**
K de cambio	-0.061	-.511**	0.179	-.327**	-0.005	-.371**
Ca de cambio	-.419**	-.376**	0.126	-.350**	-0.003	-.498**
Mg de cambio	-0.022	.578**	0.053	.400**	0.024	.465**
Δ bases	-.441**	-.259*	0.155	-.274**	0.007	-.414**
CIC	-.229**	-.407**	-.288**	-.345**	-0.074	-.442**
Volumen lixiviados	-0.112	0.102	0.190	-0.130	0.177	-0.119
Lixiviados Na	0.093	.724**	0.007	.449**	.236*	.431**
Lixiviados K	.231*	.317**	.206*	0.071	0.161	0.187
Lixiviados Ca	0.128	.702**	0.142	.446**	.239*	.392**
Lixiviados Mg	0.141	.292**	0.147	0.056	.210*	-0.022
Parámetro L	-.419**	-.335**	0.109	-0.178	-.354**	-.342**
Parámetro A	0.092	-.298**	-0.141	-.231*	.278**	-.390**
Parámetro B	-0.001	-.387**	-0.139	-.289**	.207*	-.501**
Parámetro C	0.019	-.365**	-0.139	-.275**	.227*	-.479**
Parámetro H	-0.162	.275**	0.127	.218*	-.279**	.330**

Anexo 11.3.- Coeficiente de correlación de *Pearson* entre variables físicas, químicas y fisicoquímicas y parámetros biológicos. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral); ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). N=72. **aaa** =± 450**.

	Se	Cr	Co	Ni	Cu	Ba	Mn	Zn	Mo	As	Cd	Sb	Pb	V
Ácidos húmicos	-0.709**	-0.578**	0.113	-0.193	0.152	-0.704**	.521**	.652**	.496**	.386*	.672**	.441*	.488**	-0.023
Ácidos fúlvicos	-0.417*	-0.334	0.154	0.11	-0.001	-0.534**	.498**	.621**	.536**	0.3	.601**	.369*	0.304	0.067
Materia orgánica libre	0.167	.511**	-0.185	.419*	-0.343	0.041	-0.169	0.182	0.229	.394*	0.046	0.083	-0.477**	.403*
Lípidos libres	0.107	0.146	-0.065	0.215	-0.079	-0.038	0.013	.470*	.603**	0.19	0.127	0.259	-0.047	0.257
Carbono orgánico total	-0.543**	-0.351*	0.003	0.067	-0.074	-0.636**	.484**	.808**	.720**	.519**	.727**	.557**	0.221	0.164
Humina no extraíble	-0.487**	-0.25	-0.027	0.147	-0.09	-0.555**	.418*	.824**	.739**	.563**	.676**	.546**	0.108	0.281
Humina extraíble	-0.355*	-0.284	-0.435*	-0.088	-0.607**	-0.683**	.363*	.673**	.765**	.573**	.805**	.819**	-0.07	-0.157
Relación AH/AF	0.002	-0.026	-0.07	-0.197	0.19	0.212	-0.27	-0.241	-0.31	-0.019	-0.213	-0.21	-0.077	0.048
Relación E ⁴ /E ⁶	0.002	.416*	0.099	.649**	-0.246	0.147	0.162	.581**	.471*	.714**	0.286	0.249	-0.636**	.855**
E ⁴	-0.469*	-0.567**	0.145	-0.486**	.614**	-0.419*	0.051	-0.119	-0.233	-0.458*	-0.122	-0.244	.818**	-0.370*
E ⁶	-0.336	-0.606**	0.055	-0.637**	.529**	-0.388*	-0.014	-0.350*	-0.366*	-0.638**	-0.188	-0.269	.857**	-0.644**
A ⁵²⁸	-0.302	-0.333	.364*	-0.187	.800**	-0.038	-0.067	-0.219	-0.381*	-0.409*	-0.335	-0.495**	.565**	0.09
A ⁵⁷⁰	-0.03	-0.001	.348*	-0.048	.837**	.473**	-0.317	-0.506**	-0.608**	-0.573**	-0.654**	-0.762**	0.313	0.135
A ⁶¹⁷	-0.093	-0.101	0.297	-0.176	.889**	0.262	-0.313	-0.477**	-0.579**	-0.638**	-0.613**	-0.741**	-0.528**	-0.015

Anexo 11.4.- Coeficiente de correlación de *Pearson* entre fracciones de la materia orgánica y metales pesados * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral); ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). N=24. **aaa** =± 700**.

	Se	Cr	Co	Ni	Cu	Ba	Mn	Zn	Mo	As	Cd	Sb	Pb	V
Deshidrogenasa	-0.274**	-0.341**	0.041	-0.181	-0.144	-0.436**	.298**	.426**	.401**	.304**	.453**	.395**	0.164	-0.081
Fosfatasa ácida	.331**	-0.181	-0.063	0.045	-0.490**	-0.474**	.354**	.374**	.462**	0.179	.374**	.571**	0.096	-0.365**
Fosfatasa básica	-0.11	0.168	-0.035	.199*	-0.088	-0.063	-0.004	.212*	.205*	0.158	0.019	0.1	-0.199*	.257*
Arilsulfatasa	0.136	-0.034	-0.068	-0.087	-0.355**	-0.220*	0.156	.273*	.348**	0.124	.238*	.382**	-0.002	-0.255*
Rodanasa	-0.003	-0.343**	.439**	0.158	0.126	-0.287**	.423**	.284**	0.159	0.015	0.186	0.122	.357**	-0.072
UFC	0.095	-0.139	-0.235*	0.069	-0.587**	-0.427**	.306**	.450**	.542**	.473**	.550**	.599**	-0.132	-0.222*

Anexo 11.5.- Coeficiente de correlación de *Pearson* entre variables metales pesados asimilables y parámetros biológicos * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral); ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). N=72. **aaa** =± 500**.

	Deshidrogenasa	Fosfatasa acida	Fosfatasa básica	Arilsulfatasa	Rodanasa	UFC
Ácidos húmicos	.588**	0.218	0.206	0.209	0.345	0.217
Ácidos fúlvicos	.700**	0.045	0.046	0.359	0.346	0.326
Materia orgánica libre	-0.231	0.069	-0.211	-.467*	-.585**	0.389
Lípidos libres	0.426	0.271	0.343	-0.014	0.078	0.186
Carbono orgánico total	.579**	0.219	0.329	0.152	0.219	0.257
Humina no extraíble	.436*	0.215	0.420	0.026	0.184	0.162
Humina extraíble	.462*	0.394	0.299	0.238	-0.321	0.404
Relación AH/AF	-0.408	0.049	0.010	-0.298	-0.021	-0.279
Relación E ⁴ /E ⁶	-0.282	-0.049	.473*	-.560*	-0.146	0.001
E ⁴	.442*	0.259	-0.251	0.418	.676**	-0.347
E ⁶	0.400	0.169	-0.411	.552*	.475*	-0.191
A ⁵²⁸	-0.180	-0.067	-0.201	-0.245	.756**	-.692**
A ⁵⁷⁰	-.460*	-.631**	0.101	-0.217	.496*	-.455*
A ⁶¹⁷	-0.252	-.498*	0.034	-0.050	.680**	-.464*

Anexo 11.6.- Coeficiente de correlación de *Pearson* entre parámetros biológicos y fracciones de la materia orgánica. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral); ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). N=24. **aaa** =± 600**.

	AGREGADO GRANDE				AGREGADO MEDIANO				AGREGADO PEQUEÑO				
	Tamaño				Tamaño				Tamaño				
	Circular.	Area media	Perimetro	Feret	Circular.	Area media	Perimetro	Feret	Circular.	Porcentaje	Area media	Perimetro	Feret
Nitrógeno	-.322	-.063	.043	-.074	.291	-.166	-.113	-.244	.754*	.22	-.068	-.153	-.206
Fosforo asimilable	-.739*	-.680*	-.557	-.666*	-.077	-.785*	-.750*	-.810**	.735*	.860**	-.745*	-.779*	-.814**
Materia orgánica	-.697*	-.652*	-.541	-.651*	-.082	-.686*	-.621	-.707*	.756*	.775*	-.680*	-.723*	-.756*
Carbono/nitrógeno	-.569	-.705*	-.658*	-.652*	-.786*	-.666*	-.497	-.366	-.277	.602	-.672*	-.558	-.559
Carbonato equivalente	.966**	.512	.27	.402	.58	.849**	.53	.438	-.269	-.681*	.495	.416	.523
pH	.543	.433	.327	.439	-.175	.553	.57	.670*	-.812**	-.648*	.507	.578	.611
pH (KCl)	.916**	.888**	.739*	.810**	.576	.833**	.574	.598	-.43	-.795**	.814**	.758*	.833**
pH (pasta saturada)	.743*	.731*	.614	.715*	.153	.644*	.506	.634*	-.803**	-.723*	.692*	.727*	.781*
Conductividad eléctrica	-.762*	-.496	-.318	-.449	.026	-.743*	-.656*	-.729*	.788*	.749*	-.568	-.601	-.676*
pF 1/3atm	-.478	-.746*	-.724*	-.697*	-.367	-.709*	-.735*	-.686*	.029	.725*	-.808**	-.749*	-.743*
pF 15 atm	-.396	-.723*	-.747*	-.708*	-.779*	-.47	-.353	-.237	-.314	.472	-.639*	-.54	-.512
Agua util	-.293	-.453	-.421	-.39	.05	-.578	-.718*	-.713*	.144	.581	-.601	-.577	-.587
Sodio (bases de cambio)	-.720*	-.950**	-.935**	-.960**	-.613	-.792**	-.657*	-.657*	.232	.848**	-.940**	-.889**	-.891**
Potasio (bases de cambio)	-.732*	-.612	-.483	-.605	-.145	-.738*	-.650*	-.700*	.668*	.797**	-.659*	-.687*	-.721*
Calcio (bases de cambio)	-.063	-.159	-.131	-.084	.39	-.218	-.333	-.465	.307	.211	-.264	-.279	-.323
Magnesio (bases de cambio)	-.866**	-.839**	-.689*	-.753*	-.417	-.759*	-.513	-.598	.556	.727*	-.763*	-.726*	-.816**
Suma de bases	-.225	-.313	-.260	-.230	.282	-.354	-.418	-.556	.393	.346	-.399	-.407	-.463
CIC	0.295	0.04	-0.005	0.096	0.501	0.252	0.16	0.071	0.257	-0.223	0.033	-0.007	-0.054
Volumen lixivados	.610	-.553	-.645	-.517	-.351	.034	-.147	-.053	-.650	.103	-.468	-.347	-.221
Parámetro L	.621	.880**	.863**	.892**	.627*	.776*	.721*	.638*	-.068	-.851**	.890**	.840**	.804**
Parámetro A	-.606	-.918**	-.902**	-.926**	-.368	-.820**	-.830**	-.842**	.306	.937**	-.979**	-.963**	-.933**
Parámetro B	.183	-.405	-.574	-.461	-.353	-.086	-.215	-.149	-.497	.2	-.417	-.37	-.26
Parámetro C	.147	-.441	-.605	-.496	-.363	-.127	-.253	-.189	-.468	.243	-.456	-.41	-.301
Parámetro H	.752*	.887**	.808**	.875**	.297	.897**	.860**	.893**	-.513	-.983**	.952**	.949**	.955**

Anexo 11.7.- Correlación de Pearson entre agregados y los parámetros químicos, físicos y fisicoquímicos. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral).

** La correlación es significativa al nivel. **aaa**± 800**

	ZONA DE CONCAVIDAD (≈50-30 μm)												POROS (10-1 μm)												POROS (1-0.5 μm)											
	Tamaño				Tamaño				Tamaño				Tamaño				Tamaño				Tamaño				Tamaño											
	Circularidad	Porcentaje	Area media	Perimetro	Feret	Circularidad	Porcentaje	Area media	Perimetro	Feret	Circularidad	Porcentaje	Area media	Perimetro	Feret	Circularidad	Porcentaje	Area media	Perimetro	Feret	Circularidad	Porcentaje	Area media	Perimetro	Feret											
Nitrógeno	.239	.149	.575	-.187	.931*	-.158	.36	.43	.207	.267	.118	-.611	.492	.175	.425	-.452	-.352	.a	.147	.163	-.452	-.352	.a	.147	.163											
Fosforo asimilable	-.017	.603	.808	.367	.698	.407	-.109	-.16	-.342	-.174	.739	-.961*	.228	-.323	.06	.343	-.869	.a	-.554	-.52	.343	-.869	.a	-.554	-.52											
Materia orgánica	.03	.502	.785	.223	.802	.295	-.006	-.024	-.231	-.083	.628	-.937*	.296	-.226	.145	.144	-.795	.a	-.388	-.355	.144	-.795	.a	-.388	-.355											
Carbono/nitrógeno	-.508	.362	.08	.518	-.453	.805	-.74	-.862	-.799	-.703	.782	-.378	-.534	-.747	-.64	.941*	-.622	.a	-.737	-.708	.941*	-.622	.a	-.737	-.708											
Carbonato equivalente	.191	-.376	-.651	-.119	-.668	-.483	.219	.219	.426	.297	-.751	.984**	-.078	.427	.075	-.188	.888	.a	.35	.306	-.188	.888	.a	.35	.306											
pH	-.139	-.544	-.832	-.256	-.858	-.192	-.103	-.08	.125	-.026	-.549	.894	-.399	.119	-.253	-.105	.729	.a	.386	.359	-.105	.729	.a	.386	.359											
pH (KCl)	.711	-.011	-.172	.113	-.143	-.872	.729	.698	.846	.785	-.915*	.878	.503	.858	.629	-.322	.934*	.a	.232	.169	-.322	.934*	.a	.232	.169											
Conductividad eléctrica	-.065	.473	.742	.208	.738	.391	-.107	-.124	-.328	-.184	.7	-.967*	.201	-.324	.045	.196	-.851	.a	-.404	-.366	.196	-.851	.a	-.404	-.366											
pF 1/3atm	-.528	.288	-.028	.479	-.559	.781	-.753	-.87	-.783	-.706	.711	-.266	-.585	-.732	-.672	.922*	-.53	.a	-.682	-.656	.922*	-.53	.a	-.682	-.656											
pF 15 atm	-.589	.099	-.251	.342	-.737	.736	-.782	-.877	-.754	-.724	.573	-.069	-.694	-.712	-.743	.829	-.36	.a	-.523	-.5	.829	-.36	.a	-.523	-.5											
Agua útil	-.517	.256	-.083	.469	-.817	.746	-.74	-.857	-.753	-.687	.653	-.188	-.596	-.702	-.671	.909*	-.46	.a	-.655	-.632	.909*	-.46	.a	-.655	-.632											
Sodio (bases de cambio)	-.55	.398	.326	.393	-.05	.895	-.727	-.809	-.865	-.739	.985**	-.779	-.433	-.831	-.586	.791	-.926*	.a	-.692	-.643	.791	-.926*	.a	-.692	-.643											
Potasio (bases de cambio)	.12	.594	.85	.323	.82	.242	.059	.021	-.175	-.013	.603	-.913*	.373	-.162	.218	.194	-.768	.a	-.463	-.435	.194	-.768	.a	-.463	-.435											
Calcio (bases de cambio)	-.773	-.248	-.546	.003	-.865	.748	-.876	-.905*	-.785	-.825	.465	.051	-.886	-.769	-.891	.59	-.244	.a	-.202	-.173	.59	-.244	.a	-.202	-.173											
Magnesio (bases de cambio)	-.843	-.217	-.061	-.307	-.017	.89	-.816	-.751	-.880	-.868	.835	-.747	-.663	-.905*	-.756	.212	-.828	.a	-.045	.02	.212	-.828	.a	-.045	.02											
Suma de bases	-.836	-.242	-.496	-.024	-.795	.831	-.933*	-.954*	-.862	-.893	.569	-.077	-.912*	-.85	-.934*	.594	-.363	.a	-.214	-.178	.594	-.363	.a	-.214	-.178											
CIC	-.808	-.683	-.877	-.0449	-.909*	0.533	-.0769	-.076	-.0592	-.0728	0.13	0.312	-.937*	-.0614	-.868	0.123	0.068	.a	0.3	0.324	0.123	0.068	.a	0.3	0.324											
Volumen lixivados	-.547	.096	-.343	.414	-.841	.998*	-.893	-.990*	-.996*	-.861	.452	.501	-.671	-.963	-.768	.769	.055	.a	-.452	-.452	.769	.055	.a	-.452	-.452											
Parámetro L	.017	-.827	-.73	-.786	-.251	-.519	.265	.418	.466	.269	-.791	.725	-.086	.404	.084	-.846	.787	.a	.942*	-.894	-.846	.787	.a	.942*	-.894											
Parámetro A	-.192	.719	.574	.726	.065	.657	-.442	-.589	-.615	-.437	.855	-.689	-.111	-.554	-.274	.912*	-.808	.a	-.922*	-.894	.912*	-.808	.a	-.922*	-.894											
Parámetro B	-.102	.225	-.232	.533	-.759	.22	-.316	-.453	-.246	-.224	.081	.388	-.322	-.188	-.314	.724	.136	.a	-.506	-.522	.724	.136	.a	-.506	-.522											
Parámetro C	-.108	.257	-.198	.559	-.741	.247	-.33	-.472	-.271	-.24	.121	.347	-.32	-.21	-.32	.755	.094	.a	-.541	-.556	.755	.094	.a	-.541	-.556											
Parámetro H	.17	-.693	-.705	-.588	-.349	-.628	.361	.47	.573	.39	-.894	.887	.002	.53	.181	-.718	.923*	.a	.808	.773	-.718	.923*	.a	.808	.773											

Anexo 11.8.- Correlación de Pearson entre poros y los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral).

** La correlación es significante al nivel 0,01 (unilateral).^a No se puede calcular porque al menos una variable es constante. **aaa**=± 800**

		Mn	Ba	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	As	Se	Cd	Sb	Pb	
Agregado grande	Tamaño	AM	.763*	.743*	-.707	-.551	-.391	.584	-.843*	-.671	-.696	-.621	-.697	-.817*	-.914**	-.707
		PER	.593	.69	-.803*	-.546	-.497	.447	-.874*	-.584	⁻⁶¹⁷	-.539	-.648	-.716	-.782*	-.062
		Feret	.66	.738*	-.811*	-.634	-.393	.582	-.910**	-.695	-.724	-.645	-.742*	-.819*	-.866*	-.0717
		Circularidad	.759*	.465	-.001	-.268	.183	.62	-.23	-.502	-.49	-.471	-.404	-.587	-.685	-.488
Agregado mediano	Tamaño	%	0,595	.267	-.093	-.342	.234	.66	-.326	-.586	-.557	-.659	-.502	-.606	-.802*	-.636
		AM	.299	-.006	-.101	-.332	.332	.594	-.29	-.553	-.512	-.691	-.486	-.499	-.707	-.0641
		PER	.274	-.021	-.171	-.371	.332	.631	-.352	-.607	-.568	-.738*	-.548	-.551	-.744*	-.071
		Feret	.268	-.001	-.296	-.446	.336	.717	-.462	-.714	-.683	-.807*	-.667	-.667	-.806*	-.830*
Circularidad	0,593	.693	-.119	-.03	-.553	-.112	-.173	.106	.076	.159	.09	-.053	-.135	.205		
Agregado pequeño	Tamaño	%	-.0,53	-.327	.396	.566	-.191	-.784*	.592	.774*	.753*	.838*	.727	.778*	.913**	.831*
		AM	.602	.494	-.607	-.553	-.156	.653	-.762*	-.719	-.723	-.741*	-.724	-.793*	-.932**	-.791*
		PER	.511	.431	-.655	-.611	-.073	.707	-.793*	-.780*	-.783*	-.798*	-.789*	-.828*	-.924**	-.856*
		Feret	.591	.432	-.571	-.566	-.021	.750*	-.739*	-.794*	-.793*	-.800*	-.781*	-.855*	-.966**	-.876*
Circularidad	-.0,117	.012	.259	.42	-.483	-.703	.34	.67	.66	.609	.626	.631	.504	.719		

Anexo 11.9.- Correlación de *Pearson* entre agregados y metales pesados asimilables. %: porcentaje de área ocupada, AM: área media, PER: perímetro y Feret: diámetro feret. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral). ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). **aaa**=± 850*.

		Mn	Ba	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	As	Se	Cd	Sb	Pb	
30-50 µm	Tamaño	%	.148	.229	.778	.733	-.755	-.572	.616	.62	.584	.787	.653	.396	.377	.613
		AM	-.01	-.122	.976*	.960*	-.953*	-.806	.772	.829	.809	.898	.858	.622	.44	0,744
		PER	.248	.461	.527	.466	-.508	-.32	.415	.38	.337	.598	.411	.173	.277	0,431
		Feret	-.031	-.409	.89	.928*	-.924*	-.74	.594	.723	.729	.651	.747	.569	.201	0,535
Circularidad	.808	.549	.475	.508	-.675	-.003	-.099	.023	0	.128	.078	-.272	-.502	-.145		
10-30 µm	Tamaño	%	.795	.429	.382	.439	-.606	.07	-.218	-.068	-.079	-.028	-.018	-.328	-.627	-.276
		AM	.74	.318	.303	.374	-.532	.11	-.282	-.121	-.123	-.129	-.077	-.343	-.676	-.0346
		PER	.875	.523	.146	.21	-.395	.301	-.447	-.304	-.312	-.27	-.256	-.533	-.797	-.0501
		Feret	.848	.515	.328	.381	-.559	.139	-.274	-.133	-.147	-.073	-.081	-.398	-.667	-.0328
Circularidad	-.891	-.548	-.076	-.141	.329	-.366	.509	.37	.377	.338	.324	.588	.838	.561		
1-10 µm	Tamaño	%	.792	.783	-.706	-.675	.509	.956*	-.970*	-.950*	-.958*	-.879	-.931*	-.999**	-.926*	-.968*
		AM	.618	.296	.675	.712	-.841	-.257	.131	.268	.251	.329	.318	-.016	-.315	0,076
		PER	.897	.569	.175	.233	-.422	.287	-.422	-.284	-.296	-.231	-.235	⁻⁵²⁸	-.777	-.0473
		Feret	.722	.377	.538	.585	-.736	-.094	-.044	.101	.086	.155	.152	-.177	-.478	-.0101
Circularidad	-.865	-.598	.348	.281	-.096	-.701	.818	.712	.712	.703	.68	.835	.987**	.854		
0,5-1 µm	Tamaño	%	.866	.71	-.524	-.472	.289	.845	-.918*	-.849	-.852	-.809	-.821	-.943*	-.996**	-.938*
		AM	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a
		PER	.104	-.186	-.54	-.463	.431	.499	-.627	-.554	-.517	-.738	-.568	-.429	-.585	-.0656
		Feret	.039	-.242	-.536	-.462	.443	.465	-.589	-.522	-.483	-.714	-.539	-.382	-.532	-.0616
Circularidad	-.249	.189	.18	.088	-.026	-.274	.459	.329	.296	.506	.325	.309	.608	.513		

Anexo 11.10.- Correlación de *Pearson* entre poros y metales pesados asimilables. %: porcentaje de área ocupada, AM: área media, PER: perímetro y Feret: diámetro feret. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral). ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). ^a No se puede calcular porque al menos una variable es constante. **aaa**=± 850*.

	AGREGADO GRANDE				AGREGADO MEDIANO					AGREGADO PEQUEÑO				
	Cir.	Tamaño			Cir.	%	Tamaño			Cir.	%	Tamaño		
		ÁM	Per.	Feret			ÁM	Per.	Feret			ÁM	Per.	Feret
Ácidos húmicos	-.55	-.94**	-.93**	-.959**	-.113	-.664	-.641	-.699	-.774	.606	.866*	-.972**	-.978**	-.952**
Ácidos fúlvicos	-.07	-.795	-.911*	-.873*	-.022	-.098	-.062	-.162	-.357	.548	.394	-.673	-.726	-.671
AH/AF	-.201	.537	.663	.585	-.276	-.215	-.230	-.093	.190	-.655	-.053	.389	.475	.460
Materia orgánica libre	-.485	-.081	.067	-.012	.255	-.749	-.889*	-.870*	-.756	.340	.672	-.398	-.387	-.426
Lípidos libres	-.489	-.885*	-.894*	-.921*	-.063	-.647	-.658	-.716	-.783	.599	.864*	-.944**	-.962**	-.922*
Carbono orgánico total	-.412	-.750	-.760	-.799	.048	-.645	-.720	-.773	-.816*	.589	.863*	-.875*	-.907*	-.857*
Humina no extraíble	-.416	-.642	-.635	-.687	.082	-.685	-.790	-.828*	-.834*	.539	.871*	-.817*	-.847*	-.798
Humina extraíble	-.328	-.388	-.373	-.442	.081	-.626	-.768	-.774	-.711	.334	.758	-.609	-.633	-.574
E ⁴ E ⁶	-.122	-.814*	-.903*	-.868*	.172	-.215	-.226	-.346	-.565	.761	.512	-.763	-.833*	-.799
E ⁴	-.525	-.488	-.376	-.413	.383	-.748	-.843*	-.900*	-.944**	.793	-.716	-.736	-.790	.717
E ⁶	-.437	-.055	.106	.057	.391	-.627	-.734	-.742	-.7	.523	-.324	-.32	-.403	.419
A ⁵²⁸	-.677	-.775	-.674	-.700	.094	-.791	-.781	-.837*	-.902*	.734	.863*	-.892*	-.884*	-.934*
A ⁵⁷⁰	.031	-.258	-.316	-.249	-.462	.380	.626	.618	.521	-.225	-.371	.076	.121	.108
A ⁶¹⁷	.113	-.277	-.342	-.259	-.167	.392	.578	.523	.347	.077	-.336	.012	.015	-.013

Anexo 11.11.- Correlación de *Pearson* entre microagregados y fracciones de la materia orgánica. Cir: circularidad, %: porcentaje de área ocupada, AM: área media, PER: perímetro y Feret: diámetro feret.* Correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral). ** Correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). a: No se puede calcular porque al menos una variable es constante. **aaa**=± 900**

	ZONA DE CONCAVIDAD (≈50-30 μm)						POROS (30-10 μm)						POROS (10-1 μm)						POROS (1-0.5 μm)					
	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%				
	AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.		
Ácidos húmicos	-0.332	.602	.581	.616	.265	.759	-0.538	-0.667	-0.716	-0.550	.955	-0.999**	-0.194	-0.671	-0.368	.995*	-0.983	a	-0.870	-0.836				
Ácidos fúlvicos	-.924	-0.192	-0.218	-0.176	-0.541	.991*	-0.987	-0.999**	-0.998*	-0.985*	.858	-0.673	-0.860	-0.999**	-0.938	.593	-0.793	a	-2.113	-1.149				
AH/AF	.884	.878	.890	.870	.993	-0.532	.755	.639	.585	.745	-0.152	-0.140	.942	.635	.866	.241	.038	a	-0.616	-0.666				
Materia orgánica libre	.053	.861	.847	.870	.613	.454	-0.176	-0.332	-0.396	-0.191	.770	-0.922	.195	-0.337	.014	.957	-0.839	a	-0.992*	-0.982				
Lípidos libres	-1.145	.744	.726	.755	.445	.620	-0.367	-0.512	-0.569	-0.380	.881	-0.980	-0.002	-0.516	-0.183	.995*	-0.929	a	-0.948	-0.926				
Carbono orgánico total	.121	.894	.882	.902	.666	.391	-0.108	-0.267	-0.331	-0.122	.725	-0.893	.262	-0.271	.083	.934	-0.799	a	-0.998*	-0.993*				
Humina no extraíble	.233	.939	.930	.945	.746	.284	.006	-0.156	-0.222	-0.009	.642	-0.836	.370	-0.160	.196	.888	-0.726	a	-0.998*	-0.999**				
Humina extraíble	.497	.998*	.996*	.999**	.903	.003	.287	.129	.061	.273	.400	-0.648	.616	.124	.464	.723	-0.503	a	-0.942	-0.962				
E ⁴ /E ⁶	-0.866	-0.062	-0.088	-0.045	-0.426	.999**	-0.957	-0.991*	-0.998*	-0.961	.918	-0.764	-0.786	-0.992*	-0.885	.693	-0.866	a	-0.339	-0.277				
E ⁴	-0.520	.424	.400	.440	.060	.877	-0.701	-0.807	-0.845	-0.711	.996*	-0.980	-0.392	-0.809	-0.552	.964	-0.999**	a	-0.749	-0.704				
E ⁶	-0.500	.445	.421	.460	.083	.866	-0.648	-0.793	-0.832	-0.695	.993*	-0.984	-0.371	-0.796	-0.533	.961	-0.999**	a	-0.764	-0.721				
A ⁵²⁸	-0.655	.268	.242	.284	-0.107	.945	-0.809	-0.894	-0.922	-0.818	.997*	-0.933	-0.540	-0.896	-0.683	.891	-0.982	a	-0.629	-0.577				
A ⁶⁷⁰	-0.655	-0.92*	-0.95*	-0.990*	-0.969	.189	-0.465	-0.317	-0.252	-0.452	-0.217	.490	-0.756	-0.312	-0.625	-0.577	.327	a	.860	.891				
A ⁸¹⁷	-0.756	-0.963	-0.970	-0.959	-0.994*	.327	-0.587	-0.449	-0.387	-0.575	-0.075	.360	-0.842	-0.445	-0.730	-0.454	.189	a	.778	.817				

Anexo 11.12.- Correlación de Pearson entre microporos y fracciones de la materia orgánica. Cir.: circularidad, %; porcentaje de área ocupada, AM: área media, PER: perímetro y Feret: diámetro feret. * Correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral). ** Correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). a: No se puede calcular porque al menos una variable es constante. aaa±900**

	ZONA DE CONCAVIDAD (≈50-30 μm)						POROS (30-10 μm)						POROS (10-1 μm)						POROS (1-0.5 μm)					
	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%				
	AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.		
Deshidrogenasa	-0.382	-0.173	-0.041	-0.191	-0.191	0.618	-0.354	-0.339	-0.414	-0.591	0.896*	-0.312	-0.448	-0.565										
Fosfatasa ácida	0.102	-0.737	-0.660	-0.678	-0.678	0.165	-0.688	-0.865*	-0.904*	-0.864*	0.041	-0.946**	-0.897*	-0.882*										
Fosfatasa	0.586	-0.870*	-0.928*	-0.890*	-0.890*	-0.295	0.220	0.083	0.026	0.220	-0.262	0.144	-0.587	-0.424										
Arlisulfatasa	0.363	-0.401	-0.481	-0.402	-0.402	-0.806	0.226	0.222	0.280	0.434	-0.858*	-0.126	0.015	0.171										
Rodanasa	0.580	-0.910*	-0.949**	-0.938**	-0.938**	0.019	0.199	0.027	-0.076	-0.231	0.094	-0.671	-0.701	-0.612										
UFC	0.27	-0.555	-0.598	-0.558	-0.558	-0.764	0.219	0.252	0.291	0.387	-0.623	-0.216	-0.113	0.036										

Anexo 11.13.- Correlación de Pearson entre poros y los parámetros bioquímicos. N=4. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral). ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). A No se puede calcular porque al menos una variable es constante aaa±900.

	ZONA DE CONCAVIDAD (≈50-30 μm)						POROS (30-10 μm)						POROS (10-1 μm)						POROS (1-0.5 μm)					
	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%	Tamaño		Cir.	%				
	AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.			AM	Per.		
Deshidrogenasa	.963	.877	.289	.989*	-0.715	.968	.839	.810	.983	.248	-0.947	.993*	.902	.999**	-	-0.699	A	-0.248	-0.248					
Fosfatasa ácida	.272	.813	.483	.958	-0.145	.698	-0.248	-0.584	-0.182	.969	-0.324	.119	-0.430	-0.022	.987	-0.716	A	-0.969	-0.969					
Fosf. básica	-0.553	-0.088	-0.350	-0.407	-0.845	.998*	-0.897	-0.996*	-0.996*	.445	.507	-0.676	-0.965	-0.773	.764	.063	A	-0.445	-0.445					
Arlisulfatasa	-0.781	-0.220	-0.619	-0.109	-0.968	.931	-0.989*	-0.975	-0.977	.150	.746	-0.869	-0.999*	-0.929	.531	.364	A	-0.150	-0.150					
Rodanasa	-0.455	.201	-0.242	.508	-0.779	.999*	-0.841	-0.969	-0.802	.543	.406	-0.588	-0.929	-0.696	.832	-0.051	A	-0.543	-0.543					
UFC	.999**	.781	.974	.536	.913	-0.500	.865	.662	.623	.897	.500	.988*	.752	.956	.115	-0.866	A	-0.500	-0.500					

Anexo 11.14.- Correlación de Pearson entre poros y los parámetros bioquímicos. N=3. Cir.: circularidad. * La correlación es significativa al nivel 0,05 (unilateral). ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (unilateral). A No se puede calcular porque al menos una variable es constante aaa±900.

CONCLUSIONES

1. El empleo de los microcosmos edáficos como método experimental de laboratorio para el estudio del comportamiento de los suelos, ha resultado ser un método eficaz ya que permite controlar los parámetros del experimento y la repetición de éste. Nuestros resultados, apoyados sistemáticamente en la bibliografía que proviene mayoritariamente de ensayos de campo y la validación del método por la comunidad científica, demuestran que los ensayos en microcosmos edáficos permiten extrapolar las hipótesis de trabajo a la realidad del comportamiento de los suelos *in-vivo*.
2. Hemos determinado la influencia del tipo de suelo, la dosis de enmienda, la temperatura de incubación y el tiempo de incubación, sobre los efectos de la enmienda con un co-compost elaborado con una mezcla de lodos de aguas residuales urbanas y restos de poda vegetal. De todos estos parámetros, el de mayor influjo es el tipo de suelo. La importancia del resto de parámetros es variable dependiendo de las características del suelo y de la propiedad evaluada. Por esta razón, a las recomendaciones sobre enmiendas orgánicas no se les debe conferir un valor generalista, sino particular para determinadas tipologías de suelo, o para ciertas características determinantes de los suelos.
3. El co-compost empleado como enmienda orgánica es una mezcla de materiales, en el que la fracción orgánica supone un 35.3% del total, por tanto, se encuentra en el límite de su clasificación como compost. El espectro bioquímico de esa materia orgánica nos revela una relativa inmadurez, consecuencia de su origen (lodos de depuración y restos vegetales de diversa procedencia). El co-compost ensayado presenta un elevado contenido en materiales inorgánicos, cuya textura es franco-arcillo-limosa como corresponde a un elevado porcentaje de fracciones limo y arcilla. La mineralogía de estas fracciones revela un origen mixto: lodo de depuración, aportes eólicos y suelos circundantes a la planta de compostaje. Para las dosis añadidas, se supone que esta fracción mineral no tiene influencia significativa sobre los suelos

enmendados.

4. La enmienda con el co-compost ensayado, proporciona a los suelos materia orgánica y dentro de ésta, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, huminas, materia orgánica libre, etc, todas ellas, fracciones orgánicas con gran influencia en diversos aspectos edáficos. También aporta nutrientes, como nitrógeno, fósforo, potasio, etc y otros elementos, en algunos casos beneficiosos, por ejemplo los carbonatos (posible corrección de pH ácido). La aplicación de co-compost redundará en un aumento de la actividad biológica y enzimática, en la fijación de ciertos metales pesados, en un incremento de la microporosidad del suelo, en la remodelación de algunos agregados edáficos, y en el aumento de la capacidad de campo y del contenido de agua útil.

En algunos casos se han encontrado consecuencias negativas de la enmienda, entre las que podemos citar: a) Respuesta muy acelerada del suelo, que puede conducir a un déficit de nutrientes (p.e. de nitrógeno, debido a la elevada ratio C/N que se alcanza). b) Aumento de la humedad en el punto de marchitamiento permanente, que conlleva una disminución del agua utilizable. c) Aumento de la conductividad eléctrica, con los consiguientes problemas para los cultivos menos tolerantes. d) Incremento excesivo de fósforo asimilable, lo que podría llevar a la contaminación de las capas freáticas. e) Aporte de algunos metales pesados en cantidades significativas, con las consiguientes limitaciones a la hora de considerar enmiendas sucesivas. f) Aporte de lípidos libres con una tendencia a la acumulación, lo que podría conducir a la hidrofobicidad del suelo tras los sucesivos aportes.

5. La incubación de los suelos enmendados con el co-compost, a distintas temperaturas y durante distinto tiempo, da lugar a una serie de cambios en las distintas propiedades químicas, físicas y fisicoquímicas analizadas. Los más importantes son: a) La materia orgánica total se degrada principalmente con la alta temperatura y especialmente en los suelos más ricos en dicha fracción. b) El nitrógeno, sobre todo en los suelos más arcillosos, y el potasio, manifiestan pérdidas con la alta temperatura; en el caso del nitrógeno, su excesivo consumo eleva la ratio C/N a niveles que podrían limitar su disponibilidad (sería el caso de algunos suelos con dosis alta e incubados a alta temperatura). c) El fósforo asimilable incorporado por el co-compost, salvo excepciones, presenta una rápida pérdida de asimilabilidad, por inmovilización. d) El pH desciende por efecto de la alta temperatura de incubación. e) La alta temperatura de incubación contribuye a un incremento de la capacidad de intercambio catiónico. f) Los suelos pobres en carbonatos manifiestan un incremento de los mismos con la incubación y con el aumento de la temperatura, lo que podría indicar una posible fijación de CO₂, por acción de los microorganismos del suelo. g) La mineralización de la materia orgánica, sobre todo con la alta temperatura de incubación, supone un aumento significativo de la conductividad eléctrica. h) La enmienda de co-compost aumenta significativamente la retención de agua en punto de marchitamiento permanente, lo que hace disminuir el agua utilizable por las plantas, no obstante, la incubación a alta temperatura genera un aumento significativo de la humedad a la capacidad de campo, lo que finalmente determina un incremento importante del agua utilizable por las plantas y de la permeabilidad del suelo (volumen de lixiviados). i) El color de los suelos se modifica con la simple adición de co-compost; sin embargo, también existen variaciones de color debidas al tiempo (aumento de la coloración y de

la cantidad de pigmentación) y la temperatura de incubación (mayor claridad).

6. Respecto a los metales pesados, el co-compost ensayado se clasifica como de clase B. Por tanto, su adición, está permitida en suelos urbanos sin contacto público directo, en suelos forestales y en suelos agrícolas. Con las dosis utilizadas en este trabajo (35 y 140 t ha⁻¹), en los suelos ensayados no se sobrepasan los niveles de metales pesados establecidos por la legislación; no obstante, podemos destacar un incremento significativo en las cantidades asimilables de Mo, Zn, As, Sb y As.

Durante la incubación, especialmente a alta temperatura, los suelos enmendados disminuyen las cantidades asimilables de algunos metales pesados. Este hecho resulta estadísticamente significativo en el caso de Ba, Mo y Sb con la incubación y para As, Sb y V, con la alta temperatura. Otros metales, como Co, Cu, Zn, Mo, Cd y Pb, muestran similares tendencias, pero con carácter sustrato dependiente. Estos datos confirman el potencial uso del compost frente a la remediación de zonas contaminadas por metales pesados.

7. La evolución de la materia orgánica de los suelos, durante la incubación, está muy marcada por los caracteres edáficos de los mismos. Los suelos con menor contenido en materia orgánica (< 2%= suelos L y M) manifiestan una evolución diferencial entre el suelo enmendado y el suelo sin enmienda, por el contrario, los suelos más ricos en materia orgánica (> 2%= suelos K y N) muestran similar evolución, estén, o no, enmendados. Por tanto, los suelos más degradados deben ser los más vigilados y estudiados, en relación con las enmiendas orgánicas.

La incubación a alta temperatura en los suelos sin enmienda, generalmente origina procesos de mineralización de algunas fracciones de la materia orgánica y humificación o maduración de otras fracciones (p.e. ácidos húmicos). En la evolución de los suelos enmendados, existe una influencia decisiva del sustrato edáfico, de modo que la alta temperatura incrementa la mineralización y la humificación de la materia orgánica en los suelos con materia orgánica relativamente menos evolucionada, inhibiéndose ambos procesos a baja temperatura. Por el contrario, los suelos más evolucionados manifiestan un incremento de la mineralización con la alta temperatura, pero no muestran signos de humificación, algo que si se observa a temperaturas relativamente más bajas.

8. El co-compost a las dosis utilizadas, puede ser considerado seguro respecto a la presencia de coliformes fecales. La enmienda de co-compost incrementa significativamente las actividades fosfatasa básica y rodanasa; también, el resto de actividades enzimáticas analizadas (deshidrogenasa, fosfatasa ácida y arilsulfatasa) son incrementadas con la enmienda, si bien, la influencia de otras condiciones experimentales (tipo de suelo, tiempo y temperatura de incubación) es superior. La incubación en el microcosmos edáfico determina mayoritariamente un proceso de adaptación (descenso y posterior incremento de la actividad) bien al microcosmos edáfico o bien a la enmienda del co-compost. La alta temperatura resulta muy beneficiosa para el incremento de la actividad biológica, indicada por la actividad deshidrogenasa. Sin embargo, el resto de actividades enzimáticas, generalmente disminuyen su nivel con la alta temperatura, algo que indica que para las actividades específicas es más beneficiosa una temperatura media.

-
9. A causa de las dificultades de su estudio y de la puesta a punto de un método de trabajo específico, se han analizado los cambios en los parámetros estructurales de uno sólo de los suelos muestreados para la consecución de esta memoria, concretamente el suelo de cultivo de olivar de la provincia de Jaén sobre materiales margosos (suelo L).

La estructura de este suelo se ve sustancialmente modificada con la adición de co-compost. La modificación de los agregados estructurales se produce en dos etapas: La primera, entre 0 a 45 días, se caracteriza por un aumento del tamaño medio de los agregados, debido a la acción cementante de la materia orgánica aportada y al incremento de la actividad biológica. La segunda etapa, entre 45 y 90 días, corresponde a una remodelación de los agregados, que supone rotura de los agregados grandes, liberación de los agregados pequeños (intraagregados) y la formación de nuevos agregados de pequeño tamaño por unión de partículas aún menores. En suma, la segunda etapa se caracteriza por la formación de agregados pequeños con una mayor circularidad.

Los microporos situados entre 50 y 1 μm aumentan sustancialmente de tamaño. No obstante, esta afirmación necesita de una aclaración: tan sólo los microporos entre 10 y 50 μm incrementan de número y en cuanto al porcentaje de área ocupada, mientras que los microporos entre 1 y 10 μm disminuyen, tanto en su número como en el porcentaje del área que ocupan. Este comportamiento de los poros más finos, se explica por el aumento de su tamaño que los convierte en poros de tamaño superior. La enmienda de compost contribuye a una mayor circularidad de los microporos más pequeños (0.5-10 μm) y a una distribución más homogénea entre los distintos rangos de microporosidad.

10. Finalmente y de acuerdo con las anteriores conclusiones, se proponen algunas recomendaciones para unas Buenas Prácticas Agrícolas:

- Suelo de cultivo de olivar sobre conglomerados de terraza aluvial (suelo K):

Recomendamos en este suelo una alta enmienda de co-compost (140 t ha^{-1}), puesto que conlleva mayoritariamente efectos beneficiosos en aspectos tan dispares como el contenido en nutrientes, aumento en el contenido de agua útil, aumento de la permeabilidad del suelo (suelo original muy compacto) y una gran capacidad de fijación de metales pesados (suelo original con gran cantidad de Cu asimilable).

Efectuar la enmienda en primavera-verano repercute en un rápido incremento de la actividad biológica, lo que determina una rápida mineralización del co-compost y posterior consumo de nutrientes; la enmienda en épocas cálidas no se debe anticipar demasiado a la época de crecimiento vegetal o de siembra, de otro modo podría limitarse algunos nutrientes como nitrógeno. En caso de realizar la enmienda en épocas más frías (otoño-invierno), la anticipación de la enmienda no repercute demasiado en la pérdida de nutrientes, e incluso resulta beneficioso en la maduración de la materia orgánica del suelo.

- Suelo de cultivo de olivar sobre margas arcillosas (suelo L):

Una dosis inicial baja (35 t ha^{-1}) es conveniente en este suelo, se evitan problemas como la reacción exacerbada del suelo, el excesivo consumo de los nutrientes (elevada

C/N), el aumento de la humedad en el punto de marchitamiento y descenso de agua útil, la impermeabilización del suelo (fenómenos de hidrofobia) y una remodelación excesivamente rápida de los agregados edáficos.

La enmienda en épocas relativamente cálidas (verano-primavera) supone un aumento significativo de la actividad deshidrogenasa, lo que supone en este suelo una mineralización de algunas fracciones de la materia orgánica y una concomitante estabilización de otras fracciones importantes de la materia orgánica (ácidos húmicos). También se observa una disminución de la humedad en el punto de marchitamiento (bastante alto en este suelo), un aumento de la humedad a capacidad de campo y del agua útil y un incremento de la capacidad de intercambio catiónico. Es destacable el descenso en la asimilabilidad de metales pesados a alta temperatura, especialmente en el caso del Cu.

- Suelo de cultivos subtropicales sobre materiales aluviales, de la costa de Granada (suelo M):

La aplicación de una dosis baja de co-compost (35 t ha^{-1}) repercute beneficiosamente en este suelo, puesto que evitamos las pérdidas de nutrientes asociadas a la alta enmienda, la contaminación de las capas freáticas (por fósforo asimilable), la disminución del agua utilizable por las plantas, debida al aumento de la humedad en el punto de marchitamiento permanente, y los fenómenos de impermeabilización del suelo (disminuye volumen lixiviados).

La enmienda será preferiblemente en las estaciones más frías (otoño e invierno) puesto que se observan indicios de humificación de la materia orgánica y por otra parte se evita un excesivo aumento de la actividad biológica que repercute en un excesivo consumo de nutrientes (bajos niveles de potasio, alto ratio C/N...). Si la enmienda se realizase en épocas cálidas, se recomienda no anticiparla demasiado; la enmienda en épocas cálidas estaría justificada para una potencial fijación de metales pesados y para la mejora de las propiedades hídricas del suelo.

- Suelo de cultivos subtropicales, antropogénico, de la costa de Granada (suelo N):

La dosis alta (140 t ha^{-1}) resulta aparentemente inocua y beneficiosa en los aspectos de fertilidad: no repercute en el ratio C/N y está justificada por la elevada pérdida de asimilabilidad del fósforo. La alta dosis no incrementa demasiado la conductividad eléctrica, ya que disminuye con la incubación y mejora los caracteres hídricos por un aumento del agua útil del suelo y de la permeabilidad del suelo.

Contrariamente a lo que ocurre con otros suelos, la enmienda en periodos de elevada temperatura (verano) no incrementa excesivamente la actividad biológica, de modo que se evita parcialmente el excesivo consumo de nutrientes. Por otra parte resulta beneficiosa respecto a las propiedades hídricas (aumento de la capacidad de campo y agua útil del suelo), en la fijación de metales pesados y en la maduración de la materia orgánica del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta C., 2007.** *El suelo agrícola, un ser vivo*. Inventio, Nº. 5, 2007, pags. 55-60
- Aguilar M.I., Sáez J., Llorens M., Soler A. and Ortuño J.F., 2002.** *Tratamiento fisicoquímico de aguas residuales. Coagulación-Floculación*. 1ª edición. Cap. 4, 64. Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.
- Ahn H.K., Richard T.L. and Glanville T.D., 2008.** *Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics*. Waste Management 28, 3; 660-670.
- Albareda-Parés F., 2003.** *Durabilidad de Hormigones con adición de lodos secos de depuradora de aguas residuales*. Minor thesis. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Albiach R., Carnet R., Pomares F. and Ingelmo F., 2000.** *Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil*. Bioresource Technology 75 (1): 43-45.
- Albiach R., Carnet R., Pomares F. and Ingelmo F., 2001.** *Organic matter components and aggregate stability after the application of different amandments to a horticultural soil*. Bioresoruce Technology 76: 125-129.
- Alburquerque J.A., González J., García D. and Cegarra J., 2007.** *Effects of a compost made from the solid by-product of the two phase centrifugation system for olive oil extraction and cotton gin waste of growth and nutrient content of ryegrass*. Bioresource Technology 98, 940-945.
- Aggelides S.M. and Londra P.A., 2000.** *Effects of compost reduced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soils*. Bioresource Technology 71; 253-259.
- Almendros G., Ibáñez J.J. and Polo A., 1982.** *Contribución al estudio del subsistema edáfico en los ecosistemas climáticos del Sistema Central (España). II Caracterización fisicoquímica del humus en los ecosistemas del Puerto de la Quesera (Macizo de Ayllón)*. Rev. Ecol. Biol. Sol, 19, 151-162.
- Almendros G., 1989.** *An analysis of some wheat Straw humification factors and their bearing on the response to compost of soil and plant*. The Science of the Total Environment, 81/82; 569-578.
- Almendros G., Leal J.A., Martin F. and González-Vila F.J., 1990.** *The effects of composting on the chemical composition of the organic colloidal fraction from domestic sewage sludge*. Lecture Notes in Earth Sciences 33, 205-216.
- Almendros G. and Sanz J., 1992.** *A structural study of alkyl polymers in soil after perborate degradation of humin*. Geoderma 53: 79-95.
- Almendros G., 2000.** *Procesos de transformación de la materia orgánica en ecosistemas agrícolas e inalterados*. La edafología y sus perspectivas al siglo XXI, tomo 1. Universidad Autónoma de México, México.

-
- Almendros G., Dorado J., González-Vila F.J., Blanco M.J. and Lankes U., 2000.** ¹³C NMR assessment of decomposition patterns during composting of forest and shrub biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 793-804.
- Alonso Mateos J.J., 2007.** *La depuración de aguas residuales con sistemas naturales.* <http://www.asajacyl.com/medioambiente>.
- Álvarez S., Soriano M.A., Landa B.B. and Gómez J.A., 2007.** *Soil properties in organic olive orchards as compared to natural areas in a mountainous landscape in southern Spain.* *Soil Use and Management* (in press).
- Amellal N., Portal J.M. and Berthelin J., 2001.** *Effects of soil structure on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons within aggregates of a contaminated soil.* *Applied Geochemistry* 16: 1611-1619.
- Amir S., Hafidi M., Merlina G. and Revel J.C., 2005.** *Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge.* *Chemosphere* 59 (6):801-810).
- APHA, 1992.** *Standard methods for the examination of water and wastewater.* AWWA, WEF. 18th Edition. Washington DC, USA
- APHA, 2001.** American Public Health Association, Washington DC, USA.
- Aranda V. and Oyonarte C. 2006.** *Characteristics of organic matter in soil surface horizons derived from calcareous and metamorphic rocks and different vegetation types from the Mediterranean high-mountains in SE Spain.* *European Journal of Soil Biology* 42; 247-258.
- Archibold O.W., 1995.** *Mediterranean ecosystem.* In: Chapman and Hall Editors. *Ecology of world vegetation*, London pp131-164.
- Asaja, 2008.** *Revista agraria y ganadera.* Asociación Agraria de Jóvenes Agricultores. Numero 164, Noviembre-Diciembre. Granada.
- Ashworth D.J. and Alloway B.J., 2008.** *Influence of dissolved organic matter on the solubility of heavy metals in sewage-sludge-amended soils.* *Communications In Soil Science And Plant Analysis* 39538-550 Art No. 10.1080
- Attou F., Bruand A. and Le Bissonaiss Y., 1998.** *Effects of clay content and silt-clay fabric on stability of artificial aggregates.* *Eur J Soil Sci* 49: 569-577.
- Aubain P., Gazzo A., Le Moux J., Mungier E., Brunet H. and Landre B., 2002.** *Disposal and recycling routes for sewage sludge.* European Commission DG Environment E B/2.
- Al-Waber M.I., Al-Omran A.M., Shalaby A.A. and Choudhary M.I., 1998.** *Effects of sewage sludge on some chemical properties of calcareous sandy soils.* *Commun Soil Sci Plant Anal* 29, 17-18, 2713-2724.
- Axelrood P.E., Chow M.L., Radomski C.C., McDemott J.M. and Davies J., 2002.** *Molecular characterization of bacterial diversity from British Columbia forest soils subjected to disturbance.* *Can. J. Microbiol.* 48:655-674.

- Badr El-Din S.M.S., Attia M. and Abo-Sedera A., 2000.** *Field assessment of composts produced by highly affective cellulolytic microorganisms.* Biol Fertil Soils 32 (1): 35-40.
- Bailey K.L. and Lazarovits G., 2003.** *Suppressing soil-borne diseases with residue management and organic amendments.* Soil and Tillage research, 72: 169-180.
- Baldock J.A., Aoyama M., Oades J.M., Susant O. and Grant C.D., 1994.** *Structural amelioration of a south Australian red-brown Herat using calcium and organic amendment.* Aust J Soil Res 32: 571-594.
- Balfour E.B., 1944.** *The living soil.* Faber and Faber edition. London.
- Bannich C.G. and Joergensen R.G., 1993.** *Change in N fractions during composting of wheat Str.,* Biol Fertil Soils 16, 269-274.
- Barahona E., 1974.** *Arcillas de ladrillería de la provincial de Granada. Evaluación de algunos ensayos de materias primas.* Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- Barden L. and Sides G., 1971.** *Sample disturbance in the investigation of clay structure.* Geotechnique 21: 211-222.
- Barral M.T., Arias M. and Guerif J., 1998.** *Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates.* Soil Tillage Res 46: 261-272.
- Barret E.L. and Clark M.A., 1987.** *Tetrathionate reduction and production of hydrogen sulfide from thiosulfate.* Microbiological Reviews, Vol. 51, No. 2, p. 192-205.
- Bell A.A. and Wheeler M.H., 1986.** *Biosynthesis and functions of fungal melanins.* Ann. Rev. Phytopathol 24; 411-451.
- Benítez E., Melgar R. and Nogales R., 2004.** *Estimating soil resilience to a toxic organic waste by measuring enzyme activities.* Soil Biology & Biochemistry 36 (2004) 1615–1623.
- Bernal-Calderon M.P. and Gondar-Bouzada D.M., 2008.** *Producción y gestión de los residuos orgánicos: situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal.* En: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A. and Cegarra J., 1998.** *Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes.* Bioresource Technology 63: 91-99.
- Bertoncini E.I., Dòrazio V., Senesi N. and Mattiazzo M.E., 2007.** *Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids.* Bioresource Technology, Article in Press.
- Blair N., Faulkner R.D., Till A.R., Korschens M. and Schulz E., 2006.** *Long-term management impact on soil C, N, and physical fertility- Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments.* Soil and Tillage Research 91: 39-47.
- Bohor B.F. and Huges R.E., 1971.** *Scanning electron microscopy of clays and clay minerals.* Clay and Clay minerals, 19; 49-54.

-
- BOE 262, de 1 de Octubre de 1990.** Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.
- BOE 171, de 19 de Julio de 2005.** Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes.
- Bohn R.M. 1917.** *Humin Formation from Amino-Acids and Carbohydrates : A Humin Containing Sulphur Melanins from Bacterial Action.* Thesis (M.S.), University of Wisconsin, 1917. 17 p.
- Boix-Fayos C., Calvo-Cases A., Imeson A.C., Soriano-Soto M.D. and Tiemessen I.R., 1998.** *Spatial and short term temporal variations in runoff, soil aggregation and other soil properties along a Mediterranean climatological gradient.* Catena 33: 123-138.
- Boix-Fayos C., Calvo-Cases A. and Soriano-Soto M.D., 2001.** *Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators.* Catena 44: 47-67.
- Bouat A. and Crouzet H., 1965.** *Notes techniques sur un appareil semi-automatique de dosage de l'azote (et de certains composés volatils).* Ann. Agr. 16.
- Boulter J.I., Bolaand G.F. and Trevors J.T., 2000.** *Compost. A study of the development process and end-product potencial for supresión of turfgrass disease.* Wordl Journal of Microbiology and Biotechnology 16: 115-134.
- Box G., Hunter W.H. and Hunter J.S., 1978.** *Statistics for experimenters.* John Wiley and Sons. New York.
- Boyd S.A., Sommers L.E. and Nelson D.W., 1980.** *Changes in the humic acid fraction of soil resulting from sludge application.* Soil Sci Soc AM J 44; 1179-1186.
- Bremmer J.M., 1965.** *Method of soil analysis. Part 2.* Pag. 1215-1219. American Society of Agronomy.
- Brewer R., 1964.** *Fabric and mineral analysis of soils.* Whiley and Sons. New York.
- Bronick C.J. and Lal R., 2005.** *Manuring and rotation effects on soil organic carbon concentration for different aggregate size fractions on two soils in northeaster Ohio, USA.* Soil and Tillage Research 81: 239-252. And *Soil structure and management: a review.* Geoderma 124: 3-22.
- Bruneti G., Plaza C., Clapp C.E. and Senesi N., 2007.** *Compositional and funtional features of humic acids from organic amendmets and amended soils in Minnesota, USA.* Soil Biology and Biochemistry 39 (6); 1355-1365.
- Bueno-Márquez P., Díaz-Blanco M.J. and Cabrera-Capitán F., 2008.** *Factores que afectan al proceso de compostaje.* En: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Bullock P., Federoff N., Jongerius A., Stoops G., Tursina T. and Babel U., 1985.** *Handbook for soil thin section description.* Waive Res Publ 152 Wolverhampton.

- Burke I.C., Elliot E.T. and Cole C.V., 1995.** *Influence of macroclimate, landscape position and management on soil organic matter in agroecosystems.* Ecological applications 5 (1): 124-131.
- Busby R.R., Torberth H.A. and Gebhart D.L., 2007.** *Carbon and nitrogen mineralization of non-composted and composted municipal solid waste in sandy soils.* Soil Biology and Biochemistry 39; 1277-1283.
- Bustamante M.A., Pérez-Murcia M.D., Paredes C., Moral R., Pérez-Espinosa A., Moreno Caselles J., 2007.** *Short-term carbon and nitrogen mineralization in soil amended with winery and distillery organic wastes.* Bioresour. Technol. 98; 3269-3277.
- Cabezas J.G., Alonso J., Yebenes I., Vicente M.A. and Lobo M.C., 2003.** *Aplicación de lodos residuales para la restauración de la cubierta vegetal en suelos degradados.* In: Bienes R and Marques MM eds. *Control de la Erosion y Degradacion del suelo.* ISBN: 84-688-2336-6.
- Cai Q.Y., Mo C.H., Wu Q.T., Zeng Q.Y. and Katsoyiannis A., 2007.** *Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts.* Journal of Hazardous Materials 147 (3):1063-1072 Art No. 10.1016/j.jhazmat.2007.01.142|ISSN 0304-3894 2007.
- Calderón F.J., Jackson L.E., Scow K.M. and Rolston D.E., 2001.** *Short term dynamic of nitrogen, microbial activity and phospholipid fatty acids after tillage.* Soil Science Society of America Journal 65: 118-126.
- Caravaca F., Pera A., Masciandaro G., Ceccanti B. and Roldan A., 2005.** *A microcosmo approach to assessing the effects of earthworm inoculation and oat cover cropping on CO₂ fluxes and biological properties in an amended semiarid soil.* Chemosphere 59, 1625-1631.
- Casado-Vela J., Selles S., Navarro J., Bustamante M.A. and Mataix J., 2006a.** *Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils.* Waste Management 26; 946-952.
- Casado-Vela J., Selles S., Díaz-Crespo C., Navarro-Pedrero J., Mataix-Beneyto J. and Gómez J., 2006 b.** *Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet pepper crop grown under two exploitation regimes.* Waste Management (2006), doi:10.1016/j.wasman.2006.07.016.
- Cavaletti L., Monciardini P., Schumann P., Rhode M., Bamonte R., Busti E., Sosio M. and Donadio S., 2006.** *Actinospica robiniae gen. nov., sp. nov. and Actinospica acidiphila sp. nov.: proposal for Actinospicaceae fam. nov. and Catenulisporinae subord. nov. in the order Actinomycetales.* Int J Syst Evol Microbiol 56, 1747-1753.
- Cavani L., Trubetskaya O., Grigatti M., Trubetskoj O. and Ciavatta C., 2008.** *Electrofocusing the compost organic matter obtained by coupling SEC-PAGE* Bioresource Technology 99 (10):4360-4367.
- Ceccanti B., Masciandaro G., García C., Macci C. and Doni S. 2006.** *Soil Bioremediation: Combination of Earthworms and Compost for the Ecological Remediation of a Hydrocarbon Polluted Soil.* Water, Air, and Soil Pollution 177 (1-4); 383-397.

-
- Cerda A., 2007a.** *La erosión y la degradación de los suelos en la comunidad valenciana. Actas curso erosión y degradación del suelo agrícola en España.* CEMACAM Font Roja. Alcoy.
- Cerda A., 2007b.** *Curso de erosión y degradación de suelo agrícola.* Actas del curso. CEMACAM Font Roja. Alcoy (Alicante).
- Chan K.Y., Heedan D.P. and Knight P.G., 2004.** *Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol.* Soil and Tillage Research 76:59-68.
- Chen Y., Senesi N. and Schnitzer M., 1977.** *Information provide on humic substances by E⁴/E⁶ ratios.* Soil Sci Soc AM J 41, 352-358.
- Chica-Pérez A.F. and García-Morales J.L., 2008.** *Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje.* En: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Chorom M. and Rengasamy P.I., 1995.** *Dispersion and zeta potential of pure clays as related to net particle charge under varying pH, electrolyte concentration and cation type.* European Journal Soil Science 46 (4): 657-665.
- Climent M.D., Fenech G., Martínéz A. and Aragón P., 1994.** *Influencia del empleo del compost sobre las propiedades fisico-químicas del suelo.* Actas del III Congreso Internacional de Química de la ANQUE. Puerto de la Cruz, Tenerife. 5-7 diciembre. Volumen I, pp 219-228.
- Colucci, M., H. Bork, and E. Topp. 2001.** *Persistence of estrogenic hormones in agricultural soils: I. 17 β -Estradiol and estrone.* J. Environ. Qual. 30:2070–2076
- Consejería de Agricultura y Pesca, 2003.** *El olivar andaluz.* Servicio de publicaciones y divulgación. Sevilla.
- Consejería de Agricultura y Pesca, 2006.** <http://www.juntadeandalucia.es/>.
- Consejería de Economía y Hacienda de Andalucía, 2007.** *Datos básicos 2008.* Instituto de Estadística de Andalucía. Junta de Andalucía.
- Contreras E., Leal E. and Martínez M., 2004.** *Effect of temperature, oxidation time and substrate: oxidant ratio in the yield and composition of humic acids derived from coal, monitored by H NMR and FT-ir.* Rev Tec Ing Univ Zulia, 27 (2),114-122.
- Cordovil C.M.D.S., Coutinho J., Goss M. and Cabral F., 2005.** *Potentially mineralizable nitrogen from organic materials applied to a sandy soil: fitting the one-pool exponential model.* Soil Use and Management 21 (1):65-72.
- CORINE, 1992.** *CORINE soil erosion risk and important land resources.* Commission of the European Communities. DG-XII. Eur 13233. Brussels, 97. Maps.
- Council Directive, 1986.** *Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular the soil, when sewage sludge is used in agriculture.* OJ L 181, 4,7 p6.

- Cousin I., Cornu S., Rose J., Deschatrettes V., Montagne D., Clozel B. and Chevallier P., 2005.** *Distribution of major and trace elements at the aggregate scale in a soil naturally rich in trace elements: A partial approach using electron microprobe and X-ray microfluorescence analyzes.* Soil Science 170; 516-529.
- Coventry E., Noble E., Mead A. and Whipps J.M., 2002.** *Control of Allium White rot with composted onion waste.* Soil Biol Biochem 34 (7): 1037-1045.
- Crecchio C., Curci M., Mininni R., Ricciuti P. and Ruggiero P., 2001.** *Short-term effects of municipal soil waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity.* Biol Fertil Soils 34 (5): 311-318.
- Crecchio C., Curci M., Pizzigallo M.D.R., Ricciuti P. and Ruggiero P., 2004.** *Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity.* Soil Biol Biochem 36 (10): 1595-1605.
- Criquet S. and Braud A., 2008.** *Effects of organic and mineral amendments as available P and phosphatase activities in a degraded Mediterranean soil under short-term incubation experiment.* Soil and Tillage Research 98; 164-174.
- Crovetto C., 2002.** *Siembra Directa y Fertilidad del Suelo.* Revista Agrovisión nº49.
- Dabin B., 1071.** *Étude d'une méthode d'extraction de la matière humique du sol.* Sci. Sol 1971, 1, 47-63.
- Dalal R.C., 1998.** *Soil microbial biomass-what do the numbers really mean?.* Australian J Experimental Agriculture 38 (7): 649-665.
- Dalzell H.W., Gray K. and Biddlestone A., 1981.** *Composting in tropical agriculture.* 2nd Ed. International Institute of Biological Husbandry, England.
- Dancer W.S., Handley J.F. and Bradshaw A.D., 1977.** *Nitrogen accumulation in kaolin mining waste in Cornwall.* I. Natural communities. Plant soil, 48: 153-167.
- De Alba S., Torri D., Borselli L. and Lindstrom M., 2003.** *Degradación del suelo y modificación de los paisajes agrícolas por erosión mecánica.* Edafología 10 (3), 93-101.
- Debosz K., Petersen S., Kure L.K. and Ambus P., 2002.** *Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties.* Applied soil Ecology 19: 237-248.
- De Gryze S., Six J., Britts C. and Merckx R., 2005.** *A quantification of short-term macroaggregate dynamics: influence on wheat residue input and texture.* Soil Biology and Biochemistry 37: 55-66.
- Del Castilho P., Chardon W.J. and Salomons W., 1993.** *Influence of cattle manure slurry application on the solubility of cadmium, copper and zinc in a manured acidic loamy sand soil.* J Environ Qual 22, 689-697.

-
- De León-González F., Hernández-Serrano M.M., Etchevers J.D., Payan-Zelaya E. and Ordaz-Chaparro V., 2002.** *Short-term compost effect on macroaggregation in a sandy soil under low rain-fall in the valley of Mexico.* Soil Tillage Res 56: 213-217.
- De Luis M., García-Cano M.F., Cortina J., Raventos J., González-Hidalgo K. and Sánchez J.R., 2001.** *Climatic trends, disturbances and short term vegetation dynamics in a Mediterranean scrubland.* Forest Ecol Management 147; 25-37.
- Delgado R., Barahona E., Huertas F. and Linares J., 1982.** *Los mollisoles de la cuenca alta del río Dilar (Sierra Nevada).* Anales de Edafología y Agrobiología. 41; 59-82.
- Delgado Calvo-Flores G., 1983.** *Estudio edáfico de la zona de Linares. Capacidad de uso de los suelos.* Tesis doctoral, tomo II. Facultad de Farmacia, Universidad de Granada.
- Delgado Calvo-Flores R., 1993.** *Ultramicrofábrica al Microscopio Electrónico de Barrido.* Report interno.
- Delgado Calvo-Flores R., Martín-García J.M., Oyonarte C. and Delgado G., 2007.** *The historic man-made soils of the Generalife Garden (La Alhambra, Granada, Spain).* Europ J Soil Sci 58: 215-228.
- Delgado G, Delgado R, Párraga J, Rivadeneyra MA, Aranda V., 2008.** *Precipitation of carbonates and phosphates by bacteria in extract solution from a semi-arid saline soil. Influence of Ca^{2+} and Mg^{2+} concentration and Mg^{2+}/Ca^{2+} molar ratio in biomineralization.* Geomicrobiol J 25: 1-13.
- Denef K., Six J., Pausian K. and Merckx R., 2001.** *Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles.* Soil Biology and Biochemistry 33, 2145-2153.
- Denef K., Six J., Merckx R. and Pausian K., 2002.** *Short-term effects of biological and physical forces on aggregation formation in soil with different clay mineralogy.* Plant Soil 246: 185-200.
- DGCN, 2003.** *Mapas de estados erosivos.* Resumen nacional. Dirección general de conservación de la naturaleza. Ministerio de medio ambiente. Madrid.
- Dictamen del Comité Económico y Social, 2001.** *Sobre la Revisión de la Directiva 86/278/CEE del Consejo relativa a la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.* DOCE C-14 de 16 de enero de 2001.
- Directiva 86/278/CEE** 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.* <http://www.gestion-ambiental.com/norma/ley/386L0278.htm>
- Dirk W.A. and McCoy E.L., 1993.** *Enhancing soil fertility by addition of compost.* In: Hoitink HAJ and Keener HM. *Science and Engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects.* 622-644. Renaissance Publications, Worthington, OH.

- Dinel H., Levesque P.E.M., Jambu P. and Righi D., 1992.** *Microbial activity and long-chain aliphatics in the formation of stable soil aggregates.* Soil Sci Soc Am J 56: 1455-1463.
- Dobson A.P., Brawshad A.D. and Baker A.J.M., 1997.** *Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology.* Science 277: 512-522.
- Duan M., Xie Z., Wang Y. and Xie X., 2008.** *Microcosm studies on iron and arsenic mobilization from aquifer sediments under different conditions of microbial activity and carbon source.* Environ Geol DOI 10.1007/s00254-008-1384-z
- Duchaufour P., 1976.** *Dynamics of organic matter in soils of temperate regions: its action on pedogenesis.* Geoderma, 15, 31-40.
- Duchaufour P., 1984.** *Edafología. Edafogénesis y Clasificación.* Masson, S. A.: Barcelona.
- Duchaufour P. and Jacquin F., 1975.** *Comparaison des processus d'humification dans les principaux types d'humus forestiers.* Bull. AFES 1975, 1, 29-36.
- Duiker S.W., Rhoton F.E., Torrent J., Smeck N.E. and Lal R., 2003.** *Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation.* Soil Sci Soc Am J 67: 606-611.
- Dukes J.S. and Hungate B.A., 2002.** *Elevated carbon dioxide and litter decomposition in California annual grasslands: which mechanisms matter?.* Ecosystem 5, 171-183.
- Edwards A.P. and Bremner J.M., 1967.** *Microaggregates in soils.* J soil Sci 18: 64-73.
- Effron D., De la Horra A.M., Defrieri R.L., Fontanive V. and Palma R.M., 2004.** *Effect of cadmium, copper, and lead on different enzyme activities in a native forest soil.* Communications In Soil Science And Plant Analysis 35 (9-10):1309-1321.
- Ekama G.A., Wentzel M.C. and Loewenthal R.E., 2006.** *Integrated chemical-physical processes kinetic modelling of multiple mineral precipitation problems.* Water Sci and Technology 53: 65-73.
- Elliot E.T. and Coleman D.C., 1988.** *Let the soil work for us.* Ecological Bulletin 39, 23-32.
- Elvira C., Mato S. and Nogales R., 1995.** *Changes in heavy metal extractability and organic matter fractions after vermicomposting of sludges from a paper mill industry and wastewater treatment plant.* Fresenius Environmental Bulletin 4 (8) 503-507.
- Emmerling C., Liebner C., Haubold-Rosar M., Katzur J. and Shroeder D., 2000.** *Impact of application of organic waste material on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region.* Plant and Soil 220; 1-2.
- EPA, 2007.** *Part 503 Biosolids Rule. Land application of Biosolids*
http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/503pe/503pe_2.pdf
- EPA, 2008.** *Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges and soils.*
<http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050B.pdf>

-
- Lead Awareness Program by EPA, 2002.** *Combata el envenenamiento con Pb.* Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos Departamento de Prevención de Contaminación y Sustancias Tóxicas (7404) EPA-747-F-02-001, marzo del 2002.
- Esakku S., 2005.** *Assessment of heavy metal species in decomposed municipal solid waste.* Chemical Speciation and Bioavailability 17: 95-102.
- European Topic Centre on Waste, 2001.** Wastebase, <http://wastebase.eionet.eu.int/>.
- EU Soil Thematic Strategy, 2003.** *Working Group on Soil Organic Matter. Acts of 1^a meeting on 22 May 2003, Paris*
- Eweis JB and Ergas S, 1999.** *Principio de Biorrecuperación.* Mc Graw Hill. Madrid.
- FAO, 2001.** <http://apps.fao.org/>, FAOSTAT Agriculture Data.
- FAO, 2006: First update 2007.** *World Reference Base for Soil Resources, first update 2007. A framework for international classification, correlation and communication.* Food and Agriculture Organization of the United Nations. Viale delle Terme di Caracalla 00100 Rome, Italy.
- FAO, 2008.** *Corporate document repository. Agricultural use of sewage sludge.* <http://www.fao.org>.
- FAO/PNUM/UNESCO, 1980.** *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos.* pp 86. FAO. Roma.
- Farrus E. and Vadell J., 2000.** *Actividad biológica del suelo en cultivos hortícolas sometidos a distintos tratamientos de fertilización.* Índice del Libro de Actas IV Congreso SEAE. Edición de la Fundació Càtedra Iberomericana, 2004 Cra. de Valldemossa, km. 7.5 07122 Palma de Mallorca.
- Federoff N., 1987.** *Organización del suelo a escala microscópica.* In: Bonneau M and Souchier B. *Edafología. Constituyentes y propiedades del suelo.* Masson, Paris.
- Felix I., 2001.** *Recycling organic waste and residues by the soil- impacts on soil's organic matter content.* ADEME- Luca MARMO European commission DG XI
- Fengel D. and Wegener G., 1984.** *Wood (Chemistry, Ultrastructure, Reactions).* Walter de Gruyter: Berlin.
- Fernández Bayo J.D., 2008.** *Valoración de la efectividad de vermicompost de residuos vitivinícolas y oleícolas en el control de plaguicidas en suelos.* Tesis doctoral, Estación Experimental del Zaidín y Universidad de Granada.
- Fernández J.M., Hernández D., Plaza C. and Polo A., 2007.** *Organic matter in degraded agricultural soil amended with composted and thermally-dried sewage sludge.* Science of The Total Environment 378, 1-2: 75-80.
- Fernández-Arroyo J.M., 2007.** *Transformación de la materia orgánica en suelos enmendados con lodos de depuradoras urbanas: implicaciones agronómicas y ambientales.* Tesis doctoral, Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.

- Fernando B. and Montero P., 1998.** *Behavior of accessory phases and redistribution of Zr, REE, Y, Th, and U during metamorphism and partial melting of metapelites in the lower crust: An example from the Kinzigite Formation of Ivrea-Verbano, NW Italy.* *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 63, No. 7/8, pp. 1133–1153.
- Finstein M.S. and Miller F.C., 1985.** *Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control and cost effectiveness.* In: Gasser JKR. *Composting of Agricultural and other wastes.* Elsevier App. Sci. Publ., London & New York.
- Flotats-Ripoll X. and Sole-Mauri F., 2008.** *Situación actual en el tratamiento de los residuos orgánicos: aspectos científicos, económicos y legislativos.* En: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Foth H.D., 1991.** *Fundamentals of Soil Science.* 8th edition ISBN: 978-0-471-52279-9
- Fourier F., 1960.** *Climat et erosion.* PUF. Paris.
- Franzluebbers A.J., Haney R.L., Honeycutt C.W., Arshad M.A., Schomberg H.H. and Hons F.M., 2001.** *Climatic influences on active fractions of soil organic matter.* *Soil Biol Biochem* 33: 1103-1111.
- Frouz J., Elhottova D., Kuraz V. and Sourkova M., 2005.** *Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment.* *Applied Soil Ecology* 33 (10), 308-320.
- Fu Q. and Quan H., 2006.** *Complexes of fulvic acid on the surface of hematite, goethite and akaganeite: Fir observation.* *Chemosphere* 63; 403-410.
- FUNDASES, 2008.** *Fundación de Asesorías para el Sector Rural.* (<http://www.fundases.com>)
- Gámiz E., 1987.** *Caracterización de caolines, talcos y bentonitas españoles, para su posible aplicación en Farmacia.* Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- Gallardo-Lara F. and Nogales R., 1987.** *Effect of application of town refuse compost on the soil-plant system: A review.* *Biological Wastes* 19; 35-62.
- García C., Hernández T., Costa C., Ceccanti B., Masciandaro G. and Ciardi C., 1993.** *A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal waste.* *Bioresource Technology* 44, 17-23.
- García C., Hernández T., Costa F. and Ceccanti B., 1994.** *Biochemical parameters in soil regenerated by addition of organica wastes.* *Waste Management and Research* 12, 457-466.
- García C., Hernández T. and Costa F., 1994b.** *Microbial activity in soils under Mediterranean enviromental conditions.* *Soil Biology and Biochemitry* 26; 1185-1191.
- García C., Hernández T. and Costa F., 1997.** *Potential use of deshidrogenase activity in degraded soils.* *Comunication Soil Science and Plant Analisis* 28, 123-134.

-
- García-Gil J.C., 1999.** Efecto de la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos sobre las propiedades de un suelo agrícola. *Residuos*, 47: 22-25.
- García-Izquierdo C. and Lobo-Bedmar M.C., 2008.** *Rehabilitación de suelos degradados y contaminados mediante la aplicación de compost*. En: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- García-Orenes F., Gómez J., Mataix-Solera J., Guerrero C., Navarro-Pedreño J. and Mataix-Beneyto F., 2003.** *Efecto del riego sobre la supervivencia de coliformes en suelos degradados enmendados con lodos de depuradora*. *Edafología* 10 (2), 191-195.
- García-Orenes F., Guerrero C., Mataix-Solera J., Navarro-Pedreño J., Gómez I. and Mataix-Beneyto J., 2005.** *Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils attended with biosolids*. *Soil and Tillage Research* 82: 65-76.
- Geissen V. and Brumer G.W., 1999.** *Decomposition rates and feeding activities of soil fauna in deciduous forest soils in relation to soil chemical parameters following liming and fertilization*. *Biology and Fertility of Soil* 29: 335-342.
- Ghidey F. and Alberts E.E., 1997.** *Plant root effects on soil erodibility, splash detachment, soil strength and aggregate stability*. *Trans Am Soc Agric Eng* 40; 129-135.
- Gómez J.A., 2007.** *Erosión en el olivar andaluz*. Actas de Curso erosión y degradación de suelo agrícola en España. CEMACAM Font Roja. Alcoy.
- Gómez J.A., Giraldez J.V. and Fereres E., 2007b.** Cover crop effects on soil conservation in olive orchards. Actas de European Geophysical Union. Viena.
- González-Fernández P., Miralles del Imperial Hornedo R. and Lobo Bedmar M.C., 2005.** *Usos de lodos de depuradora compostados como enmienda orgánica en suelos de olivar*. Monografías Instituto Nacional de Investigación Agraria, ISBN: 84-7498-510-2. Ministerio de Educación y Ciencia. Madrid.
- Gonzalez-Vila F.J., Almendros G. and Madrid F., 1999.** *Molecular alterations of organic fractions from urban waste in the course of composting and their further transformation in amended soil*. *The Science of the Total Environment* 236, 215-299.
- Greenland D.J., 1981.** *Soil management and degradation*. *Journal of Soil Sciences* 32: 301-322.
- Guitian F. and Carballas T., 1976.** *Técnicas de Análisis de Suelos*. 2ª edición 93-96. Pico-Sacro. Santiago de Compostela.
- Gunn J.M. and Keller W., 1995.** *Restoration and recovery of an industrial region, progress in restoring the smelter-damaged landscape near Sudburg, Canada*. Springer-Verlag. New York.
- Gutiérrez-Rave J., 2007.** *Respuesta hídrica de suelos semiáridos marginales sometidos a distintos tratamientos para repoblación forestal*. Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- Guzmán J.R., 2004.** *El palimpsesto cultivado*. Historia de los paisajes del olivar andaluz. Junta de Andalucía. Sevilla.

- Haider K. and Martin J.P., 1967.** Synthesis and transformation of phenolic compounds by *Epicoccum nigrum* in relation to humic acid formation. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 31, 766-772.
- Hamblin A., 1985.** *The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake.* *Adv Agron* 38: 95-158.
- Hassen A., Jedidi N., Cherif M., M`hiri A., Boudabous A. and Van Cleemput O., 1997.** *Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic waste enriched with Zn, Cu and Cd.* *Bioresource Tech.* 64; 39-45.
- Harris M.A. and Megharaj M., 2001.** *The effects of sludge and green manure on hydraulic conductivity and aggregation in pyritic mine tailings materials.* *Environmental Geology* 41: 285-296.
- Haug R.T., 1993.** *The practical handbook of compost engineering.* Lewis Publishers. Boca Raton. Florida.
- Hayano K. and Tubaki K., 1985.** *Origin and properties of B-glucosidase activity of tomato-field soil.* *Soil biology and Biochemistry* 17 (4); 553-557.
- Hayes M.H.B., Macarthy P., Malcom R.L. and Swift R.S., 1989.** *Humic Substances II: In Search of Structure.* Wiley-Interscience, New York, 1989.
- Haynes R.J. and Beare M.H., 1997.** *Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions.* *Soil Biol Biochem* 29: 1647-1653.
- Haynes R.J. and Naidu R., 1998.** *Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review.* *Nutr Cycl Agroecosyst* 51: 123-137.
- Herencia J.F., Ruiz J.C., Morillo E., Melero S., Villaverde J. and Maqueda C., 2008.** *The effect of organic and mineral fertilization on micronutrient availability in soil.* *Soil Science* 17369-80 Art No. 10.1097.
- Hernández M.T., Moreno J.I., Costa F. and González-Vila F.J., 1990.** *Structural features of humic acid-like substances from sewage sludge.* *Soil Sci* 149: 63-68.
- He Z., Yang X., Stofella P.J., Calvert D.V. and Kahn B.A., 2004.** *Ventajas que suponen la utilización de compost para la nutrición fosfórica, potásica, cálcica, magnésica y de micronutrientes.* En Stofella PJ and Kahn BA, *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola.* Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- Hooda P.S., Truesdale V.W., Edward A.C., Withers P.J.A., Aitken M.N., Miller A. and Rendell A.R., 2001.** *Manuring and fertilization effects of phosphorous accumulation in soils and potential environmental implications.* *Adv. Environ Res* 5; 13-21.
- Hoitink H.A.J. and Boehm M.J., 1999.** *Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon.* *Annu Rev Phytopathology* 37: 427-446.

-
- Hseu Z.Y. and Huang C.C., 2005.** *Nitrogen mineralization potentials in three tropical soils treated with biosolids.* Chemosphere 59; 447-454.
- Hudson H.D., 1994.** *Soil organic matter and available water capacity.* Journal of Soil and Water Conservation 49; 189-194.
- Huertas M., López M. and Soliva M., 2006.** *Base de datos de compost.* In: *The future of Source Separation of organic Waste in Europe.* International ECN Workshop with exhibition. 15-16 December 2003, Barcelona.
- Iakimenko O., Otabbong E., Sadovnikova L., Persson J., Nilsson I., Orlov D. and Ammsova Y., 1996.** *Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure component. 1. Content of humic substances and mineralization of organic carbon and nitrogen in incubated soils.* Agriculture, Ecosystems and Environmental 58, 121-126.
- Iglesias-Jiménez E. and Pérez-García V., 1991.** *Composting of domestic refuse and sewage sludge I. Evolution of temperature, pH, C/N ratio and cation exchange capacity.* Resour. Conserv. Recycl. 6: 45-60.
- Iglesias-Jiménez E. and Pérez-García V., 1992.** *Composting of domestic refuse and sewage sludge II. Evolution of carbon and some humification index.* Resour. Conserv. Recycl. 6: 243-257.
- Iglesias-Jiménez E., Barral-Silva M.T. and Marhuenda-Egea F.C., 2008.** *Indicadores de la estabilidad y madurez del compost.* In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Ingelmo F. and Ibáñez A., 1998.** *Runoff and infiltration in soils amended with sludge under dry Mediterranean climate. Ecosystems and Sustainable Development I.* En Uso JL et al., *Advances in Ecological Sciences.* Computational Mechanics Publications, Southampton.
- Ingelmo F., Roger S. and Martínez F., 2007.** *Utilización de lodos compostados como técnica sostenible para la mejora de las características hídricas de un suelo agrícola degradado.* Residuos 95: 78-82.
- Ingelmo-Sánchez F. and Rubio-Delgado J.L., 2008.** *Efecto de la aplicación del compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo.* In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Jackson M.L., 1964.** *Análisis Químico de Suelos.* 3° Ed. Omega. Barcelona.
- Jandl G., Leinweber P. and Schulten H.R., 2007.** *Origin and fate of soil lipids in a Phaeozem under rye and maize monoculture in Central Germany.* Biology and Fertility of Soil (43), 3; 321-332.
- Jaynes W.F. and Zartman R.E., 2005.** *Origin of talc, iron phosphates and other minerals in biosolids.* Soil Sci Soc Am J 69: 1047-1056.
- Joseph L. Pikul L. and Aase J.K., 2003.** *Water infiltration and storage affected by subsoiling and subsequent tillage.* Soil Sci Soc Am J 67; 859-867.

- Jouraihy A., Amir S., El Gharous M., Revel J.C. and Hafidi M., 2005.** *Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste.* International Biodeterioration and Biodegradation 56; 101-108.
- Kaebelein T.K., Lewis K. and Epstein S.S., 2002.** *Isolating "uncultivable" microorganisms in pure culture in a simulated natural environment.* Science 296:1127-1129.
- Kay B.D. and Angers D.A., 2002.** *Soil structure.* In: Warrick AW, *Soil Physics Compation*, CRC Press. Florida
- Kelly J.J., Haggblom M. and Tate R.L., 1999.** *Changes in soil microbial communities over time resulting from one time application of zinc: a laboratory microcosm study.* Soil Biology and Biochemistry 31, 10; 1455-1465.
- Kirkby M., Govers G., Gobin A., Cerdam O., Van Rompaey A., Irvine B., Le Bissonais Y., Daroussin J., King D., Jones R.J.A., Montanarella L., Grimm M., Vieillefont V., Puigdefabregas J., Boer M., Tassoglou N., Kosmas C., Tsara M., Van Lynden G. and Mantel S., 2004.** *Pan European soil erosion risk assessment: The pesera map version 1.* Special publication ISPRA No 72 SPI 0473.
- Klose S., Acosta-Martínez V. and Ajwa H.A., 2006.** *Microbial community and enzyme activities in a sandy loam soil after fumigation with bromide or alternative biocides.* Soil Biology and Biochemistry 38, 6; 1243-1254.
- Kononova M.M., 1982.** *Materia orgánica en el suelo.* Oikos-Tau, Barcelona.
- Korentajer L., 1991.** *A review of the agricultural use of sewage sludge- benefits and potencial hazards.* Water SA 17: 189-196.
- Kumada K., 1955.** *Absorption spectra of humic acids.* Soil Plant Food 1, 29-30.
- Kütük C., Cayci G., Baran A., Baskan O. and Hartmann R., 2003.** *Effects of beer factory sludge on soil properties and growth of sugar beet.* Bioresource Technology 90; 75-80.
- Labrador J., 1996.** *La Materia Orgánica en los Agrosistemas.* Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Mundi Prensa: Madrid.
- Lal R., 1991.** *Soil structure and sustainability.* J Sustain Agric 1: 67-91.
- Lal R. and Shukla M.J., 2004.** *Principles of soil physics.* New York.
- Larchevêque M., Ballini C., Korboulewski N. and Montes N., 2006.** *The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings.* Science of the Total Environment 269; 220-230.
- Larchevêque M., Montes N., Baldy V. and Ballini C., 2008.** *Can compost improve Quercus pubescens Willd establishment in a Mediterranean post-fire shrubland?.* Bioresource Technology 99 (9):3754-3764 Art No. 10.1016/j.biortech.2007.07.019|ISSN 0960-8524 2008

-
- Larrubia-Vargas R., 1991.** *Cultivos subtropicales en la costa mediterránea.* Universidad de Málaga. ISBN 847496217X.
- Lax A., Roig A. and Costa F., 1986.** *A method for determining the cation Exchange capacity of organic materials.* Plant and Soil, 94: 349-355.
- Le Bayon R.C. and Binet F. 2006.** *Earthworms change the distribution and availability of phosphorous in organic substrates.* Soil Biology and Biochemistry, 38, Issue 2; 235-246.
- Leenheer J.A., 1980.** *Origin and nature of humic substances in the waters of the Amazon River Basin.* Acta Amazonica, 10, 513-526.
- Leisman G.A., 1957.** *A vegetation an soil chronosequence on mesabi iron range spoil bank, Minnesota.* Ecological monographs V, 27: 221-245.
- Lenhard G., 1956.** *The dehydrogenase activity in soil as a measure of the activity of soil microorganisms.* Z.Pflanzenernaehr Dueng Bodenkd 73, 1-11.
- Lindsay W.L. and Norvell W.A., 1978.** *Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper.* Soil Sci.Soc.Amer.J. 42:421-428.
- Liu Y.S., Ma L., Li Y. and Zheng L., 2007.** Evolution of heavy metal speciation during the aerobic composting process of sewage sludge. Chemosphere 67 (5):1025-1032 Art No. 10.1016/j.chemosphere.2006.10.056|ISSN 0045-6535 2007.
- Lobo M.C., Serrano L., Delgado P. and Cabezas J.G., 2006.** *Practicas sostenibles en la gestión de residuos de las industrias extractivas: el ejemplo de Procosanz Aridos SA y Lodos Secos SL.* Ed Conama.
- Logan T.J., Lal R. and Dick W.A., 1991.** *Tillage systems and soil properties in Noth-America.* Soil Tillage Res 20: 241-270.
- López-Bellido L., 1992.** *Mediterranean cropping systems.* Ecosystems of the world, 18. Field crop ecosystems. Editorial Pearson, Elsevier. Holanda.
- López-Bellido L., 1998.** *Leguminosas y agricultura sostenible. Agricultura sostenible.* Agrofuturo-Life-Ediciones. MundiPrensa. Madrid.
- López-Bellido L., 2007.** *Agricultura y medio ambiente.* Agricultura sostenible. Comunicación Curso erosión y degradación del suelo agrícola en España. CEMACAM Font Roja, Alcoy (Alicante).
- López-Bermúdez F., 2007.** *Degradación del suelo por erosión en España.* Comunicación Curso erosión y degradación del suelo agrícola en España. CEMACAM Font Roja, Alcoy (Alicante)
- López-Cadenas F., 1968.** *Hidrológica forestal.* Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- López-López M.J. and Boluda-Hernández R., 2008.** *Residuos agrícolas.* In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

- López-Tercero A.M., Andrade M.L. and Marcet P., 2005.** Organic nitrogen mineralization rate in sewage sludge-amended mine soil. *Communications In Soil Science And Plant Analysis* 36 (7-8):1005-1019 2005.
- Loveland P. and Web J., 2003.** *Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperature regions? A review.* *Soil Tillage Res.* 70: 1-18.
- Lupwayi N.Z., Arshad M.A., Rice W.A. and Clayton G.W., 2001.** *Bacterial diversity in water stable aggregates of soil under convencional and zero tillage management.* *Appl Soil Ecol* 16: 251-261.
- Lynch J.M., 1976.** *Products of soil microorganisms in relation to plant growth.* *Crit Rev Microbiol* 1976: 67-107.
- Madejón E., Burgos P., López R. and Cabrera F., 2001.** *Soil enzymatic response to addition of heavy metals with organic residues.* *Bilogy and Fertility of Soils* 34; 144-150.
- Madejón E., Pérez de Mora A., Felipe E., Burgos P. and Cabrera F., 2006.** *Soil amendments reduce trace elements solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation.* *Environ Pollut* 139 (1): 40-52.
- Madrid R., Valverde M., Guillen I., Sánchez A. and Lax A., 2004.** *Evolution of organic matter added to soils under cultivation conditions.* *J Plant Nutr Soil Sci* 167; 39-44.
- Magíster M., 1973.** *Apuntes sobre conservación de suelos.* ETS Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid.
- Manios T., Stentiford E.I. and Millner P., 2003.** *Removal heavy metals from a metaliferous water solution by typha latifolia plants and sewage sludge compost.* *Chemosphere* 53: 487-494.
- Manios T., 2004.** *The composting potential of different organic solid wastes: experience from the island of Crete.* *Environ International* 29 (8): 1079-1089.
- Manlay R.J., Feller C. and Swift M.J., 2007.** *Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationship with the fertility and sustainability of cropping systems.* *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119; 217-233.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2003.** Registro nacional de Lodos. <http://www.mapa.es>.
- Marcote .I, Hernández T., García C. and Polo A., 2001.** *Influence of one or two successive annual applications of organic fertilizers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation.* *Biores. Technol* 79 (2): 147-154.
- Marinari S., Masciandaro G., Ceccanti B. and Grego S., 2000.** *Influence of organic and mineral fertilizers on biological and physical properties.* *Bioresource Technology* 72: 9-17.
- Márquez-Crespo R., 2003.** *El cuarzo de la fracción arena fina en suelos de la provincia de Granada.* Memoria investigación tutelada. Universidad de Granada.

-
- Marrs R.H. and Bradshaw A.D., 1993.** *Primary succession on Land.* Walton DWH ed. Black, Oxford.
- Martin-García J.M., Aranda V., Gamíz E., Bench J. and Delgado R., 2004.** *Are Mediterranean mountains Entisols weakly developed. The case of Orthents from Sierra Nevada (Southern Spain).* *Geoderma* 118: 115-130.
- Martínez F., Cuevas G., Calvo R. and Walter I., 2003.** *Biowaste effects on soil and native plants in semiarid ecosystem.* *J Environmental Quality* 32; 472-479.
- Martínez J.R., Duran-Zuazo V.H. and Martínez-Raya F., 2007.** *Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil management system.* *Science of the Total Environment* 358: 46-60.
- Martínez-Manent S., García-Valles M., Nogues-Caura J.M., Avila-Martorell G. and Terradas i Colina R., 2007.** *Method Of Producing Glass Articles.* WO/2007/031588. <http://www.wipo.int/pctdb/en/wo.jsp?IA=ES2006000509&DISPLAY=CLAIMS>
- Masaguer-Rodríguez A. and Benito-Capa M., 2008.** *Evaluación de la calidad del compost.* En: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Matsuda M., Tazumi A., Kagawa S., Sekizuka T., Murayama O., Moore J.E. and Millar B.C., 2006.** *Homogeneity of the 16S rDNA sequence among geographically disparate isolates of *Taylorella equigenitalis*.* *BMC Veterinary Res* 2, 1-4.
- Mazzola M., 2004.** *Assessment and management of soil microbial community structure for disease suppression.* *Annual Review of Phytopathology* 42: 35-59.
- Mbagwu J.S.C., Piccolo A. and Spallacci P., 1991.** *Effects of field applications of organic wastes from different sources on chemical, rheological and structural properties of some Italian surfaces soils.* *Bioresources technology* 37: 71-78.
- McDowell R.W. and Sharpley A.N., 2004.** *The effects of soil carbon on phosphorous and sediment loss from soil trays by overland flow.* *Journal of Environmental Quality* 32; 207-214.
- McGarry D., Bridge B.J. and Radford B.J., 2000.** *Contrasting soil physical properties alter zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics.* *Soil and Tillage Research* 53 (2): 105-115.
- McGrath S.P., Chang A.C., Page A.L. and Witter E., 1994.** *Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading in Europe and the United States* *Environmental Rev.* 2; 108-118.
- McGrath S.P., 1998.** *Phytoextraction for soil remediation. Plants that hyperaccumulate heavy metals.* Ed RR Brooks. Cab International, Wallingford, UK.
- McVicar T.R., Rui L., Walker J., Fitzpatrick R.W. and Changming L., 2002.** *Regional Water and Soil Assessment for Managing Sustainable Agriculture in China and Australia,* ACIAR Monograph No. 84, 130–138.

- Melgar R., 2003.** *Posibilidades de valorización agrícola de subproductos generados por la agroindustria del olivar.* Tesis doctoral Estación Experimental del Zaidín-Universidad de Granada.
- Mesquita M.E., Carranca C., Vieira E., Silva J.M. and Gusmao R., 2004.** *Effect of dissolved organic matter and pH on copper adsorption.* *Agrochimica* 48 (5-6):222-232
- Merlet D., 1971.** *Mise au point technique concernant l'extraction et la caractérisation des composés organiques présents dans les sols.* Centre de Pédologie Biologique. CNRS. Nancy, 1971, doc n° 15.
- Merril M.C., 1983.** *Eco-agriculture: a review of its history and philosophy.* *Biol Agric Hortic* 1; 182-210.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1994.** *Métodos Oficiales de análisis. Vol. 3.* Secretaría General de Alimentación, Madrid.
- Miralles I., Ortega R., Sánchez-Marañón M., Soriano M and Almendros G. 2007.** Assessment of biogeochemical trends in soil organic matter sequestration in Mediterranean calcimorphic mountain soils. *Soil Biology and Biochemistry* 39; 2459-2470.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 2004.** <http://www.mma.es>
- Moral-Herrero R. and Muro-Erreguerena J., 2008.** *Manejo, dosificación y gestión agronómica del compost.* In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Moral R.L., Hernández T., Pérez-Espinosa J., Moreno-Caselles M.D., Pérez-Murcia M.D. and García C., 2005.** *Nitrogen dynamics in a calcic petrocalcic soil from the SE Spain treated with an anaerobic sewage sludge compost.* *Sustainable Use and Management of Soils-Arid and Semiarid Regions* 36; 589-594.
- Moreno J.L., Hernández T. and García C., 1999.** *Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil.* *Biology and Fertility of the Soils* 28; 230-237.
- Moreno J., 2005.** *Compostaje.* In: Marin I, Sanz JL and Amils R. *Biotechnología y Medio ambiente.* Ephemera. Madrid.
- Moreno-Casco J. and Mormeneo-Bernat S., 2008.** *Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje.* In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Morgan R.P.C., 1995.** *Soil erosion and conservation.* Longman Group Limited. London
- Monnier G., Turc L. and Jeanson Luusinang C., 1962.** *Une méthode de fractionnement densimétrique par centrifugation des matières organiques du sol.* *Ann. Agron.* 1962, 13, 55-63.
- Munsell A.H., 1975.** *Munsell soil color charts.* 1975 edition, Munsell color Macbeth a division of Kollmorgen corporation 2441 North Calvert Street, Baltimore, Maryland 21218.

-
- Muñoz J., 1998.** *Influencia de los sistemas de cultivo sobre el olivar y sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo.* Tesis de máster. Universidad de Córdoba.
- Muyzer G., 1993.** *Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA.* *Appl Environ Microbiol* 59, 695-700
- Nannipieri P., Ceccanti B., Conti C. and Bianchi D., 1982.** *Hydrolases extracted from soils: their properties and activities.* *Soil biology and Biochemistry* 14; 257-263.
- Nannipieri P., Ceccanti B., Cervelli S. and Matarese E., 1980.** *Extraction of phosphatase, urease, protease, organic carbon and nitrogen from soil.* *Soil Science Society of America Journal* 44; 1011-1016.
- Nelson P.N., 1999.** *Dispersed clay and organic matter in soil: their nature and associations.* *Aust J Soil Res* 37: 289-315.
- Nemati M.R., Caron J. and Gallichand J., 2002.** *Predicting hydraulic conductivity changes from aggregate mean weight diameter.* *Water Resources Research* 38, (9); 1170.
- Nicolaus R.A., Piattelli M. and Fattorusso E., 1964.** *The structure of melanins and melanogenesis-IV. On some natural melanins.* *Tetrahedron*, 20, 1163-1172.
- Niskaten E., 1964.** *Reduction of orientation effects in the quantitative X-Ray diffraction analysis of kaolin minerals.* *Am. Miner.* 79: 705-714.
- Noble R. and Robert S.J., 2003.** *A review of the literature on eradication of plant pathogens and nematodes during composting, disease suppression and detection of plant pathogens in compost.* The Waste and Resources Action Programme. The Old Academy. Oxon, UK.
- Nogales R., Ortega E., Gallardo-Lara F. and Delgado M., 1984.** *Influencia de la aplicación de un compost de basura urbana sobre la porosidad de un suelo.* *Agrochimica* 28, 192-201.
- Nogales R., Elvira C., Benítez E. and Gallardo-Lara F., 1995.** *Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas (I): Procesos, madurez y calidad de los productos.* *Residuos* 26, 53-57.
- Nogales R., Elvira C., Benítez E. and Gallardo-Lara F., 1996.** *Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas (III): Capacidad de cesion de nutrientes al suelo y la planta.* *Residuos* 26, 61-67.
- Nogales R., Thompson R., Calmet A., Benítez E., Gómez M. and Elvira C., 1998.** *Feasibility of vermicomposting residues from oil production obtained using two stages centrifuge.* *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 33; 1491-1506.
- Nogales R., Elvira C., Benítez E., Thomson R. and Gómez M., 1999.** *Feasibility of vermicomposting residues from olive oil production obtained using two stage centrifugation.* *Journal of Environmental Science and Health*, 40, 459-673.

- Nogales R. and Benítez E., 2007.** *Effect of olive-derived organic amendments on lead, zinc and biochemical parameters of an artificially contaminated soil.* Communications in Soil Science and Plant Analysis 38 (5-6); 795-811.
- Nogales R., Domínguez J. and Mato de la Iglesia S., 2008.** *Vermicompostaje.* In *Compostaje.* Eds Moreno Caso J and Moral Herrero R. Ediciones Multiprensa. Madrid.
- Nohrstedt NO., 1985.** *Biological activity in soil from forest stands in Central Sweden as related to site properties.* Microb. Ecol 11: 259-266.
- Nor Y.M. and Tabatabai M.A., 1977.** *Oxidation of elemental sulfur in soils.* Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 736-741.
- Oades J.M. and Waters A.G. 1991.** *Aggregate hierarchy in soils.* Australian Journal of Soil Research 29 (6); 815-828.
- Ojeda Castro G., 2003.** *Escorrentía y granulometría de sedimentos en suelos tratados con diversos tipos de lodos de depuradora.* Edafología 10 (2); 135-145.
- Oleszczuk P., 2008.** *Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals.* Ecotoxicology and Environmental Safety 69 (3),496-505.
- Ouedraogo E., Mando A. and Zombre N.P., 2001.** *Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa.* Agri Ecosys Environ 84 (3): 259-266.
- Pagliai M. and Antisari L.V., 1993.** *Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure.* Bioresource Technology 43: 205-213.
- Pagliai M., Vignozzi N. and Pellegrini S., 2004.** *Soil structure and the effect of management practices.* Soil and Tillage Research 79; 131-143.
- Palazo A. and Reynolds C., 1991.** *Long-term changes in soil and plant metal concentrations in an acidic dredge disposal site receiving sewage sludge.* Water, Air and Soil Pollution 57; 839-848.
- PAND, 2003.** *Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación. Dirección Nacional de Conservación de la Naturaleza (borrador pag 175),* Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Pandey C. and Shukla S., 2006.** *Effects of composted yard waste on water movement in sandy soil.* Compost Science & Utilization 14 (4):252-259.
- Paredes C., Roig A., Bernal M.P., Sánchez-Monedero M.A. and Cegarra J., 2000.** *Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill waste-water with solid organic wastes.* Biol Fertil Soils, 32: 222-227.
- Parr J.F., Epstein E. and Willson G.B., 1978.** *Composting sewage sludge for land application.* Agriculture and Environment 4; 123-137.

-
- Parr J.F., Stewart B.A., Hornick S.B. and Singh R.P., 1990.** *Improving the sustainability of dryland farming systems, a global perspective.* Adv. Soil Sci, Springer-Verlag, NY.
- Pascual I., Antolin M.C., García C., Polo A. and Sánchez-Díaz M., 2007.** *Effect of water deficit on microbial characteristics in soil amended with sewage sludge of inorganic fertilizer under laboratory conditions.* Bioresource Technology 98; 29-37.
- Pastor M., Castro J., Vega V. and Humanes M.D., 1999.** *Sistemas de manejo del suelo.* El cultivo del olivo. MundiPrensa. Madrid.
- Patrick Z.A., 1971.** *Phytotoxic substances associated with the decomposition in soil of plant residues.* Soil Sci 111: 13-18.
- Pedra F., Domingues H., Ribeiro A.B., Polo A. and Monteiro O., 2006.** *Relationship between Cu and Zn extractable foliar contents and BCR sequential extraction in soil treated with organic amendments.* Environmental Technology 27 (12):1357-1367.
- Pedra F., Plaza C., Fernández J.M., García-Gil J.C. and Polo A., 2007.** *Effects of municipal solid waste and sewage sludge on chemical and spectroscopic properties an humic acid from a sandy Haplic Podzol and a clay loam Calcic Vertisol in Portugal.* Waste Management; Article in press.
- Pedra F., Polo A., Ribeiro A. and Domingues H., 2007 b.** *Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter.* Soil Biology & Biochemistry 39 (6):1375-1382 Art No. 10.1016/j.soilbio.2006.12.014|ISSN 0038-0717 2007.
- Pengcheng G., Xinbao T., Yanan T. and Yingxu C., 2007.** *Application of sewage sludge compost on highway embankments.* Waste Management. Article in press.
- Pérez de Mora A., Madrid F., Cabrera F. and Madejón E., 2005.** *Amendments and plant cover influence on trace element pools in a contaminated soil.* Geoderma 139 (1-2):1-10
- Pérez de Mora A., Burgos P., Madejón E., Cabrera F., Jaeckel P. and Schloter M., 2006.** *Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments.* Soil Biol Biochem 38 (2): 327-341.
- Pérez Franco D., de los Santos J., Díaz Goano C. and Carbajales A., 2002.** *Manual para la interpretación de ensayos de bombeo y programas de cálculo.* Instituto politécnico Jose A. Echeverria ISBN: 92-9089-052-5. IMFIA.
- Pérez-Lomas A.L., Delgado G., Martin-García J.M. and Delgado R., 2007.** *Estudio de la composición mineral del co-compost de lodos de depuración de aguas residuales procedentes de Granada y Motril (España).* Poster en SECS 07: XXVI Reunión nacional de suelos. Durango (Vizcaya).
- Pérez-Lomas A.L., Delgado G., Rodríguez-Díaz M., Martin-García J.M. and Delgado R., 2008.** *Evolution of the soil microporosity by SEM-IA after sewage sludge compost amendment. A soil microcosm experiment.* Communication and poster in II International Conference on Soil and Compost Eco-biology. Noviembre de 2008; Puerto de la Cruz, Tenerife.

- Pérez-Murcia M.D. and Moreno-Caselles J., 2008.** *Residuos urbanos*. In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Pérez-Piqueres A., Edel-Hermann V., Alabouvette C. and Steinberg C., 2006.** *Response of soil microbiota communities to compost amendments*. *Soil Biol Biochem* 38 (3): 460-470.
- Pimm S.L., Russell G.J., Gittleman J.L. and Brooks T.M., 1995.** *The future of biodiversity*. *Science*, 269; 347-350.
- Plaza C., Brunneti G., Senesi N. and Polo A., 2005.** *Proton binding to humic acids from organic amendments and amended soils by the NICA-Donnan model*. *Environmental Science & Technology* 39 (17):6692-6697
- Podwojewski P. and Germain N., 2005.** *Short-term effects of management on the soil structure in a deep tilled hardened volcanic-ash soil (Cangahua) in Ecuador*. *European Journal of Soil Science* 56: 39-51.
- Porta J., López-Acevedo M. and Rodríguez R., 1986.** *Técnicas y experimentos en edafología*. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Cataluña. Lérida.
- Porta J., 1994.** *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ediciones Mundi-prensa. pp807. Madrid.
- Powers J.S. and Schlesinger W.H., 2002.** *Relationship among soil carbon distribution and biophysical factor at nested spatial scales in rain forest of northeastern Costa Rica*. *Geoderma* 109: 165-190.
- Preston C.M., 1996.** Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and prospects. *Soil Science* 161, 144-166.
- Rajaie M., Karimian N., Mafioun M., Yasrebi J. and Assad M.T., 2006.** *Chemical forms of cadmium in two calcareous soil textural classes as affected by application of cadmium-enriched compost and incubation time* *Geoderma* 136 (3-4):533-541 Art No. 10.1016.
- Reid W.V., 1992.** *Tropical deforestation and species extinction*. Whitmore, TC and Sayer eds. Chapman and Hold, London
- Richards L.A., 1982.** *Diagnostico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. Editorial Limusa. Mejico.
- Rillig M.C., Wright S.F. and Eviner V., 2002.** *The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species*. *Plant Soil* 238: 325-333.
- Roberson E.B. and Firestone M.K., 1991.** *Cover crop management of polysaccharide-mediated aggregation in an orchard soil*. *Soil Science Society of American Journal* 55; 734-739.
- Robertson W.D., 2000.** *Treatment of wastewater phosphate by reductive dissolution of iron*. *J Enviroment Qual* 29: 1678-1685.

-
- Robinson G.W., 1922.** *A new method for mechanical analysis of soil and other dispersion.* J. Agr. Ac. 12: 306-321.
- Rodríguez-Díaz M., Robles E., Pérez-Lomas A.L., Molina-Muñoz M., Cortes-Lorenzo C. and González-López J., 2008.** *Effect of urban sewage sludge compost on soil bacterial biodiversity and enzymatic activities.* Orbit2008 13-15th of Oct. 2008, Wageningen, The Netherlands.
- Roldan A., Albaralejo J. and Thornes J.B., 1996.** *Aggregate stability changes in a semiarid soil alter treatment with different organic amendments.* Arid Soil research and Rehabilitation 10: 139-148.
- Romero E., Benítez E. and Nogales R., 2005.** *Suitability of wastes from olive-oil industry of initial reclamation of a Pb/Zn mine tailing.* Water Air and Soil Pollution 165, 153-165.
- Ros M., Hernández T. and García C., 2003.** *Bioremediation of soil degraded by sewage sludge: Effects of soil properties and soil erosion losses.* Environmental Management 36: 741-747.
- Ros M., Klammer S., Knapp B., Aichberger K. and Insam H., 2006.** *Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity ad microbial activity.* Soil Use Management 22 (2): 209-218.
- Ros M., Pascual J.A., García C., Hernández T. and Insam H., 2007.** *Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil alter long term amend with different composts.* Soil Biol and Biochem In press, DOI 10.1016/j.soilbio.2006.05.17.
- Rosenfeld A. and Kak A.C., 1982.** *Digital Picture Processing* Vol. I. Academic Press: New York.
- Rovira P. and Vallejo V.R., 2003.** *Physical protection and biochemical quality of organic matter in Mediterranean calcareous forest soils: a density fraction approach.* Soil Biology and Biochemistry 35, 2; 245-261.
- Rowell D.L., 1994.** *Soil Science. Methods and Applications.* Longman Sci and Tech. ISBN 0 582 087848.
- Rubio J.L., 2006.** *Evaluación de zonas sensibles a la contaminación de las aguas por nitratos en la Comunidad Valenciana. Propuesta metodológica.* Centro de Investigaciones sobre la Desertificación (CIDE), Valencia.
- Sablayrolles C., Montrejaud-Vignoles M., Vialle C., Sylvestre J., Lhoutellier C. and Poitrenaud M., 2008.** *Sludge and compost application on carrots culture: polychlorinated biphenyls impact.* Communication SoilACE 2008. Puerto de la Cruz. Tenerife.
- Sabate J., Vinas M. and Solanas A.M., 2006.** *Bioavailability assessment and environmental fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in biostimulated creosote-contaminated soil.* Chemosphere 63 (10), 1648-1659
- Saggar S., Yeates G.W. and Shepherd T.G., 2001.** *Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand.* Soil and Tillage Research 58; 55-68.

- Saison C., Degrange V., Oliver R., Millard P., Commeaux C., Montange D. and Le Roux X., 2006.** *Alteration and resilience of the soil microbial community following compost amendment: effects of compost level and compost-borne microbial community.* Environ Microbiol 8 (2): 247-257.
- Salvagiotti F. and Vernizzi A., 2006.** *Pérdidas de nitrógeno por volatilización y su efecto en el rendimiento del cultivo de maíz.* Para mejorar la producción 32, INTA EEA Oliveros 2006.
- Sánchez-Monedero M.A., Mondini C., Nobili M., Leita L. and Roig A., 2004.** *Land application of biosolid. Soil response to different stabilization degree of the threatened organic matter.* Waste Management 24 (4): 325-332.
- Sánchez-Yáñez J.M., 2008.** *Las bacterias en la fertilidad y productividad del suelo.* (<http://www.monografias.com/trabajos45/bacterias-suelo/bacterias-suelo.shtml>)
- Sand R., 1984.** *Environmental aspects of plantation management.* In: Bowen GD, Nambiar EKS, editors. Nutrition of plantation forests. London: Academic Press pp: 413-438.
- Santos-Frances F., 1979.** *Estudio geológico y edafológico del sector Montiel-Alcaraz-Biensevida II.* Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- Satre-Conde I., Cabezas J.G., Guerrero A., Vicente M.A. and Lobo M.C., 2006.** *Evaluation of the soil biological activity in a remediation soil assay using organic amendments and vegetal cover.* The Science of The Total Environment (in press).
- Sato O. and Kumada K., 1967.** *The chemical nature of the green fraction of P type humic acid.* Soil Sci. Plant Nutr., 13, 121-122.
- Senesi N., Brunetti G. and Plaza C., 2005.** *Quality of organic amendment and effects on soil organic matter, with special emphasis on humic substances: a review of general aspects and most recent findings of the Bari group.* In: Yang J.E., Sa T.M., Kim J.J. (Eds). Application of the emerging soil researches to the conservation of agricultural ecosystems. Korean Society of Soil Science and Fertilizer, Korean Society of Agriculture and Environment, Rural Development Administration, Seoul.
- Senesi N. and Plaza C., 2007.** *Role of humification processes in recycling organic wastes of various nature and sources as soil amendments.* Clean-Soil Air Water 35 (1):26-41.
- Shloter M, Dilly O and Munch JC, 2003.** *Indicators for evaluating soil quality.* Agr Ecosyst Environ 98; 1-3: 255-262.
- Schnitzer M. and Khan S.U., 1972.** *Humic substances in the environment.* Marcel Dekker, Inc. NY.
- Schoemaker H.E., Tour U., Muheim A., Schimdt H.W.H. and Leisola M.S.A., 1991.** *White rot degradation of lignin and xenobiotics.* En: *Biodegradation. Natural and Synthetic Materials* (Betts, W. B., ed.). Springer-Verlag: London, 157-173.
- Schroeder D., 1984.** *Soil, Facts and Concepts.* Internacional Potash Institute. Bern, Switzerland.
- Schulten H.R. and Leinweber P., 2000.** *New insight into organic mineral particles: composition, properties and models of molecular structure.* Biol Fertil Soils 30: 399-432.

-
- Schultz L.G., 1964.** *Quantitative interpretation of mineralogical composition from X-ray and chemical data for the Pierre Shale.* Geo. Surv. Prof. Paper, 391-C; 31.
- Sergeyev Y.M., Grabowska-Olszewska B., Osipov V.I. and Kolomenski Y.N., 1980.** *The classification of microstructure of clay soils.* J Micr. 3: 237-260.
- Serrásosles I., Llovet I. and Bautista S., 2004.** *Degradación y restauración de suelos forestales mediterráneos.* La gestión del monte mediterráneo. CEAM, Bancaja y Generalitat Valenciana. Valencia.
- Sessitsch A., Weihs A., Gerzabek M.H., Kirchmann H. and Kandeler E., 2001.** *Microbial population structure in soil particle size fractions of a long-term fertilizer field experiment.* Applied and Environmental Microbiology 67; 4215-4224.
- Shepherd M.A., Harrison R. and Webb J., 2002.** *Managing soil organic matter- implications for soil structure on organic farms.* Soil Use and Management 18; 284-292.
- Sierra-Aragón M., 2005.** *Niveles de metales pesados y elementos asodificados en los suelos de la provincia de Almería. Parámetros que los afectan y riesgos de contaminación.* Tesis doctoral, Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada.
- Singer M.J., Southard R.J., Warrington D.N. and Janitzky P., 1992.** *Stability of synthetic sand clay aggregates alter wetting and drying cycles.* Soil Sci Soc Am J 56, 1843-1848.
- Six J., Elliot E.T. and Paustian K., 2000.** *Soil structure and soil organic matter: II A normalized stability index and the effect of mineralogy.* Soil Sci Soc Am J 64: 1042-1049.
- Six J., Elliot E.T. and Paustian K., 2000b.** *Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture.* Soil Biology & Biochemistry 32, 2099-2103.
- Sloat Z. and Ziel C., 1987.** *The use of indicator organism to asses the safety of public water.* Technical information Series-Booklet num. 13. Hach Company. Loveland. Colorado. USA.
- Smart P., 1966.** *Soil structure, mechanical properties and electro microscopy.* PhD Thesis, Cambridge University.
- Smith S.R., Hall J.E. and Hadley P., 1992.** *Composting sewage sludge wastes in relation to their suitability for use as fertilizer materials for vegetable crop production.* Acta Hort (ISHS) 302: 203-216.
- Schnitzer M. and Khan S.U., 1972.** *Humic substances in the environment.* Marcel Dekker, Inc. NY.
- Soil Conservation Service, 1972.** *Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soil samples.* US Department of Agriculture, Washington.
- Soil Survey Staff, 1975.** *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys.* Soil Conservation Service. USDA Agrc. Handbook nº 436.
- Sole F. and Flotats X., 2004.** *Guía de técnicas de gestión ambiental de residuos agrarios.* Proyecto TRAMA (Life). Edición de la Fundación Catalana de Cooperación. Pps. 94.

- Soliva-Torrento M., López-Martínez M. and Huerta-Pujol O., 2008.** *Antecedentes y fundamentos del proceso de compostaje*. In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Sommers L.E., Nelson D.W. and Yost K.J., 1976.** *Variable nature of chemical composition of sewage sludge*. J Environ Qual 5: 303-306.
- Sommers L.E., 1977.** *Chemical composition of sewage sludge and analysis of their potential use as fertilizers*. J Environ Qual 6: 225-232.
- Sommers L.E. and Sotton A.L., 1980.** *Use of waste materials as sources of phosphorus*. In "The role of phosphorus in agriculture". FE Khsawnech, EC Sample, EJ Kamprath. American Society of Agronomy, Madison, Wisc.
- Sonnleithner R., Lorbeer E. and Schinner F., 2003.** *Effects of Straw, vegetable oil and whey on physical and microbiological properties of a chernozem*. Applied Soil Ecology 22, 195-204.
- Sort X. and Alcaníz J.M., 1996.** *Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries*. Land Degradation and Development 7: 69-76.
- Sort X. and Alcaníz J.M., 1999(a).** *Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation*. Land Degradation and Development 10: 3-12.
- Sort X. and Alcaníz J.M., 1999(b).** *Modification of soil porosity after application of sewage sludge*. Soil and Tillage Research 49; 337-345.
- Sort X. and Alcaníz J.M., 2001.** *Application of X-ray microanalysis to study the distribution of organic waste in soil*. Geoderma 104; 1-15.
- Soumare M., Tack F.M.G. and Verloo M.H., 2003.** *Characterization of Malian and Belgian soil waste compost with respect to fertility and suitability for land application*. Waste Management 23, 517-522.
- Spaccini R., Piccolo A., Haberhauer G. and Gerzabek M.H., 2000.** *Transformation of organic matter from maize residues into labile and humic fractions of three European soils as revealed by C13 distribution and CP-Mas-NMR spectra*. European Journal Soil Science 51; 583-594.
- Spaccini R., Piccolo A., Mbagwu J.S.C., Teshale A.Z. and Igwe C.A., 2002.** *Influence of the addition of residues on carbohydrate content and structural stability of some highland soil in Ethiopia*. Soil Use and Management 18: 404-411.
- Spargo J.T., Evanylo G.K. and Alley M.M., 2006.** *Repeated compost application effects on phosphorus runoff in the Virginia piedmont*. Journal Of Environmental Quality 35 (6):2342-2351 Art No. 10.2134/jeq2006.0105|ISSN 0047-2425 2006.
- Sparkling G.P., 1992.** *Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter*. Aust J Soil Res 39: 195-207.
- Sree Ramulu U.S., 2002.** *Reuse of municipal sewage sludge in agriculture*. Scientific publishers, Jodhpur, India.

-
- Stabnikova O., Goh W.K., Ding H.B., Tay J.H. and Wang J.Y., 2005.** *The use of sewage sludge and horticultural waste to develop artificial soil for plant cultivation in Singapore.* Bioresource Technology 96; 1073-1080.
- Stackebrandt E., Liesack W. and Goebel B.M., 1993.** *Bacterial diversity in a soil sample from a subtropical environment as determined by 16S rDNA analysis.* The FASEB Journal; Genetic Diversity Of A Natural Microbial Community 7: 232-236.
- Stamatiadis S., Doran J.W. and Kettler T., 1999.** *Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge.* Applied Soil Ecology 12; 263-272.
- Stevenson F.J., 1982.** *Humus chemistry. Genesis. Composition. Reactions.* Wiley Interscience, NY.
- Stevenson F.J., 1994.** *Humus Chemistry.* John Wiley & Sons, New York, 2^a edition.
- Stewart B., Caesar-TonThat T.C., Wright S.F. and Williams J.D., 2005.** *Organic matter addition, N and residue burning effects on infiltration, biological and physical properties of an intensively tilled silt loam soil.* Soil and Tillage Research 84; 2; 154-167.
- Sugahara K. and Inoko K., 1981.** *Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost.* Soil Sci Plant Nutr 24: 213-224.
- Tabatabai M.A. and Bremner J.M., 1969.** *Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity.* Soil Biol Biochem 1, 301-307.
- Tabatabai M.A. and Bremner J.M., 1970.** *Arylsulfatase activity of soils.* Soil Sci Soc Am Proc 34, 225-229
- Tabatabai M.A. and Shing B.B., 1976.** *Rhodanese activity of soils.* Soil Sci Soc Am J 40, 381-385.
- Tarlera S., Jangid K., Ivester A., Whitman W.B. and Williams M.A., 2008.** *Microbial community succession and bacterial diversity in soils during 77.000 years of ecosystem development.* FEMS Microbiol Ecol 64 (2008) 129–140.
- Tate R.L., 1987.** *Soil Organic Matter. Biological and Ecological Effects.* Wiley: New York, 291.
- Taylor J.P., Wilson B., Mills M.S. and Burns R.G., 2002.** *Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques.* Soil Biol Biochem 34 (3): 387-401.
- Tejada M. and González J.L., 2006(a).** *Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain.* Soil and Tillage Research In press.
- Tejada M. and González J.L., 2006(b).** *Crushed cotton gin compost on soil biological properties and rice yield.* Europ J Agronomy 25: 22-29.
- Tejada M., Hernández M.T. and García C., 2007.** *Application of two organic wastes in a soil polluted by lead: Effects on the soil enzymatic activities.* Journal Of Environmental Quality 36 (1):216-225

- Tejada M., Moreno J.L., Hernández M.T. and García C., 2007b.** *Application of two beet vinasse forms in soil restoration: Effects on soil properties in an and environment in southern Spain.* Agriculture Ecosystems & Environment 119 (3-4):289-298.
- Tejada M., Moreno J.L., Hernández M.T. and García C., 2008.** *Soil amendments with organic wastes reduce the toxicity of nickel to soil enzyme activities* European Journal of Soil Biology 44 (1):129-140
- Terry R.E., Nelson D.W. and Sommers L.E., 1979.** *Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions.* J Environ Qual 8: 342-347.
- Thierfelder C., Amezquita C.E. and Stahr K., 2005.** *Effects of intensifying organic manuring and tillage practices on penetration resistance and infiltration rate.* Soil and Tillage Research 82: 211-226.
- Thomsen I.K., Schjonning P., Jensen B., Kristensen K. and Kristensen B.T., 1999.** *Turnover of organic matter in differently textured soils: II Microbial activity as influenced by soil water regimes.* Geoderma 89: 199-218.
- Thrane C., Harder N.T., Neiendam N.M., Sorensen J. and Olsson S., 2000.** *Viscosinamide-producing Pseudomonas fluorescents DR54 exerts a biocontrol effect on Pythium ultimum in sugar beet rhizosphere.* Fems Microbioly Ecology 33, 2; 139-146
- Throbäck I.N., Johansson M., Rosenquist M., Pell M., Hansson M. and Hallin S., 2007.** *Silver reduces denitrification and induces enrichment of novel nirK genotypes in soil.* FEMS Microbiology Letters 270, 2, 189-194.
- Tinoco M.P., 2000.** *Caracterización molecular de la material orgánica de suelos afectados por distintos tipos de degradación en la comunidad de Madrid.* Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.
- Tisdall J.M. and Oades J.M., 1982.** *Organic matter and water stable aggregates in soils.* Journal of Soil Science 33; 141-163.
- Tripathy S., Bhattacharyya P., Equeenuddin S.M., Kim K. and Kulkarni H.D., 2008.** *Comparison of microbial indicators under two water regimes in a soil amended with combined paper mill sludge and decomposed cow manure.* Chemosphere 71 (1):168-175.
- Tyurin I.V., 1951.** *Analitical procedure for a comparative study of soil humus.* Trudy Pochr. Inst. Dokuchaev.
- United States Salinity Laboratory Staff, 1945.** *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.* 112-113.
- U.S.D.A. 1971.** *Guide for interpretation engineering uses of soils.* Soil Conservation Service. Washington DC.
- USFDA, 1993.** *Everything added to food in the United Status.* U.S. Food and Drug Administration. CRC Press, Inc Boca Ratón, FL.

-
- Usman A.R.A., Kuzyakov Y., Lorenz K. and Stahr K., 2006.** *Remediation of a soil contaminated with heavy metals by immobilizing compounds.* Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169: 205-212.
- Vaca-Paulin R., Esteller-Alberich M.V., Lugo-de la Fuente J. and Zavaleta-Macera H.A., 2006.** *Effect of sewage sludge or compost on the sorption and distribution of copper and cadmium in soil The availability of Cu was low due to its occurrence in the acid soluble fraction.* Waste Management 26 (1):71-81.
- Vallejo V.J., 1993.** *Sols pobres, rogencs lbruns.* R. Folch Biosfera Vol. 5 Mediterraneies. Barcelona.
- Van Herwijnen R., Hutchings T.R., Al-Tabbaa A., Moffat A.J., Johns M.L. and Ouki S.K., 2007.** *Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts.* Environmental Pollution 150; 347-354.
- Van Vliet P.C.J., Radcliffe D.E., Hendrix P.F. and Coleman D.C., 1998.** *Hydraulic conductivity and pore-size distribution in small microcosms with or without enchytraetids.* Applied soil ecology 9 (1-3); 277-282.
- Vargas-García M.C. and Suarez-Estrella F., 2008.** *Efecto de la aplicación de compost sobre las propiedades biológicas del suelo.* In: Moreno-Casco and Moral-Herrero, 2008. *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Veeken A., Nierop K., Wilde V. and Hamelers B., 2000.** *Characterization of NaOH-extrated humic during composting of a biowaste.* Bioresource Technology 72; 33-41.
- Vigil M.F. and Kissel D.E., 1995.** *Rate of nitrogen mineralized from incorporated crop residues as influenced by temperature.* Soil Sci Soc Am J 59: 1636-1644.
- Viti C., Minia A., Ranallib G., Lustratob G. and Giovannettia L., 2007.** *Response of microbial communities to different doses of chromate in soil microcosms.* Applied Soil Ecology, Article in Press, Corrected Proof.
- Vogtmann H., Fricke K. and Turk T., 1993.** *Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost.* Cosmpost Sci Util 1 (1): 69-87.
- Wang M.J. and Jones K.C., 1994.** *Behaviour and fate of chlorobenzenes introduced into soil plant system by sewage-sludge application- A review.* Chemosphere 28: 1325-1360.
- Warketin B.P., 1980.** *Clay soil structure related to soil management.* Agr Exp St Pub 5613. Oregon (EEUU)
- Warman P.R. and Termeer W.C., 2005(a).** *Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yield and N,P and K content of crops and soils.* Bioresource Technology 96; 955-961.

- Warman P.R. and Termeer W.C., 2005(b).** *Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn and B content of crops and soils.* Bioresource Technology 96; 1029-1038.
- Weber J., Karczewska A., Drozd J., Licznar M., Jamroz E. and Kocowicz A., 2007.** *Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts.* Soil Biology & Biochemistry 39 (6):1294-1302
- Wei Y.J. and Liu Y.S., 2005.** *Effects of sewage sludge compost application on crop and cropland in a 3-year field study.* Chemosphere 59; 1257-1265.
- Wilson B. and Pyatt F.B., 2007.** *Heavy Metal Bioaccumulation by the Important Food Plant, *Olea europaea* L., in an Ancient Metalliferous Polluted Area of Cyprus.* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 78; 5: 390-394.
- Wischmeier W.H., 1959.** *A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation.* Proc Soil Sci Soc Am, 23: 246-249.
- Wischmeier W.H. and Smith D.D., 1978.** *Predicting rainfall erosion losses.* Agriculture Handbook, 537. United States Department of Agriculture. Washington.
- Wolkowski R.P., 2003.** *Nitrogen management considerations for landspreading municipal soil waste compost.* J Environ Qual 32: 1844-1850.
- Wong J.W.C. and Ho G.E., 1991.** *Effects of gypsum and sewage-sludge amendment on physical properties of fine bauxite refining residue.* Soil Science 152, 326-332
- Wong J.W.C. and Ho G.E., 1994.** *Sewage-sludge as organic ameliorant for revegetation of fine bauxite refining.* Resources Conservation and Recycling 11: 297-309.
- Yong R.N. and Warkentin B.P., 1975.** *Soil properties and behavior.* Elsevier Sci Soil Pub Cia.
- Zancada M.C., Almendros G., Sanz J. and Román R., 2004.** *Speciation of lipid and humus-like colloidal compounds in a forest soil reclaimed with municipal solid waste compost.* Waste Management and Research 22: 24-34.
- Zbytniewski R. and Buszewski B., 2005.** *Characterization of natural organic matter derived from sewage sludge compost. Part 1: Chemical and spectroscopic properties.* Bioresource Technology 96: 471-478.
- Zeng L.S., Min L., Chen C.L. and Huang C.Y., 2007.** *Effects of lead contamination on soil enzymatic activities, microbial biomass, and rice physiological indices in soil-lead-rice (*Oryza sativa* L.) system.* Ecotoxicology and Environmental Safety, volume. 67, Pages 67-74
- Zhang L., Ito M., Sato A., Ninomiya Y., Sakano T., Kanaoka C. and Masui M., 2004.** *Combustibility of dried sewage sludge and its mineral transformation at different oxygen content in drop tube furnace.* Fuel Processing Technology 85; (8-10): 983-1011.

Zhou J., Davey M.E., Figueras J.B., Rivkina E., Gilichinsky D. and Teidje J.M., 1997.
Phylogenetic diversity of a bacterial community determined from Siberian tundra soil DNA.
Microbiology 143: 3913–3919.

