

T-16 / 57

T  
16  
110

**UNIVERSIDAD DE GRANADA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGIA Y QUIMICA AGRICOLA**

UNIVERSIDAD DE GRANADA  
Facultad de Ciencias  
Fecha 29-12-95  
ENTRADA NUM. 3227

**TESIS DOCTORAL**

**Capacidad Fertilizante y Contaminante de Lodos de Depuradoras  
Generados en la Provincia de Granada**

**Emilio Benítez León**

**Granada, 1995**

**BIBLIOTECA UNIVERSITARIA**  
**GRANADA**  
Nº Documento 019690393  
Nº Copia 12124358X

UNIVERSIDAD DE GRANADA  
21 DIC. 1995  
COMISION DE DOCTORADO

**UNIVERSIDAD DE GRANADA**  
**DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGIA Y QUIMICA AGRICOLA**

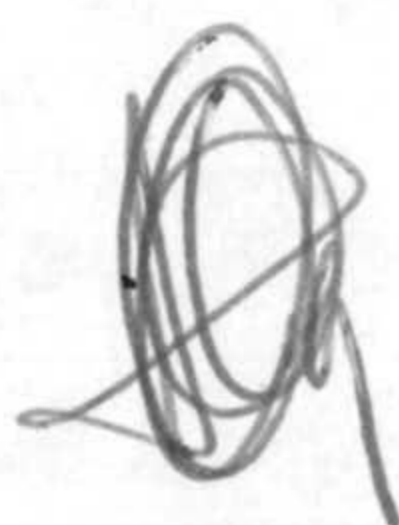
**Capacidad Fertilizante y Contaminante de Lodos de Depuradoras  
Generados en la Provincia de Granada**

**Memoria presentada para optar al Grado de Doctor.  
Granada, Diciembre de 1995**



**Fdo. Emilio Benítez León**  
**Lcdo en Ciencias Biológicas**

**Directores de la Tesis**



**Fdo Dr. Rogelio Nogales Vargas-Machuca**  
**Colaborador Científico del CSIC**



**Fdo Dr. Francisco Gallardo Lara**  
**Investigador Científico del CSIC**

Este Trabajo de Investigación fué llevado a cabo en el Departamento de Agroecología y Protección Vegetal de la Estación Experimental del Zaidín (CSIC), en Granada, durante un periodo comprendido entre Enero de 1992 y Diciembre de 1995. Parte de este estudio se encuadró dentro de los objetivos científicos-técnicos propuestos en el Proyecto de Investigación del Plan Nacional de I+D, subvencionado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología **AMB93-0429**: *Evaluación del impacto ambiental y riesgo de contaminación producido por la aplicación agrícola de los residuos urbanos.*

*A mis Lolas y a mi amigo Rogelio*

## AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a la Estación Experimental del Zaidín (CSIC) de Granada por haber puesto a mi disposición el material e instalaciones necesarias para el desarrollo de mi investigación.

Al Dr. D. Francisco Gallardo Lara por toda su inestimable ayuda y ánimo constante.

Al Dr. D. Gabriel Delgado Calvo-Flores, Tutor de esta Tesis Doctoral, por depositar desde el principio su confianza en este trabajo y por su grata disposición en todo momento.

Al Dr. D. Manuel Gómez Ortega por todas las horas que me ha dedicado con paciencia, solucionándome con acierto todos los problemas que le he planteado.

A la Dra M. Dolores Mingorance Alvarez por todos sus consejos científicos y humanos y su apoyo en los momentos difíciles

Al Dr. D. Cesar Elvira Peña, colega y amigo entrañable por compartir el trabajo, las penas y alegrías durante todos los días y todas las horas que hemos pasado juntos.

Al Ayuntamiento de Orgiva, a la Empresa Municipal de Abastecimiento y Saneamiento de Granada (EMASAGRA) y muy concretamente al responsable de la EDAR LOS Vados-Oeste, D. Jose Luis Martín Galvez y a la Empresa Abonos Orgánicos del Sur. por las facilidades prestadas para la recogida de muestras de lodos de depuradora.

Al Dr. D. Alfredo Polo Sanchez y a la Dra D<sup>a</sup> Isidora Diaz-Marcote, por su ayuda en la realización de algunos análisis recogidos en este trabajo.

Al Dr. D. Antonio Leal López, Jefe del Departamento de Agroecología y Protección Vegetal por su apoyo y disponibilidad para resolver algunos de los problemas que le he planteado.

A D. Antonio Melgar Porcel y a D. Jose Luis Quesada así como a todos mis compañeros y amigos del Departamento de Agroecología, por toda la ayuda prestada durante la ejecución de este trabajo de investigación. Este agradecimiento quisiera hacerlo extensible a muchas otras personas de la Estación Experimental del Zaidín, a quienes no nombro por no caer en el error de olvidarme de alguna de ellas.

Por último a mi madre, hermana, Encarna y "Perez" por su mucha paciencia y aliento constante en los momentos mas bajos.

Finalmente, quiero mostrar mi especial agradecimiento al Dr. Rogelio Nogales, amigo que asumió la difícil tarea de sacar adelante este trabajo de Tesis Doctoral.

# ÍNDICE

<b>I. RESUMEN</b>	1
<b>II. OBJETO DEL TRABAJO</b>	4
<b>III. INTRODUCCIÓN</b>	10
<b>III.1. PROBLEMÁTICA DE LOS RESIDUOS GENERADOS EN LOS NUCLEOS DE POBLACIÓN</b>	12
<b>III.2. AGUAS RESIDUALES URBANAS</b>	14
III.2.1. DEFINICIÓN	14
III.2.2. COMPOSICIÓN	14
III.2.3. DEPURACIÓN	18
III.2.4. SISTEMAS CONVENCIONALES DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS	18
III.2.5. SISTEMAS DE DEPURACIÓN DE BAJO COSTE DE AGUAS RESIDUALES	21
<b>III.3. LODOS DE DEPURACIÓN</b>	22
III.3.1. DEFINICIÓN Y TIPOS DE LODOS	22
III.3.2. TRATAMIENTO DE LODOS DE DEPURACIÓN	23
III.3.3. LODOS TRATADOS O DIGERIDOS. DEFINICIÓN Y TIPOS	27
III.3.4. DESTINO DE LOS LODOS DE DEPURACIÓN	30
<b>III.4. TRATAMIENTOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE</b>	32
III.4.1. DEFINICIÓN, ETAPAS Y SISTEMAS DE COMPOSTAJE	32
III.4.2. FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE	34
III.4.3. COMPOST. DEFINICIONES Y CLASIFICACIÓN	39
III.4.4. COMPOSTAJE Y COMPOST DE LODOS RESIDUALES	41
III.4.5. DEFINICIÓN Y SISTEMAS DE VERMICOMPOSTAJE	45

III.4.6. FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE VERMICOMPOSTAJE	46
III.4.7. VERMICOMPOST. DEFINICIÓN	48
III.4.8. VERMICOMPOSTAJE Y VERMICOMPOST DE LODOS RESIDUALES	48
III.4.9. MADUREZ DE LOS COMPOST Y VERMICOMPOST DE LODOS DE DEPURACIÓN	50
<b>III.5. ASPECTOS POSITIVOS DEL USO AGRÍCOLA DE LOS LODOS RESIDUALES</b>	52
III.5.1. EFECTOS SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO	52
III.5. 2. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO.	53
III. 5.3. EFECTO SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA Y ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO.	54
III.5.4. EFECTO SOBRE EL NITRÓGENO DEL SUELO Y LA PLANTA	56
III.5.5. EFECTO SOBRE EL FÓSFORO DEL SUELO Y LA PLANTA	58
III.5.6. EFECTO SOBRE OTROS MACRONUTRIENTES DEL SUELO Y LA PLANTA	59
III.5.7. EFECTO SOBRE LOS MICRONUTRIENTES DEL SUELO Y LA PLANTA	60
III.5 .8. EFECTO SOBRE LOS RENDIMIENTOS DE COSECHA	61
<b>III.6. RIESGOS ASOCIADOS AL USO AGRÍCOLA DE LOS LODOS RESIDUALES</b>	62
III.6.1. METALES PESADOS	62
III.6.2. MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS	64
III.6.3. MICROORGANISMOS PATÓGENOS	66
III.6.4. NORMATIVAS QUE REGULAN EL USO AGRÍCOLA DE LOS LODOS RESIDUALES	68
 <b><i>POTENCIAL FERTILIZANTE Y CONTAMINANTE DEL LODO RESIDUAL DE ORGIVA, NATURAL O CONTAMINADO CON Cd, Ni e Pb</i></b>	
<b>IV. MATERIAL Y MÉTODOS</b>	78
IV.1. MATERIALES: SUELO Y LODO RESIDUAL DE ÓRGIVA	78
IV.2. TRATAMIENTOS EFECTUADOS	81
IV.3. EXPERIMENTO DE INCUBACIÓN	81



IV.3.1. DESARROLLO EXPERIMENTAL	81
IV.3.2. ANÁLISIS EFECTUADOS	82
<b>IV.4. EXPERIMENTO DE INVERNADERO</b>	82
IV.4.1. PREPARACIÓN DE LAS MACETAS	82
IV.4.2. SIEMBRA Y CULTIVO	83
IV.4.3. RECOLECCIÓN	83
IV.4.4. ANÁLISIS EFECTUADOS	84
<b>IV.5. MÉTODOS UTILIZADOS PARA EL ANÁLISIS DEL SUELO Y LODO RESIDUAL</b>	84
IV.5.1. ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO	84
IV.5.2. ESTABILIDAD DE LOS AGREGADOS	85
IV.5.3. CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA	85
IV.5.4. pH	85
IV.5.5. CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	85
IV.5.6. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO DEL SUELO	86
IV. 5.7. CARBONATO TOTAL DEL SUELO	86
IV.5.8. NITRÓGENO KJELDAHL TOTAL	86
IV.5.9. FÓSFORO ASIMILABLE DEL SUELO	86
IV.5.10. METALES PESADOS TOTALES	86
IV.5.11. METALES PESADOS POTENCIALMENTE ASIMILABLES	87
IV.5.12. METALES PESADOS HIDROSOLUBLES	87
IV.5.13. DETERMINACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT)	87
IV.5.14. FRACCIONAMIENTO DE LA MATERIA ORGÁNICA	87
<b>IV.6. METODOS UTILIZADOS PARA EL ANÁLISIS DE LA PLANTA</b>	90
IV.6.1. DETERMINACIÓN QUÍMICA DEL N, P y K EN MUESTRAS VEGETALES	90
IV.6.1.1. MINERALIZACIÓN SULFURICA DE LA MUESTRA VEGETAL	90
IV.6.1.2. ANÁLISIS DEL NITRÓGENO TOTAL EN EL MINERALIZADO	90
IV.6.1.3. ANÁLISIS DEL FÓSFORO TOTAL EN EL MINERALIZADO	91
IV.6.1.4. ANÁLISIS DEL POTASIO DEL MINERALIZADO	91
IV.6.2. DETERMINACIÓN QUÍMICA DEL Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, y Pb EN MUESTRAS VEGETALES	91
IV.6.2.1. MINERALIZACIÓN NÍTRICO-PERCLÓRICA DE LA MUESTRA VEGETAL	91
IV.6.2.2. ANÁLISIS DEL Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, y Pb DEL MINERALIZADO	91

<b>V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	92
<b>V.1. CARACTERIZACIÓN DE LOS MATERIALES: SUELO Y LODO RESIDUAL DE ÓRGIVA</b>	93
V.1.1. DESCRIPCIÓN Y ANÁLISIS DEL SUELO	
V.1.2. CARACTERÍSTICAS DEL LODO RESIDUAL DE ÓRGIVA	97
<b>V.2. EFECTO DE LA APLICACION DE LODO RESIDUAL DE ÓRGIVA, CONTAMINADO O NO CON Cd, Ni o Pb SOBRE EL SUELO Y LA PLANTA</b>	100
V.2.1. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y FÍSICOQUÍMICAS DEL SUELO	100
V.2.1.1. AGREGADOS ESTABLES	100
V.2.1.2. CAPACIDAD DE RETENCIÓN DEL AGUA	102
V.2.1.3. pH	103
V.2.2. EFECTO SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO	104
V.2.3. EFECTO SOBRE LOS RENDIMIENTOS DE COSECHA DE TRIGO	112
V.2.4. EFECTO SOBRE EL CONTENIDO DE MACRONUTRIENTES (N, P y K) DE LA PLANTA	115
V.2.5. EFECTO SOBRE EL CONTENIDO DE METALES PESADOS ESENCIALES (Fe, Mn, Cu y Zn) DE LA PLANTA Y EL SUELO	119
V.2.6. EFECTO SOBRE EL CONTENIDO DE METALES PESADOS NO ESENCIALES (Cd, Ni y Pb) DE LA PLANTA Y EL SUELO	130
V.2.6.1. CADMIO	130
V.2.6.2. NIQUEL	133
V.2.6.3. PLOMO	136
 <b><i>POTENCIAL FERTILIZANTE Y CONTAMINANTE DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO</i></b>	
<b>VI. MATERIAL Y MÉTODOS</b>	141
<b>VI.1. MATERIALES: SUELO, LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO</b>	142
<b>VI.2. TRATAMIENTOS EFECTUADOS</b>	145
<b>VI.3. EXPERIMENTO DE INCUBACIÓN</b>	146
VI.3.1. DESARROLLO EXPERIMENTAL	146

VI.3.2. ANÁLISIS EFECTUADOS	146
<b>VI.4. EXPERIMENTO DE INVERNADERO</b>	147
VI.4.1. PREPARACIÓN DE LAS COLUMNAS LISIMÉTRICAS	147
VI.4.2. SIEMBRA Y CULTIVO	150
VI.4.3. RECOLECCIÓN	150
VI.4.4. ANÁLISIS EFECTUADOS	152
<b>VI.5. MÉTODOS UTILIZADOS PARA EL ANÁLISIS DEL LODO RESIDUAL, LODO COMPOSTADO, CENIZAS, SUELO Y PLANTA</b>	153
VI.5.1. METALES PESADOS TOTALES DEL SUELO, MATERIALES ORGÁNICOS Y CENIZAS	154
VI.5.2. METALES PESADOS POTENCIALMENTE ASIMILABLES DEL SUELO, MATERIALES ORGÁNICOS Y CENIZAS	154
VI.5.3. TEST DE FITOTOXICIDAD	155
VI.5.4. PURIFICACIÓN DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS CONTENIDOS EN LOS MATERIALES ORGÁNICOS	156
VI.5.5. ANÁLISIS ELEMENTAL DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS	156
VI.5.6. CROMATOGRAFÍA EN GEL SEPHADEX G-100 DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS	157
VI.5.7. ESPECTROSCOPIA INFRARROJA DE ACIDOS HUMICOS	158
VI.5.8. PIRÓLISIS-CROMATOGRAFÍA DE GASES DE ÁCIDOS HÚMICOS	158
<b>VI.6. MÉTODOS UTILIZADOS PARA EL ANÁLISIS DE LOS LIXIVIADOS</b>	160
VI.6.1. CARBONO ORGÁNICO TOTAL	160
VI.6.2. NITRATOS	160
VI.6.3. FÓSFORO	160
VI.6.4. METALES PESADOS	161
<b>VI.7. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS</b>	161
<b>VII. RESULTADOS Y DISCUSION</b>	162
<b>VII.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES: SUELO, LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO</b>	163
VII.1.1. DESCRIPCIÓN Y ANÁLISIS DEL SUELO.	163
VII.1.2. CARACTERÍSTICAS DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO.	166
VII.1.3. CARACTERÍSTICAS DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA Y DEL LODO COMPOSTADO	172
VII.1.4. FITOTOXICIDAD POTENCIAL DEL LODO RESIDUAL Y LODO	

COMPOSTADO	178
<b>VII.2. EFECTO DE LA INCUBACIÓN DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO EN EL SUELO</b>	180
VII.2.1. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y FISICOQUÍMICAS	180
VII.2.1.1. AGREGADOS ESTABLES	180
VII.2.1.2. CAPACIDAD DE CAMPO DEL SUELO	181
VII.2.1.3. pH	181
VII.2.2. EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA	183
VII.2.3. MACRONUTRIENTES	187
VII.2.3.1. NITRÓGENO Y FÓSFORO	187
VII.2.3.2. POTASIO	189
VII.2.4. EFECTO SOBRE EL CONTENIDO DE METALES PESADOS ESENCIALES (Fe, Mn, Cu y Zn) DEL SUELO	190
VII.2.4.1. EVOLUCIÓN DEL Cu Y Zn ASIMILABLE DEL SUELO	191
VII.2.4.2. EVOLUCIÓN DEL HIERRO ASIMILABLE	194
VII.2.4.3. EVOLUCIÓN DEL Mn ASIMILABLE	195
VII.2.5. EFECTO SOBRE LOS METALES PESADOS NO ESENCIALES (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) DEL SUELO	198
<b>VII.3. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO SOBRE SUELO, PLANTA Y AGUA DE LIXIVIACIÓN</b>	200
VII.3.1. EFECTO SOBRE LOS RENDIMIENTOS DE COSECHA DE TRIGO	200
VII.3.2. PRODUCCIÓN DE LIXIVIADOS Y SALINIDAD DE LOS MISMOS	202
VII.3.3. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y FISICOQUÍMICAS DEL SUELO	206
VII.3.3.1. AGREGADOS ESTABLES	206
VII.3.3.2. CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA	207
VII.3.3.3. pH	208
VII.3.4. EFECTO SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA	211
VII.3.4.1. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y EXTRAÍBLE DEL SUELO	211
VII.3.4.2. FRACCIONAMIENTO DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO	213
VII.3.4.3. PARÁMETROS DE HUMIFICACIÓN DEL SUELO	216
VII.3.4.4. CARBONO HIDROSOLUBLE DEL SUELO	219
VII.3.4.5. CARBONO EN LOS LIXIVIADOS	220

VII.3.5. EFECTO SOBRE LOS MACRONUTRIENTES (N, P Y K) DE LA PLANTA, SUELO Y AGUAS DE LIXIVIACIÓN	222
VII.3.6. EFECTO SOBRE LOS METALES PESADOS ESENCIALES	227
VII.3.6.1. COBRE	227
VII.3.6.2. ZINC	230
VII.3.6.3. HIERRO	233
VII.3.6.4. MANGANESO	236
VII.3.7. EFECTO SOBRE LOS METALES PESADOS NO ESENCIALES (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) DE PLANTA, SUELO Y AGUA DE LIXIVIACIÓN	239
VII.3.7.1. PLOMO	240
VII.3.7.2. NIQUEL	242
VII.3.7.2. COBALTO	242
VII.3.7.3. CROMO	245
VII. CONCLUSIONES	246
IX. BIBLIOGRAFIA	252

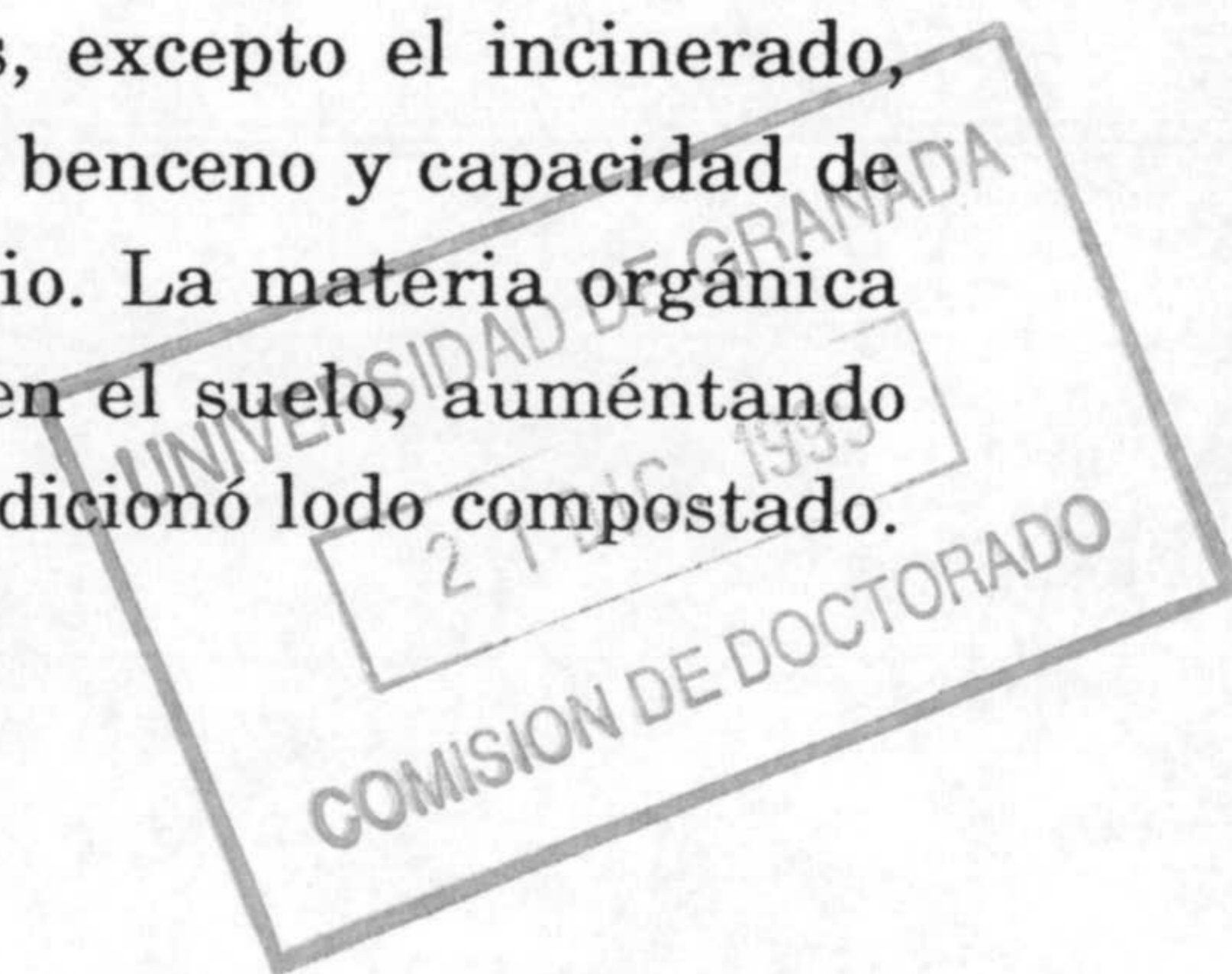
**I. RESUMEN**

---

El presente trabajo de Tesis Doctoral aborda el estudio de la reutilización de los lodos de depuradora generados en la provincia de Granada, y sometidos a diferentes tratamientos, mediante su aplicación, a dosis mayores que las permitidas por nuestra legislación, al sistema suelo-planta. El propósito es obtener provecho del doble potencial fertilizante y enmendante de estos materiales, poniendo, además, un especial énfasis en la realización de una actividad investigadora que permita determinar los riesgos de contaminación por metales pesados que comporta la mencionada vía de actuación.

Para la consecución del objetivo propuesto se llevaron a cabo cuatro experimentos interdependientes, dos de ellos de incubación y los otros dos de invernadero, utilizando macetas o lisímetros. Se ensayaron siete tipos de lodos generados por depuradoras de aguas residuales urbanas: Lodo secado de la depuradora de Orgiva, este mismo tipo de lodo pero contaminado independientemente con cadmio, níquel o plomo, lodo secado procedente de las depuradoras de Granada capital, este mismo material pero compostado (compost de lodo) y las cenizas correspondientes a la incineración del lodo secado de Granada (lodo incinerado). Como suelos se utilizaron uno tradicional de cultivo y otro sometido a procesos de degradación. Los parámetros que se han estudiado han sido los relativos a propiedades físicas y fisicoquímicas del suelo, transformación de la materia orgánica del suelo y lixiviación a las aguas de percolación, rendimientos de cosecha de trigo, macronutrientes (N, P y K) y metales pesados (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Co y Cr) en suelo, planta y aguas de percolación.

La aplicación de los diferentes tipos de lodos, excepto el incinerado, mejoró las propiedades físicas (agregados estables al benceno y capacidad de retención del agua) del suelo, acidificando este medio. La materia orgánica contenida en estos residuos tendió a mineralizarse en el suelo, aumentando los niveles de ácidos húmicos únicamente cuando se adicionó lodo compostado.



Pese a que se aplicó una fertilización mineral basal, parte de la cual, especialmente la nitrogenada, contaminó de nitratos las aguas de percolación, el aporte del lodo de Orgiva y del lodo compostado aumentó los rendimientos de cosecha de trigo. El lodo secado de Granada presentó una menor efectividad, probablemente debido a la fitotoxicidad latente que él presentaba. A causa de la mineralización de la materia orgánica, los lodos ensayados presentaron una capacidad relativamente elevada para suministrar nitrógeno, fósforo y potasio a la planta. Los diferentes residuos utilizados, particularmente los orgánicos, aumentaron los niveles de Cu y Zn en el trigo, y las asimilabilidades de ellos, así como las del Fe y Mn en el suelo, aunque estos metales no fueron detectados en las aguas de percolación. Los otros metales pesados (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) se encontraron muy poco afectados por el aporte de estos subproductos urbanos, lo que dejó patente el escaso potencial contaminante que presentaban los lodos de depuradora generados en nuestra provincia. Sin embargo este potencial sí se manifestó cuando se aplicaron lodos contaminados con algunos de estos metales pesados al suelo. En este caso, se alcanzaron niveles tóxicos para la planta, quedando el suelo fuertemente contaminado.

**Palabras clave:** *Lodos de depuradora, lodo compostado, lodo incinerado, lodos contaminados, suelos, trigo, aguas de percolación, propiedades físicas del suelo, pH, materia orgánica, cosecha, macronutrientes, metales pesados, contaminación*



## II. OBJETO DEL TRABAJO

---

El tratamiento de las aguas residuales, procedentes de las actividades urbanas, agrarias e industriales, mediante sistemas de depuración para su saneamiento y descontaminación, es una necesidad imperiosa en el establecimiento de un modelo social ecológico y compatible con el medio ambiente; modelo cada vez más reclamado desde todos los ámbitos de nuestra sociedad.

La depuración de las aguas residuales, independientemente del sistema de depuración que se utilice, genera inevitablemente la producción de fangos de naturaleza fundamentalmente orgánica, denominados lodos de depuradora. En el proceso de depuración, la descontaminación de las aguas residuales comporta la transferencia de los contaminantes (orgánicos e inorgánicos) de éstas a los lodos que se generan. Como consecuencia de ello, es necesario considerar el tratamiento y destino de los lodos, gestión que la legislación española y comunitaria vigente asigna a los productores de los mismos: municipios y mancomunidades de municipios.

Las posibles vías de eliminación de los lodos de depuradora son varias y, de acuerdo con Couillard y Zhu (1992), cada una de ellas presenta una problemática específica. La incineración resulta un proceso con un alto coste energético, además de contribuir a potenciar el riesgo de contaminación por metales pesados que permanecen en las cenizas, así como por la producción de compuestos orgánicos volátiles (p. ej. dioxinas) que genera la combustión. El vertido controlado puede ocasionar, a través de procesos de lavado, la migración de metales y microcontaminantes orgánicos, que pueden alcanzar las corrientes de aguas superficiales y subterráneas, lo cual determina una pérdida irreversible de la potabilidad de las mismas. La descarga en el mar implica una incorporación de contaminantes orgánicos e inorgánicos en el medio ambiente marino, que

pueden afectar gravemente a las diferentes formas de vida acuática.

La aplicación sobre el sistema suelo-planta de los lodos de depuradora, ya sea en forma líquida o tratados previamente mediante sistemas de digestión, deshidratación, compostaje o vermicompostaje, se perfila como el medio más adecuado y económico para lograr una eficiente eliminación de estos residuos.

La importancia de este sistema de eliminación frente a los otros, ha sido reconocida por la Unión Europea que, en su V Programa de Acción de Medio Ambiente, la incluye dentro de los objetivos concretos y medidas a desarrollar, en el ámbito de los residuos, hasta el año 2000. Este programa, que se denomina "Hacia un desarrollo sostenible", propugna la reducción de la generación de residuos, la maximización del reciclado y la reutilización de ellos mediante prácticas respetuosas con el medio ambiente. En España, el III Plan Nacional de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico para el periodo 1996-99, incluye el reciclado, reutilización y aplicación, como enmiendas agrícolas, de los residuos urbanos y agroindustriales, dentro de los objetivos científico-técnicos prioritarios a desarrollar por dos Programas Nacionales: el de Investigación y Desarrollo Agrario y el de Medio Ambiente.

El aprovechamiento agrícola de los lodos de depuración, puede ayudar a solucionar uno de los mayores problemas que tiene planteado el sector agrario andaluz, así como de otras regiones de España y de la cuenca mediterránea, tal como es la escasez de materia orgánica que presentan la mayoría de los suelos de estas áreas. Esta escasez, motivada por características climáticas específicas (avance de la aridez), uso de prácticas agrícolas inadecuadas (fertilización mineral abusiva, cultivos intensivos, monocultivos, etc) y el uso agrícola de estos suelos durante muchos siglos, ha provocado una reducción importante de la fertilidad de los mismos y, como consecuencia, una pérdida de su capacidad productiva y funcional.

Este hecho, reconocido por todos los grupos sociales implicados es este sector económico, y dentro de una política agraria que prima el uso de prácticas agrícolas y ganaderas compatibles con el medio ambiente, y a su vez promueve la protección y conservación de los suelos agrícolas y

forestales, ha propiciado que la materia orgánica del suelo haya vuelto a recuperar el lugar que le corresponde para la consecución de una agricultura que sea económica y socialmente viable y, ante todo, respetuosa con el medio y sostenible en el tiempo.

Además de los aumentos de los niveles de materia orgánica del suelo (Guidi et al., 1983; Hue et al., 1988), la utilización agrícola de los lodos de depuración permite aprovechar sus cualidades fertilizantes innatas (Linden et al., 1983; Clapp et al., 1986; ). Sin embargo, esta forma de eliminación no se presenta exenta de riesgos, asociados a los efectos negativos que puede desencadenar la presencia de metales pesados y microcontaminantes orgánicos introducidos en el suelo al aportar lodo, ya que ello puede incrementar su absorción y acúmulo por la planta, con la subsiguiente posibilidad de ser posteriormente introducidos en las cadenas alimentarias, de lo que pueden derivar graves daños para la vida humana y animal (Wild et al., 1990; Németh et al., 1993).

En relación a la problemática de la posible contaminación por metales pesados inducida por el abonado con lodos de depuradora, se han investigado diversos aspectos, que a continuación se comentan.

Un número limitado de estudios se han centrado en la determinación directa del contenido de metales pesados de los lodos, habiéndose obtenido, como principal conclusión, que la concentración de metales en estos subproductos aumenta considerablemente en las áreas industriales y contrariamente baja en las urbanas (De Vries, 1983; O'Riordan, 1986; Chakraborti et al., 1987). De otra parte, han sido más numerosos los trabajos que han contemplado la aplicación de lodos con objeto de examinar la dinámica de metales pesados en el sistema suelo-planta, pero al examinar la información publicada se aprecia bastante variabilidad entre los resultados obtenidos. La incorporación de dosis crecientes de lodo, generalmente, ha provocado aumentos de la concentración de metales pesados en planta, aunque dicha influencia no se ha manifestado en el mismo grado sobre las diferentes partes de la misma (Sheaffer et al., 1979; Reddy y Dunn, 1983; Chang et al., 1984). A veces, solamente se ha observado el mencionado efecto en lo que respecta a Zn, mientras que otros elementos no han presentado variaciones significativas (Higgins, 1984). Incluso, en

ocasiones, se ha apreciado que la adición de lodo ha promovido una influencia depresiva sobre la concentración de determinados metales pesados en planta (Narwal et al., 1983).

Se encuentra bien documentado el hecho relativo a que la incorporación de lodo al suelo, de manera general, aumenta proporcionalmente a la dosis empleada, los contenidos de metales pesados extraíbles (Singh y Narwal, 1984; Lerch et al., 1990; Hue y Ranjith, 1994), pero no se han llevado a cabo estudios en que se hayan investigado los efectos comparativos de la incorporación de lodo y sus correspondientes cenizas sobre la extractabilidad de metales pesados en suelo, y ello presenta interés debido a que se ha demostrado que al aplicar cantidades equivalentes de metales pesados empleando lodo, o bien sales inorgánicas, los mayores aumentos de la extractabilidad de metales los han producido estas últimas (Hooda y Alloway, 1993). Los anteriormente referidos estudios comparativos aportarían conocimientos que ayuden a adoptar el procedimiento más adecuado para lograr la eliminación de lodos, evitando los riesgos de contaminación por metales pesados. En suelos tratados con lodo se han obtenido resultados variables en lo que atañe a migración de metales en el perfil del suelo, pues en algunos estudios no se han producido cambios o estos han sido mínimos (Williams et al., 1984; Cripps et al., 1992), mientras que en otros casos sí se ha observado movimiento de metales al añadir lodo, ya sea en superficie o mezclándolo con el suelo (Welch y Lund, 1987; Davis et al., 1988).

El **objetivo global** del presente trabajo de Tesis doctoral conecta con las ideas que hemos venido describiendo y, de manera concreta, ha estado dirigido a estudiar la posibilidad de reutilizar lodos residuales generados en la provincia de Granada, y sometidos a diferentes tratamientos, mediante su aplicación, a dosis superiores a las permitidas por nuestra legislación, al sistema suelo-planta. El propósito es obtener provecho del doble potencial fertilizante y enmendante de estos materiales, poniendo especial énfasis en la realización de una actividad investigadora que permita determinar los riesgos de contaminación por metales pesados que conlleva la mencionada vía de actuación. La investigación desarrollada ha tratado de proporcionar una información útil que venga a cubrir el vacío existente sobre este tema en nuestro entorno geográfico; pero al mismo tiempo, ha

estado orientada hacia una serie de objetivos parciales, totalmente pioneros y vanguardistas, que han permitido adquirir conocimientos inéditos acerca de la temática que nos ocupa. En un plano más **concreto** estos objetivos han sido los siguientes:

1) Comparar, efectuando experimentos de incubación, los efectos que ejerce la adición de diferentes tipos de lodos (lodos secados, lodos compostados, lodos incinerados o lodos contaminados artificialmente con metales pesados) sobre algunas propiedades físicas y fisicoquímicas, transformación de la materia orgánica y extractabilidad de elementos traza en el suelo.

2) Estudiar, mediante un experimento de invernadero, los efectos que ocasiona el aporte de lodo secado o contaminado con metales pesados sobre las propiedades agrológicas del suelo, asimilabilidad de nutrientes y fijación y movilización de metales pesados en el suelo y su absorción por la planta.

3) Evaluar comparativamente, a través de un experimento de invernadero con lisímetros, los efectos que se derivan de la aplicación de lodo secado, lodo compostado o las correspondientes cantidades de cenizas del lodo natural, sobre diferentes parámetros representativos de la fertilidad del medio edáfico y de la captación de nutrientes y metales pesados por la planta, así como de los fenómenos de migración de estos elementos por el perfil del suelo.

### **III. INTRODUCCION**

---

### III. INTRODUCCION

1. Problemática de los residuos generados en los núcleos de población
  2. Aguas residuales urbanas
    - 2.1. Definición
    - 2.2. Composición
    - 2.3. Depuración
    - 2.4. Sistemas convencionales de depuración de aguas residuales urbanas
    - 2.5. Sistemas de depuración de bajo coste de aguas residuales
  3. Lodos de depuración.
    - 3.1. Definición y tipos de lodos
    - 3.2. Tratamiento de lodos de depuración
    - 3.3. Lodos tratados o digeridos. definición y tipos.
    - 3.4. Destino de los lodos de depuración
  4. Tratamientos de compostaje y vermicompostaje
    - 4.1. Definición, etapas y sistemas de compostaje
    - 4.2. Factores que influyen en el proceso de compostaje.
    - 4.3. Compost. definiciones y clasificación
    - 4.4. Compostaje y compost de lodos residuales
    - 4.5. Definición y sistemas de vermicompostaje
    - 4.6. Factores que influyen en el proceso de vermicompostaje
    - 4.7. Vermicompost. definición
    - 4.8. Vermicompostaje y vermicompost de lodos residuales
    - 4.9. Madurez de los compost y vermicompost de lodos de depuración
  5. Aspectos positivos del uso agrícola de los lodos residuales
    - 5.1. Efectos sobre las propiedades físicas del suelo
    - 5.2. Efecto sobre las propiedades físico-químicas del suelo.
    - 5.3. Efecto sobre la materia orgánica y actividad biológica del suelo.
    - 5.4. Efecto sobre el nitrógeno del suelo y la planta.
    - 5.5. Efecto sobre el fósforo del suelo y la planta.
    - 5.6. Efecto sobre otros macronutrientes del suelo y la planta.
    - 5.7. Efecto sobre los micronutrientes del suelo y la planta.
    - 5.8. Efecto sobre los rendimientos de cosecha.
  6. Riesgos asociados al uso agrícola de los lodos residuales.
    - 6.1. Metales pesados.
    - 6.2. Microcontaminantes orgánicos.
    - 6.3. Microorganismos patógenos.
    - 6.4. Normativas que regulan el uso agrícola de los lodos residuales.
-



### **III. 1. PROBLEMATICA DE LOS RESIDUOS GENERADOS EN LOS NUCLEOS DE POBLACIÓN**

Los núcleos de población de cualquier lugar del mundo generan a diario todo tipo de residuos derivados de las múltiples actividades que se desarrollan en ellos. La naturaleza de estos residuos es muy variada debido a la complejidad tecnológica y a la diversidad industrial que se centra en las ciudades y en su entorno más inmediato. Como residuos urbanos se entienden los siguientes:

a) Residuos sólidos urbanos (RSU), fundamentalmente de origen doméstico (con alto porcentaje de restos orgánicos de los alimentos), comercial (predominando los embalajes diversos) y de oficinas (con abundante residuo de papel), sin olvidar mataderos, mercados, comercios de alimentación, etc., que desechan abundante materia orgánica. Por su alto impacto hay que mencionar otras actividades, en principio de mucho menor volumen residual: talleres de automóviles, pequeñas industrias, hospitales, universidades y centros de investigación, en los que se producen residuos impregnados de: grasas, pinturas, sustancias químicas altamente activas, microorganismos patógenos, etc.

b) Aguas residuales en su conjunto, cuando no existen sistemas de depuración o, sí estos sistemas existen, aguas residuales urbanas depuradas y lodos de depuración. Los lodos de depuración, una vez tratados y secados, pueden incluirse dentro del término general de residuo sólido urbano.

c) Gases de diversa procedencia expulsados a la atmósfera: calefacción, automóviles, industrias periféricas o del interior de la urbe, incluso procedentes de los vertidos sólidos.

Además, la ciudad genera otros residuos, calificados de especiales, entre los que cabe citar: los recogidos por la limpieza de la red viaria, los que proceden del cuidado de espacios verdes, los escombros de la construcción y demolición de edificios, restos de automóviles y electrodomésticos (chatarra), muebles viejos, cadáveres de animales abandonados en los espacios públicos, etc. Estos tipos de residuos también se engloban, de acuerdo a la Ley 42/1975 de 19 de Noviembre sobre desechos y residuos urbanos, como residuos sólidos urbanos.

La producción y composición de estos residuos varía enormemente, dependiendo de diversos factores de tipo social, económico y ambiental. En general y sobre el total de residuos generados en España, un 9% corresponden a residuos sólidos urbanos, incluyendo lodos de depuración. En 1993 la producción de residuos domésticos alcanzó los 14 millones de  $Tm\ año^{-1}$  (MOPTMA, 1994); mientras que la producción de los lodos de depuración podría haber alcanzado los 2.5 millones de  $Tm\ año^{-1}$  (Bigeriego, 1994), aunque este dato es teórico, ya que todavía, en esta fecha no se había realizado un censo detallado de la producción de lodo de depuración en nuestro país.

La gestión (recogida, almacenamiento, transporte, tratamiento y eliminación) de las enormes cantidades de residuos urbanos generados en los núcleos de población de España constituyen, sin lugar a dudas, uno de los mayores problemas y retos con los que se deben de enfrentar los ayuntamientos y, en su caso, administraciones autonómicas de nuestro país. Desde un punto de vista medioambiental, los problemas aún son mayores, debido al impacto negativo que, sobre los medios naturales -atmósfera, agua, suelo, planta- y sobre la sanidad humana, comporta la generación y eliminación inadecuada de estos residuos.

La Constitución Española de 1978 establece en su artículo 45 el deber que tienen los poderes públicos de asegurar un medio ambiente adecuado, en cuanto que es un bien a proteger, con una doble vertiente: procurar un ambiente con ausencia de contaminación y utilización de unos recursos escasos. Para su consecución se proponen como objetivos, entre otros: i) alargar la duración de los bienes y su funcionalidad, ii) modificar la composición de los productos para que sean fácilmente recuperables, o que permitan su aprovechamiento y eliminación mas fácil y menos costosa, iii) optimizar los procesos productivos

en función de tecnologías limpias que no produzcan residuos o que produzcan los menos posibles, iv) convertir los residuos en subproductos o materia prima de otros procesos productivos.

La conservación del medio ambiente urbano y de su entorno, es, por ello, un mandato constitucional dirigido a los poderes públicos y a la ciudadanía en general, cuyo cometido no podrá realizarse sin la concurrencia de la solidaridad colectiva.

## **III.2. AGUAS RESIDUALES URBANAS**

### **III.2.1. DEFINICIÓN**

Se denominan aguas residuales urbanas a las aguas servidas de origen doméstico y de la red municipal de alcantarillado, que no contienen cantidades apreciables de efluentes industriales (Mara y Cairncross, 1990). De modo similar, y según la directiva 91/271 del Consejo de la Unión Europea de 21 de Mayo de 1991 (DOCE, 1991), se entiende por agua residual urbana a las aguas residuales domésticas o a las mezclas de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentías pluvial. Las aguas residuales domésticas serían aquellas procedentes de las zonas de vivienda y de servicio generadas, principalmente, por el metabolismo humano y actividades domésticas; mientras que las aguas residuales industriales estarían constituidas por aquellas aguas vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas domésticas ni de escorrentía pluvial.

### **III.2.2. COMPOSICIÓN**

Las aguas residuales urbanas presentan una gran variabilidad, tanto en caudal como en composición, con oscilaciones estacionales, diarias y horarias, dependientes de los regímenes de evacuación de los diferentes tipos de aguas señaladas anteriormente, cuya mezcla constituye el típico efluente urbano. Entre los principales factores que intervienen en la composición de las aguas residuales urbanas se incluyen el tamaño, actividad

socioeconómica, cultura y nivel de vida de la población; así como la presencia de industrias en los núcleos de población, clima y características de la red de saneamiento (Cabrera et al., 1994). La característica común a todas ellas es la presencia, más o menos acusada, de diferentes agentes o constituyentes de tipo físico, químico y biológicos (Degremont, 1979; Metcalf y Eddy, 1985). Dependiendo de la cantidad de estos constituyentes, las aguas residuales urbanas se clasifican en aguas fuerte, media o debilmente contaminada.

Dentro de los características físicas se incluyen aquellos parámetros analíticos que, si entran en la estructura atómica de la molécula, pueden modificar la composición del agua. Entre otros pueden destacarse: temperatura, color, olor, densidad, sólidos totales, sólidos volátiles y sólidos en solución.

Los constituyentes químicos engloban aquellos compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en las aguas residuales urbanas. La materia orgánica es el componente principal de las aguas residuales, presentando una composición cualitativa bastante homogénea (40-60% de proteínas. 25-50% de carbohidratos, 10-15 % grasas y aceites). El contenido de los compuestos orgánicos se determina valorando la DBO, DQO o el COT del agua residual. Los componentes inorgánicos de las aguas residuales son muy variados en tipo y concentración. Según la EPA (1983), pueden subdividirse en componentes inorgánicos no metálicos (N, P, S, B, cloruros y alcalinidad) y componentes inorgánicos metálicos (elementos alcalino-térreos, metales pesados).

Las aguas residuales urbanas poseen una elevada concentración de organismos, constituídos mayoritariamente por bacterias y, en menor proporción, por virus, helmitos, protozoos y vertebrados de pequeño tamaño. El componente biológico es de suma importancia, ya que desempeña un papel primordial en el proceso de depuración, representando un grave riesgo para la salud humana desde una perspectiva sanitaria.

La tabla III.1 recoge los intervalos habituales de concentración de los principales parámetros que caracterizan la composición y calidad de las aguas residuales urbanas.

**Tabla III.1.** Intervalos de concentración ( $\text{mg l}^{-1}$ ) de algunos parámetros característicos de las aguas residuales urbanas brutas (Loehr et al., 1979; Metcalf y Eddy, 1985).

<b>Sólidos totales</b>	350-1200
<b>Sólidos disueltos</b>	250-850
<b>Sólidos disueltos inorgánicos</b>	145-525
<b>Sólidos disueltos orgánicos</b>	105-325
<b>Sólidos en suspensión</b>	100-350
<b>Sólidos en suspensión inorgánicos</b>	20-75
<b>Sólidos en suspensión orgánicos</b>	80-275
<b>DBO<sub>5</sub> (20°C)</b>	110-400
<b>DQO</b>	250-1000
<b>COT</b>	100-300
<b>Nitrógeno total</b>	20-85
<b>Nitrógeno orgánico</b>	8-35
<b>Nitrógeno amoniacal</b>	12-50
<b>Nitrógeno nítrico</b>	0-1
<b>Fósforo total</b>	6-20
<b>Fósforo orgánico</b>	1-5
<b>Fósforo inorgánico</b>	4-15
<b>Cloruros</b>	30-100
<b>Alcalinidad (<math>\text{mg l}^{-1} \text{CO}_3\text{Ca}</math>)</b>	50-200
<b>Grasas</b>	50-150
<b>Cadmio</b>	0.007-0.019
<b>Cromo</b>	0.008-0.09
<b>Cobre</b>	0.12-0.21
<b>Plomo</b>	0.075-0.12
<b>Niquel</b>	0.014-0.09
<b>Zinc</b>	0.2-0.25
<b>Coliformes totales (NMP/100 ml)</b>	$10^6$ - $10^8$

DBO: Demanda bioquímica de oxígeno, DQO: Demanda química de oxígeno, COT: Carbono orgánico total, NMP: Número mas probable

### III.2.3. DEPURACIÓN

Tiene como objeto, mediante el empleo de tratamientos físicos, químicos y biológicos, concentrar y/o transformar los diferentes contaminantes presentes en las aguas, de tal manera que se obtenga un agua más limpia (agua residual depurada), cuya aplicación a cualquier tipo de uso, al terreno o su vertido a sistemas hídricos cumpla los objetivos de calidad pertinente (DOCE, 1991). Los constituyentes y contaminantes retirados de las aguas residuales originan los lodos de depuración.

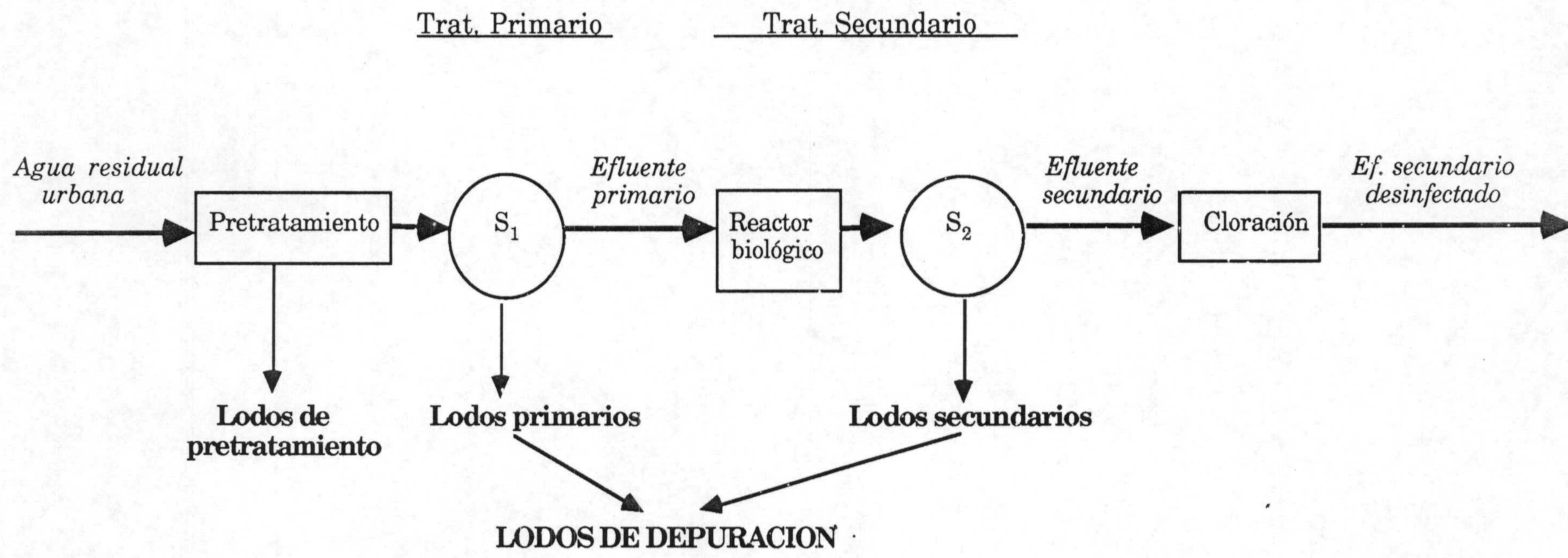
Las directrices de la UE obliga al Estado Español a depurar las aguas residuales urbanas de los núcleos de población, mediante sistemas convencionales o de bajo coste, de más de 2000 habitantes antes del 31/12/2005 (DOCE, 1991). Asimismo, actualmente se encuentran en fase de elaboración (fase de estudio y fase de anteproyecto), tanto por el gobierno central como por los gobiernos autónomos, normativas que regulen la reutilización de las aguas residuales depuradas para diferentes usos (Castillo et al., 1994). Estas normativas, en lo referente al uso agrícola de estas aguas, se basan en el máximo número de coliformes, tanto totales como fecales y en el número de nematodos permitidos en ellas, teniendo en cuenta, además, el tipo de cultivo a donde se apliquen y el sistema de riego.

### III.2.4. SISTEMAS CONVENCIONALES DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

La figura III.1 recoge los distintos tratamientos de depuración a que pueden ser sometidas las aguas residuales urbanas en sistemas convencionales (Degremont, 1978; De Lora y Mirc, 1980; Metcalf y Eddy, 1985; Asano et al., 1990). Estos sistemas son utilizados para núcleos de población de más de 25.000 habitantes.

#### TRATAMIENTOS PREVIOS

Los tratamientos previos son comunes en los diferentes sistemas de depuración, ya sean convencionales o de bajo coste. Tienen como misión principal la de eliminar del agua residual todos aquellos elementos que, por su naturaleza o tamaño, pueden afectar al correcto funcionamiento de los



**Figura III.1.** Esquema de un sistema convencional de tratamiento de aguas residuales urbanas. Lodos generados.  
 S<sub>1</sub>: Sedimentador primario, S<sub>2</sub>: Sedimentador secundario

tratamientos posteriores, normalmente por formación de sedimentos, abrasión o atascos. Un proceso habitual de pretratamiento puede incluir las siguientes operaciones: Desbaste-Desarenado-Desengrasado. El agua residual obtenida, tras un pretratamiento, se denominará efluente preliminar y los lodos generados lodos de pretratamiento.

### TRATAMIENTOS PRIMARIOS

Según la directiva de la UE 91/271 (DOCE, 1991), son los sistemas aplicados en aguas residuales urbanas mediante procesos físicos y/o químicos, que incluyan la sedimentación de sólidos en suspensión u otros procesos, en los que la DBO de las aguas residuales que entren se reduzca por lo menos un 20% antes de su vertido, y el total de sólidos en suspensión en las aguas residuales de entrada se reduzca por lo menos un 50%. Esta separación suele realizarse, entre otros, mediante decantadores primarios, fosas sépticas, tanques Imhoff, procesos de flotación, sistemas coagulación, floculación o neutralización. Mediante los tratamientos primarios se obtiene un agua más depurada (efluente primario) y un lodo residual (lodo primario).

### TRATAMIENTOS SECUNDARIOS

Según la directiva de la UE 91/271 (DOCE, 1991), son los sistemas aplicados en aguas residuales mediante procesos que incluyan, por lo general, un tratamiento biológico con sedimentación secundaria u otros procesos en los que se consiga una reducción apreciable de DBO (al menos entre un 70-90%) y de sólidos en suspensión (al menos un 90%).

Hay distintos tipos de procesos biológicos que se diferencian por el sistema de aporte de oxígeno requerido y por la velocidad con que los microorganismos metabolizan la materia orgánica contenida en el agua residual. Por lo general, se separan en dos grupos: a) sistemas biológicos de alta carga, caracterizados por la elevada concentración de microorganismos y por las reducidas dimensiones de los tanques o depósitos (Filtros percoladores, soportes biológicos rotatorios y fangos o lodos activados), b) sistemas biológicos de baja carga, consistentes en grandes embalses en los que los microorganismos realizan la oxidación de la materia orgánica (lagunaje: tanto anaerobio como facultativo o de estabilización). Se obtienen,



respectivamente, un efluente secundario y un lodo secundario.

### TRATAMIENTOS TERCIARIOS

Tienen por objeto eliminar algún contaminante presente todavía a concentraciones elevadas en el efluente secundario. Son pocos utilizados y únicamente son empleados cuando el efluente secundario se encuentra insuficientemente depurado para un determinado tipo de uso, o bien si se depuran aguas residuales industriales. Se incluyen entre otros los siguientes tratamientos: filtración en medio granular, separación por membranas, precipitación química, adsorción en carbón activo, nitrificación-desnitrificación, intercambio iónico selectivo (Metcalf y Eddy, 1985).

Dentro de estos tratamientos terciarios también se incluyen los tratamientos de desinfección, que tienen por objeto eliminar los microorganismos patógenos aún presentes en los efluentes secundarios. Aunque los procesos de desinfección se pueden llevar a cabo a través de métodos físicos (radiación ultravioleta, radiación gamma, microondas, ultrasonidos, etc.), se realiza por lo general, mediante la adición de productos químicos, fundamentalmente cloro y, en menor medida, ozono. La eficacia de la desinfección depende de multitud de factores, entre los que hay que resaltar la naturaleza y concentración del desinfectante, tiempo de contacto, temperatura, pH, contenido de materia orgánica del agua, tipos y concentración de microorganismos presentes (Cabrera et al., 1994). El efluente obtenido recibe la denominación de efluente secundario desinfectado.

#### III.2.5. SISTEMAS DE DEPURACIÓN DE BAJO COSTE DE AGUAS RESIDUALES

Los sistemas de depuración de bajo coste son utilizables para núcleos de población de menos de 25.000 habitantes y, preferentemente, para aquellos de menos de 5.000. Por lo general, el agua residual urbana, tras ser sometida a un tratamiento previo que separe los materiales gruesos, es depurada por diferentes sistemas (lagunaje, biodiscos y biocilindros, filtros de turba, filtros verdes, infiltración en el terreno (COPT, 1989; Morcillo, 1994; Cabrera et al., 1994).

### III.3. LODOS DE DEPURACIÓN.

#### III.3.1. DEFINICIÓN Y TIPOS DE LODOS

Son los lodos residuales sólidos de todo tipo de estaciones depuradoras de aguas residuales domésticas, urbanas o de aguas residuales de composición similar a las anteriormente citadas, así como las procedentes de fosas sépticas y de otras instalaciones de depuración similares utilizadas para el tratamiento de aguas residuales (BOE, 1990). La denominación genérica de lodo de depuración es sinónimo de lodos de depuradora, lodos residuales, lodos residuales urbanos, utilizados indistintamente en la bibliografía consultada.

Aunque la legislación española española sólo se utiliza el término de lodo de depuración para todo tipo de lodo generado en las estaciones de depuración de aguas residuales, la producción de lodos de diferente composición, dependientes del tipo de tratamiento a que hayan sido sometidas las aguas residuales, implica que se utilicen otras denominaciones más específicas para ellos. Según Genevini et al. (1986), en los sistemas convencionales de depuración se generan tres tipos de lodos:

*Lodos de pretratamiento o lodos residuales de pretratamiento:* lodos constituídos por materiales gruesos compactos y arena, cuyo destino suele ser la desecación e incineración o su depósito en vertederos controlados

*Lodos frescos primarios, lodos primarios o lodos residuales primarios:* provenientes de los decantadores primarios, con un contenido en materia orgánica alrededor del 5%.

*Lodos frescos secundarios, lodos secundarios o lodos residuales secundarios:* provenientes de los decantadores secundarios, constituídos por una fracción seca del 0,8-1%, rica en biomasa, procedente del tratamiento biológico.

Las mezclas de los lodos primarios y secundarios reciben diferentes denominaciones (lodos frescos mezcla, lodos mezcla, lodos brutos) y de forma más genérica lodos de depuración como utiliza nuestra legislación.

### III.3.2. TRATAMIENTO DE LODOS DE DEPURACIÓN

Los lodos producidos en las plantas de depuración de aguas residuales presentan una serie de problemas basados en su elevado contenido de agua, excesiva putrescibilidad de la materia orgánica contenida en ellos, presencia de microorganismos patógenos y contenido en sustancias contaminantes, que dificultan su posterior eliminación. Por ello, estos materiales necesitan ser sometidos a una serie de tratamientos que por una parte reduzcan su nivel hídrico y, por otra, estabilicen la materia orgánica contenida en ellos. Los costes de la línea de tratamiento de lodos puede suponer entre un 25 y un 50% de los costes totales de funcionamiento de las estaciones de depuración de aguas residuales urbanas.

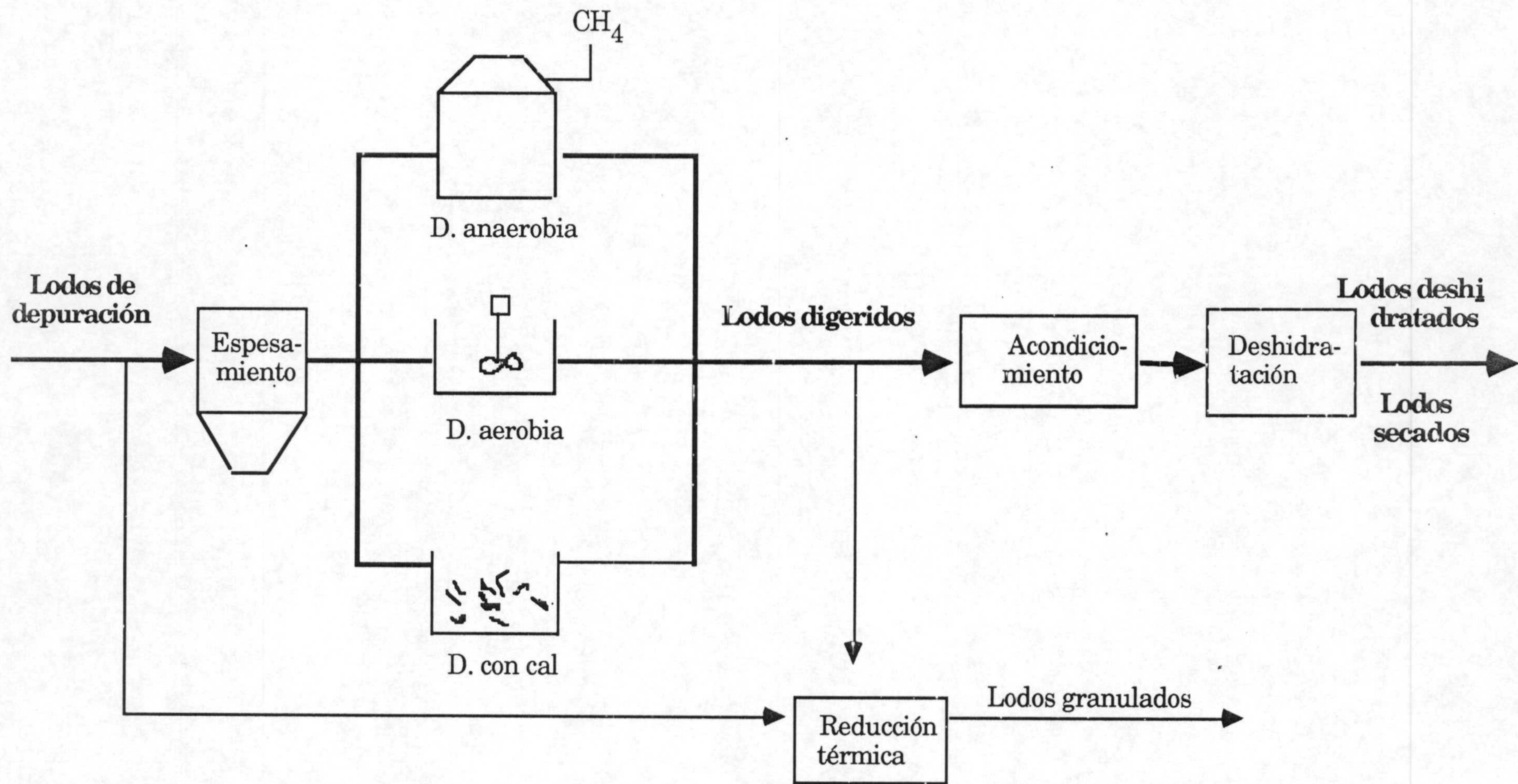
La figura III.2 esquematiza los principales procesos a que son sometidos los lodos de depuración; procesos o tratamientos que complementan a los de las aguas residuales en los sistemas convencionales de depuración.

#### ESPESAMIENTO

Tiene por objeto reducir el contenido de agua de los lodos de depuración, incrementando su contenido en sólidos. La reducción del volumen conseguida beneficiará su transformación. El espesado de los lodos se puede realizar mediante espesamiento por gravedad, en tanques de diseño similar a los tanques de sedimentación convencional, o mediante espesamiento por flotación con aire disuelto. El agua sobrante, generalmente, se retorna a la entrada de la línea de aguas de la planta de depuración.

#### ESTABILIZACIÓN

Los objetivos de los procesos de estabilización de lodos son reducir el contenido de patógenos, eliminar los olores desagradables y transformar la materia orgánica putrescible contenida en ellos en otra materia orgánica más estable. Los procedimientos más usuales existentes se basan en la digestión aerobia, digestión anaerobia o en la estabilización con cal (Iturralde, 1994).



**Figura III.2.** Tratamientos de lodos de depuración en sistemas convencionales de depuración de aguas residuales.  
**Lodos tratados:** Lodos digeridos, lodos deshidratados y lodos secados

a) *Digestión aerobia*. Consiste en la oxidación parcial de los lodos, que suele realizarse en tanques de estabilización, en los que estos lodos se someten a una aireación prolongada, que favorecerá el desarrollo de microorganismos; obteniéndose, al final, un producto final biológicamente estable y fácilmente eliminable. Este tipo de estabilización suele utilizarse en plantas pequeñas de depuración de aguas residuales. Según el Ministère de l'Environment de France (1982), los lodos obtenidos reciben la denominación de lodos digeridos aeróbicamente.

b) *Digestión anaerobia*. Consiste en un proceso de fermentación metánica realizada en tanques cerrados (digestores), en los que el lodo fermenta sin contacto con el aire. Durante la fermentación se genera un gas, con contenidos de  $\text{CH}_4$  entre un 65 y 75%, que puede utilizarse, sobre todo en las grandes plantas de depuración, para calderas y motores de combustión interna, que a su vez se emplean para el bombeo del agua residual, accionamiento de soplantes y generación de electricidad. Según el Ministère de l'Environment de France (1982), los lodos obtenidos reciben la denominación de lodos digeridos aeróbicamente. Por lo general, los lodos digeridos anaeróbicamente presentan contenidos de sustancia seca menores que los lodos digeridos aeróbicamente (Genevini et al., 1986). A nivel de composición también se observan diferencias entre ellos, tal como se refleja en la Tabla III.2, que recoge valores de concentraciones de elementos en mas de 100 lodos norteamericanos (Sommers, 1977).

c) *Estabilización con cal*. Consiste en añadir cal al lodo espesado en cantidad suficiente para alcanzar un pH superior a 12. Este pH reduce la supervivencia de los microorganismos, impidiendo la putrefacción y el desprendimiento de olores. El lodo estabilizado con cal debe evacuarse antes de que el pH disminuya, en cuyo caso podría activarse la reproducción bacteriana y comenzar la descomposición de la materia orgánica.

### ACONDICIONAMIENTO

El principal objetivo de los procesos de acondicionamiento es mejorar las características del lodo digerido antes de su deshidratación. Existen dos modalidades:

**Tabla III.2.** Análisis químico ( datos expresados sobre materia seca) de lodos digeridos anaeróbicamente y aeróbicamente (Sommers, 1977).

	<b>Lodos anaerobios</b>		<b>Lodos aerobios</b>	
	<u>Rango</u>	<u>Media</u>	<u>Rango</u>	<u>Media</u>
<b>C (%)</b>	18-39	27.6	27-37	31.7
<b>N (%)</b>	0.5-17.6	5.0	0.5-7.6	4.9
<b>P (%)</b>	0.6-14.3	3.3	1.1-5.5	2.9
<b>S (%)</b>	0.8-1.5	1.2	0.6-1.1	0.80
<b>K (%)</b>	0.02-2.64	0.52	0.08-1.1	0.46
<b>Ca (%)</b>	1.9-20	5.8	0.6-13.5	3.3
<b>Mg (%)</b>	0.03-1.9	0.58	0.03-1.1	0.52
<b>Na (%)</b>	0.01-2.2	0.70	0.03-3.1	1.1
<b>Fe (%)</b>	0.1-15.3	1.6	0.1-4	1.1
<b>Mn (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	58-7100	-	55-1120	-
<b>Cu (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	85-10100	1420	85-2900	940
<b>Zn (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	108-27800	3380	108-14900	2170
<b>Cd (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	3-3410	106	5-217	135
<b>Ni (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	2-352	400	2-1700	150
<b>Pb (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	58-19730	1640	13-1500	720
<b>Cr (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	24-28850	2070	10-13600	1720
<b>Hg (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	0.5-10600	-	1-22	-
<b>B (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	12-760	-	17-74	-
<b>Mo (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	24-30	-	30-30	30

a) Acondicionamiento químico, mediante la aplicación de diferentes productos químicos [ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Cl}_3\text{Fe}\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,  $(\text{SO}_4)_3\text{Al}_2\cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{SO}_4\text{Fe}\cdot 7\text{H}_2\text{O}$  y polielectrolitos orgánicos] que favorecerán la coagulación-floculación de los sólidos y la liberación de agua.

b) Acondicionamiento térmico, proceso consistente en calentar el lodo (160-200°C), durante cortos períodos de tiempo (60-120 min) bajo presión. Sus elevados costes limitan su uso a grandes plantas de depuración.

### DESHIDRATACIÓN

Tiene como fin disminuir la humedad del lodo digerido, con los objetivos de disminuir el coste de transporte del lodo hasta su lugar de evacuación, facilitar su manipulación, incrementar su poder calorífico si el lodo es incinerado, lograr un lodo totalmente inodoro e imputrescible y reducir la producción de lixiviados, si el lodo es depositado en vertederos controlados (Iturralde, 1994). Existen diferentes sistemas de deshidratación, seleccionados en función del tipo de lodo a deshidratar y del espacio disponible. Entre otros se pueden citar: filtración a vacío, filtración a presión, filtros banda, eras de secado, lagunaje, centrifugación, etc. Los más usuales, especialmente para instalaciones de pequeño y mediano tamaño, son los filtros banda y las eras de secado.

### REDUCCIÓN TÉRMICA

Constituyen sistemas muy costosos encaminados a la reducción del volumen de los lodos digeridos y de los lodos deshidratados. Entre otros sistemas se suelen utilizar el secado térmico, pirólisis y oxidación por vía húmeda. El secado térmico es un sistema apropiado previo a la incineración de los lodos.

### III.3.3. LODOS TRATADOS O DIGERIDOS. DEFINICIÓN Y TIPOS.

Los lodos sometidos a tratamientos de depuración reciben la denominación, según nuestra legislación (BOE, 1990), de lodos tratados. Es decir, los lodos de depuración tratados por una vía biológica, química o térmica, mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento

apropiado, de manera que se reduzca de forma significativa su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización. Otra acepción similar a este término utilizada profusamente en la bibliografía es la de lodo digerido, así como la más genérica de lodos residuales.

En base a su contenido de agua y al sistema de deshidratación utilizado, los lodos digeridos pueden recibir diferentes denominaciones (Ministere de l'Environnement de France, 1982; Genevini et al., 1986):

*Lodos líquidos:* Lodos de depuración o lodos digeridos sometidos únicamente a un proceso de espesamiento. Contenido de humedad mayor que 88%.

*Lodos plásticos o pastosos:* Lodos digeridos que han sido sometidos a una deshidratación mediante centrifugación, filtración a vacío. Contenido de humedad 75-88%.

*Lodos sólidos:* Lodos digeridos que han sido sometidos a una deshidratación, generalmente por filtros bandas o eras de secado. Contenido de humedad entre 50 y 75%.

*Lodos granulados:* Lodos digeridos que necesitan de un tratamiento de reducción térmica. Contenido de humedad inferior al 15%.

La legislación española (BOE, 1993), diferencia dos tipos de lodos en función de su humedad:

*Lodos deshidratados:* Con contenido de humedad superior al 70%

*Lodos secados:* Con contenido de inferior al 70%.

La tabla III.3. recoge las diferentes denominaciones que reciben los lodos generados en las plantas de depuración de aguas residuales; denominaciones que varían en función del tratamiento aplicado en la propia planta o mediante otros sistemas mas avanzados.



**Tabla III.3.** Denominaciones comúnmente utilizadas para referirse a los lodos generados en las plantas de depuración de aguas residuales.

<b>DENOMINACION COMUN</b>	<b>DENOMINACION ESPECÍFICA</b>
<u>a) Lodos generados en la línea de tratamiento de aguas</u>	
<b>Lodos de depuración</b>	Lodos de pretratamiento
Lodos de depuradora	Lodos residuales de pretratamiento
<i>Lodos residuales</i>	Lodos frescos primarios
Lodos residuales urbanos	Lodos primarios
Lodos frescos	Lodos residuales primarios
Lodos brutos	Lodos frescos secundarios
Lodos crudos	Lodos secundarios
Lodos mezcla	Lodos residuales secundarios
Lodos frescos mezcla	
<u>b) Lodos generados en la línea de tratamiento de lodos</u>	
<b>Lodos tratados</b>	Lodos digeridos aeróbicamente
Lodos digeridos	Lodos digeridos anaeróbicamente
<i>Lodos residuales</i>	Lodos líquidos
	Lodos plásticos o pastosos
	Lodos sólidos
	Lodos granulados
	<b>Lodos deshidratados</b>
	<b>Lodos secados</b>
	<b>Otros tipos de lodos</b>
<u>c) Lodos sometidos a tratamientos avanzados</u>	
<b>Lodos compostados</b>	Compost de lodos de depuración
<b>Lodos mezclados y compostados</b>	Compost de lodos residuales
<i>Lodos residuales</i>	Compost de lodos digeridos
Lodos vermicompostados	Vermicompost de lodos de depuración
	Vermicompost de lodos residuales
	Vermicompost de lodos digeridos

En negrita, se indican los términos utilizados por la legislación española (BOE, 1990, 93).

En cursiva, se señala la denominación genérica para todo tipo de lodo.

### III.3.4. DESTINO DE LOS LODOS DE DEPURACIÓN

El destino final de los lodos de depuración y/o lodos tratados depende de múltiples factores y condicionamientos específicos locales, pudiendo ocurrir que alternativas que se toman para un área no pueden ser aplicables a otra y viceversa. A nivel mundial, las alternativas existentes de eliminación de los lodos, básicamente son su depósito en vertederos controlados, la incineración y la utilización en agricultura. Los vertidos al mar o a cauces superficiales, prácticamente se encuentran prohibidos, debido a los riesgos de contaminación de estos medios hídricos por los contaminantes solubles presentes en los lodos. La directiva 91/271 de la UE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas prohíbe a partir del 31 de Diciembre de 1998 la evacuación de lodos de depuración a aguas superficiales, ya sea mediante vertido desde barcos, conducción por tuberías o cualquier otro medio (DOCE, 1991).

#### VERTEDEROS CONTROLADOS

Constituye el sistema más económico de eliminación de los lodos de depuración, especialmente indicado para núcleos pequeños de población. Requiere la existencia de terrenos apropiados, en las cercanías de las estaciones de depuración de aguas residuales, de bajo coste y no utilizable para otros fines. Para ello pueden ser utilizados, si tienen capacidad, los vertederos controlados de residuos sólidos urbanos ya existentes.

El grado de tratamiento necesario para el depósito de los lodos de depuración dependerá, fundamentalmente, de los costes de transporte y las características del vertedero.

Los riesgos medioambientales de estos sistemas vienen condicionados por el previsible arrastre por lixiviación de las sustancias contaminantes presentes en los lodos a los cauces superficiales y subterráneos. Ello hace necesario que para la implantación de un vertedero controlado se realicen cuidadosos estudios geotectónicos e hidrogeológicos del terreno que eviten estos problemas. El vertido de estos subproductos está regulado, genéricamente, por la Ley 42/1975 de 19 de Noviembre, sobre desechos y residuos sólidos urbanos y el posterior R. D. 1163/1986 de 13 de Junio que adapta la Ley

anterior a la directiva comunitaria.

### INCINERACIÓN

La incineración de los lodos de depuración es un método de eliminación de los lodos en forma de cenizas residuales de escaso volumen, desprovistas de sustancias orgánicas tóxicas y microorganismos patógenos (Iturralde, 1994). Este sistema exige una fuerte deshidratación o secado térmico previo del lodo de depuración o del lodo digerido, lo que conlleva unos costes económicos importantes. Además, la combustión suele necesitar de un aporte energético externo, lo que encarece el proceso. Es un sistema utilizable para el tratamiento de lodos procedentes de grandes núcleos de población, en caso de no poder rentabilizarse para otros fines, o cuando en estos núcleos existan incineradoras de residuos sólidos urbanos.

Los mayores problemas medioambientales radican en la posible emisión a la atmósfera, particularmente si la combustión es incompleta, de algunos contaminantes o sus derivados presentes en los lodos de depuración; cuyos límites máximos de emisión se encuentran establecidos en el anexo IV del Real Decreto 833/1975 que desarrolla la Ley 38/1972 de Protección del Ambiente Atmosférico y de la adaptación del ordenamiento jurídico español a diferentes directivas de la Unión Europea. Además, algunos elementos inorgánicos tóxicos presentes en los lodos aumentan su movilidad y solubilidad cuando se incineran dichos lodos, lo que obliga a una especial precaución en los lugares de depósito o recepción de ellas.

### UTILIZACIÓN EN AGRICULTURA

La utilización agrícola de los lodos de depuración es la alternativa que cuenta con un mayor número de defensores, ya que ella lleva consigo el concepto de reutilización, lo que implica la asignación de un valor económico al subproducto resultante de la depuración de las aguas residuales urbanas.

El aprovechamiento agrícola de los lodos de depuración, como productos sustitutorios de los estiércoles tradicionales cuya producción se encuentra en continua recesión, puede ayudar a solucionar un grave problema que tiene planteado el sector agrario de nuestro país, tal como es la necesidad de

adicionar materia orgánica a los suelos, especialmente en zonas áridas y semiáridas, cuyos contenidos actuales son muy bajos, lo que se ha traducido en una disminución alarmante de su fertilidad. Esta necesidad se hace aún más acuciante en Andalucía debido al amplio desarrollo de los cultivos bajo cubierta; muy exigentes en materia orgánica.

Aunque en España no existen datos sobre producción y uso de lodos en agricultura, en otros países más desarrollados se aprecia un alto porcentaje de utilización. Así se puede indicar que en Alemania, el 45% de la producción de lodos se utiliza en el sector agrario; porcentaje similares a los observados en Estados Unidos, Gran Bretaña y Holanda y superior al dedicado en Italia y Francia (32 y 28% respectivamente).

Sin embargo, el uso agrícola de los lodos de depuración exige, en primer lugar su tratamiento previo (RD 1310/1990) por algunos de los sistemas expuestos en el apartado III.3.2, o por otros más específicos (compostaje y vermicompostaje), sistemas cuyos fundamentos se expondrán en el apartado III.4. Además, y pese a que la aplicación de los lodos tratados al suelo suele aumentar la fertilidad del medio edáfico y los rendimientos del cultivo, la presencia en estos materiales de elementos potencialmente tóxicos, contaminantes orgánicos y organismos patógenos puede ocasionar efectos desfavorables sobre el sistema suelo-planta, induciendo contaminaciones del sector agrario. Estos aspectos serán desarrollados en los apartados III.5 y III.6 de la presente memoria de Tesis Doctoral.

#### **III.4. TRATAMIENTOS DE COMPOSTAJE Y VERMICOMPOSTAJE**

##### **III.4.1. DEFINICIÓN, ETAPAS Y SISTEMAS DE COMPOSTAJE**

El compostaje ha sido una práctica agrícola utilizada por los agricultores chinos desde hace siglos como un medio para obtener suplementos orgánicos para el suelo. Esta práctica fue conocida por Occidente a través de las observaciones del profesor F.H. King del Dpto de Agricultura de EEUU (King, 1927) y por los experimentos de Sir Albert Howard, considerado como el padre del compostaje, que trabajó varios años en la India durante las primeras

décadas del siglo XX, desarrollando el sistema de compostaje Indore (Howard, 1931,1935,1940).

De forma general, el compostaje se puede definir como un proceso bioxidativo controlado, que requiere sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido, y que implica el paso por una etapa termófila y una producción temporal de fitotoxinas, dando al final dióxido de carbono, agua y minerales como productos de los procesos degradación, así como una materia orgánica estabilizada, libre de fitotoxinas y dispuesta para su empleo en agricultura sin que provoque efectos adversos (García, 1990).

El compostaje es, por ello, una forma de estabilización de los desechos orgánicos que requiere condiciones especiales, particularmente, temperatura, humedad, pH, aireación y relación C/N, que garanticen una actividad biológica óptima durante las diferentes fases del proceso. Durante el proceso de compostaje, los materiales iniciales se transforman a través de tres fases o etapas principales: a) una fase inicial, durante la cual se descomponen los componentes fácilmente degradables; b) una etapa termófila, durante la cual los componentes celulolíticos o similares contenidos en los materiales iniciales son degradados por la actividad bioxidativa de los microorganismos, liberándose  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , compuestos inorgánicos y fitotoxinas, destruyéndose los microorganismos patógenos y conservándose los componentes orgánicos más estables; y c) una fase de estabilización, caracterizada por un descenso de la temperatura, disminución de la velocidad de degradación, y recolonización del sustrato por microorganismos patógenos, mediante la cual origina una materia orgánica más estabilizada, que contendrá compuestos de naturaleza similar al humus. (Senesi, 1989; Fernstein, 1992).

Estas tres fases, que constituyen en sí el proceso de compostaje (o proceso de digestión para otros autores), se lleva a cabo, desde un punto de vista técnico mediante dos sistemas: a) sistemas abiertos, colocando los materiales orgánicos de partida en pilas de tamaño variable, las cuales son volteadas periódicamente (sistemas de apilamiento con volteo), o bien, permanecen estáticas (sistemas de apilamiento estático) en cuyo caso el aire necesario es suministrado, por lo general, mediante ventiladores centrífugos (Díaz et al., 1987; Costa et al., 1991; Finstein, 1992; Otero, 1993), b) sistemas cerrados, mediante el uso de reactores o digestores horizontales y verticales que permiten

realizar el proceso de compostaje en un período de tiempo menor (Cardenas y Wang, 1980; Hang, 1980; Finstein, 1992).

Una vez finalizado el proceso de compostaje, en la mayoría de las instalaciones, el material compostado es depositado, durante un período de tiempo variable en montones, que son volteados periódicamente. Durante este período, "etapa de maduración", predominan los procesos de humificación, con reacciones de policondensación y polimerización, obteniendo al final, y si el período de tiempo ha sido el adecuado, un material enriquecido en sustancias húmicas (Gray et al., 1971b).

#### III.4.2. FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE.

Los principales factores o parámetros que controlan el proceso de compostaje son: naturaleza y características de los materiales de partida o materiales iniciales, humedad, aireación, temperatura, pH, capacidad de intercambio catiónico y microorganismos implicados en el proceso.

La evolución de estos parámetros durante el proceso de compostaje, la influencia que ellos ejercen sobre este proceso aerobio y su optimización ha sido extensamente estudiado y revisado por diferentes investigadores (Gotaas, 1956; Gray et al., 1971a,b; Poincelot, 1975; Cardenas y Wang, 1980; Nogales et al. 1982; Finstein et al., 1983; Peixoto, 1988; Haga, 1990; Costa et al., 1991).

#### NATURALEZA Y CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES DE PARTIDA O MATERIALES INICIALES

La mayoría de los desechos y residuos orgánicos de origen biológico, así como muchos productos orgánicos sintéticos, son biodegradables y, por lo tanto, susceptibles de ser sometidos a compostaje. Los límites para el uso de estos desechos orgánicos vendrán condicionados por la presencia en algunos de ellos de materiales y sustancias incompatibles con el proceso de compostaje, como son los materiales inertes (plásticos, metales, vidrios, etc) y los productos químicos peligrosos (metales pesados, sustancias orgánicas tóxicas no biodegradables). Por ello, los materiales de partida deben ser seleccionados previamente, con objeto de que no contaminen los compost producidos, no polucionen el suelo, no resulten tóxicos para las plantas y no representen un

riesgo para la salud de animales y hombres (Zucconi y De Bertoldi, 1987; Senesi, 1992). Otro elemento a considerar es el tamaño de las partículas de estos materiales, que según Golueke (1975) debe encontrarse entre 1 y 5 cm, lo que en muchos casos obliga al desmenuzamiento y trituración previa de los mismos. Por último, también resulta fundamental que la relación C/N de estos materiales iniciales sea adecuada para que el proceso de compostaje se desarrolle de forma eficaz. Por lo general, dicha relación debe encontrarse comprendida entre 26 y 35 (Nogales et al., 1982), la cual disminuirá apreciablemente durante el proceso de compostaje, hasta alcanzar valores comprendidos entre 15 y 20 en los compost obtenidos (Costa et al., 1991; Peixoto, 1988).

Los principales tipos y fuentes de residuos que se utilizan como materiales de partida en el proceso de compostaje son de origen diverso: a) residuos agrícolas, que incluyen los residuos de cosecha y los estiércoles animales, b) residuos urbanos (fracciones orgánicas de las basuras urbanas, lodos residuales digeridos aeróbica o anaeróbicamente, residuos de jardines y parques urbanos), c) residuos de industrias madereras (cortezas de árboles, virutas, serrín), d) residuos de industrias agroalimentarias (residuos de industrias conserveras, cervezeras, lácteas, residuos de pescaderías y marisquerías, residuos de mataderos, etc.), e) residuos de industrias ligeras (residuos de industrias de fermentación, de celulosa y papel, de curtidos, etc.), f) residuos orgánicos locales (vinazos, bagazos, alpechines y lodos de alpechines, cáscaras de arroz, polvo de cáscara de coco, etc.).

### HUMEDAD

La descomposición aeróbica de la materia orgánica puede realizarse teóricamente, entre unos contenidos de humedad comprendidos entre 30-100%, si se mantiene una aireación adecuada. En la práctica, si la humedad es superior a 70%, el agua desplaza al aire de los espacios libres existentes entre las partículas y se produce anaerobiosis. Por otra parte, si es menor del 40%, la actividad biológica se ralentiza.

Generalmente se considera que la humedad óptima en el proceso de compostaje debe encontrarse entre un 50 y 65% (Kiehl, 1985; Stentiford y De Bertoldi, 1988), siendo requerida una humedad durante las fases inicial y

termófila que en la etapa de estabilización (Zuconi y De Bertoldi, 1987). Asimismo, en los sistemas cerrados, los sustratos a compostar necesitan niveles de humedad superiores que en los sistemas abiertos (Cardenas y Wang, 1980).

### AIREACIÓN

Un grado de aireación idóneo es fundamental en el proceso de compostaje para mantener los niveles de oxígeno que los microorganismos necesitan en su metabolismo. Una aireación insuficiente o mal distribuída produce condiciones anaerobias, con el consiguiente descenso del grado de descomposición. Por otra parte, excesiva aireación puede originar un enfriamiento de la masa y la desecación de ella, que provocará una reducción de la actividad metabólica (Gray et al., 1971b; Nogales et al., 1982).

El consumo de oxígeno durante el compostaje varía fundamentalmente con la composición y tamaño de las partículas del material de partida, así como de la humedad y temperatura de la masa que fermenta (Jeris y Regan, 1973; Cardenas y Wang, 1980). Las necesidades de oxígeno varían durante el proceso de compostaje siendo muy elevadas durante la fase inicial, y apreciablemente más bajas durante las fases de estabilización y maduración (Zuconi y De Bertoldi, 1987).

En los sistemas de apilamiento con volteo, la masa en fermentación se voltea periódicamente con el objeto de poner todas las partes en contacto con el aire. Dos o tres volteos por semana son suficientes para mantener las condiciones aerobias (Poincelot, 1975). En los sistemas de apilamiento estático y en los sistemas cerrados, el uso de aireación forzada a través de la masa permite que, por lo general, no existan problemas de anaerobiosis, aunque puede provocar desecación o enfriamiento de la misma. Todavía no se dispone de una regla de cálculo general que relacione el caudal y la presión de aire con la cantidad de residuo a compostar, señalándose que el caudal debe ser suficiente para satisfacer las exigencias de los microorganismos (Finstein y Miller, 1985; Otero, 1993). En relación a esta cuestión, se considera que los niveles de oxígeno en la masa deben encontrarse comprendidos entre un 5 y 15%; aceptándose que al menos debe existir un mínimo de un 5% para mantener las condiciones aerobias, especialmente durante la fase termófila



(Miller y Finstein, 1982; Nogales et al., 1982).

### TEMPERATURA

La variación de la temperatura en la masa que se está compostando controla la sucesión de las distintas poblaciones microbianas, ya que el carácter exotérmico de su metabolismo y la baja conductividad térmica de los materiales orgánicos comportan una acumulación del calor en el interior de la masa.

Las experiencias realizadas indican que la temperatura tiende a subir en pocos días hasta alcanzar un máximo que, con ligeras fluctuaciones, se mantiene durante un cierto tiempo, para bajar gradualmente en fases posteriores (Ganapini et al., 1979; Peixoto, 1988).

La temperatura óptima establecida en función de la oxidación de la materia orgánica varía entre 60 y 71°C, dependiendo de la fuente bibliográfica consultada (Nogales et al., 1982), aunque, se ha observado que por encima de 65°C se reduce la actividad y variabilidad de los microorganismos propios de la fermentación (Poincelot, 1975; Finstein et al., 1985). Estos niveles de temperatura se deben mantener durante una serie de días, con objeto de destruir los microorganismos patógenos y favorecer la rápida descomposición de los materiales. Sin embargo, un período de tiempo excesivamente largo (superior a 5 semanas) con elevadas temperaturas, implicaría una degradación anormal de la masa y un retraso de la etapa de estabilización (Zucconi y De Bertoldi, 1987).

### pH

En general, se pueden compostar materiales orgánicos dentro de un amplio rango de valores de pH (3-11); sin embargo, los comprendidos entre 5,5 y 8 son los que se consideran óptimos. Mientras que las bacterias prefieren un pH cercano al neutro, los hongos se desarrollan mejor en un medio ácido (Zucconi y De Bertoldi, 1987; Costa et al., 1991).

Diversos autores (Gray et al., 1971b; Cardenas y Wang, 1980; Dalzell et al., 1981; Nogales et al., 1982; Baca, 1988; De Nobili y Petrusi, 1988) han descrito la evolución de este parámetro. En los primeros momentos del proceso,

durante la etapa mesófila, el pH inicial suele sufrir un descenso ya que mayoritariamente se descompone la materia orgánica más lábil (carbohidratos, etc.), produciéndose una liberación de ácidos orgánicos. A medida que la temperatura sube, el pH asciende hasta hacerse alcalino (8-9). En esta etapa termófila se descomponen, mayoritariamente, las proteínas, llegando en algunos casos a perderse nitrógeno en forma de amoníaco. Conforme se estabiliza el material, los valores de pH suelen bajar, situándose en niveles comprendidos entre 7 y 8.

Los residuos orgánicos, poseen un gran número de constituyentes: contenidos elevados de carbohidratos, proteínas, ácidos, etc., y normalmente no necesitan correcciones o ajustes de pH. Si esto fuese necesario, suele añadirse caliza, bicarbonato sódico o algún ácido débil (Cardenas y Wang, 1980).

#### CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO

Mediante la aplicación de una técnica similar a la utilizada para la determinación de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en raíces de plantas, diferentes autores (Harada y Inoko, 1980,a,b; Roig et al., 1988; Peixoto, 1988) han seguido la evolución de este parámetro durante el proceso de compostaje.

Los residuos orgánicos tienen una CIC variable y, generalmente, los valores se encuentran cercanos a 40 meq/100 g. Durante el proceso de compostaje, este parámetro tiende a crecer hasta alcanzar niveles de 70-80 meq/100g al final del proceso; niveles que permanecen estables durante la etapa de maduración. Simultáneamente, se ha puesto de manifiesto una correlación negativa entre la CIC y la relación C/N.

#### MICROORGANISMOS IMPLICADOS EN EL PROCESO

La población microbiana que interviene en el proceso de compostaje está constituida por una mezcla natural de microorganismos procedentes de la atmósfera, agua y suelo (Gray y Biddlestone, 1974) y la integran una gran variedad de hongos, actinomicetos, bacterias y, a veces, levaduras y protozoos (Cardenas y Wang, 1980). Dicha población cambia continuamente durante el

proceso (Poincelot, 1975); ya que el carácter dinámico implica la aparición gradual de diferentes sustratos, sobre los que deben actuar sucesivamente, poblaciones de microorganismos distintos (Gray et al., 1971a; Nogales et al., 1982).

Durante los primeros estadíos del proceso de compostaje, existe una predominancia de bacterias, hongos y actinomicetos mesófilos que descomponen proteínas, aminos y azúcares. Cuando la temperatura sube por encima de los 40°C, son reemplazados por bacterias, actinomicetos y hongos termófilos, estos últimos en la superficie de la pila. El desarrollo de estos grupos de microorganismos es favorecido por el pH > 7 que se alcanza. Las bacterias termófilas degradan lípidos y fracciones de hemicelulosas; mientras que los hongos y actinomicetos descomponen las celulosas.

Cuando la temperatura desciende, en la etapa de estabilización, los microorganismos mesófilos reaparecen (Chang y Hudson, 1967; Peixoto, 1988). Protozoos, nematodos, lombrices y hormigas suelen presentarse durante la última etapa mesófila (Gray et al., 1971a).

Normalmente, la mayoría de los residuos orgánicos susceptibles de ser compostados contienen la mayoría de los microorganismos implicados en este proceso, así como los macro y micronutrientes necesarios para llevarlo a cabo (Gray et al., 1971a; Peixoto, 1988). Sin embargo, a veces se adicionan inóculos específicos (mezclas de cepas puras de microorganismos cultivados en laboratorio) con objeto de orientar la degradación de los materiales de partida (Cardenas y Wang, 1980; Nogales et al., 1982).

### III.4.3. COMPOST. DEFINICIONES Y CLASIFICACIÓN

Según Zucconi y De Bertoldi (1987), el compost se define como un producto estable e higiénico resultante del compostaje, con propiedades beneficiosas para el crecimiento de las plantas, que ha experimentado un período de descomposición rápida, y está en proceso de humificación. Costa et al. (1991) definen al compost de forma similar, como el producto que resulta del proceso de compostaje y maduración, constituido por una materia orgánica estabilizada semejante al humus ("humus like"), con poco parecido al original, puesto que se habrá degradado dando partículas más finas y oscuras. Será

un producto inocuo y libre de sustancias fitotóxicas, cuya aplicación al suelo no provocará daños a las plantas, y que permitirá su almacenamiento sin posteriores tratamientos ni alteraciones.

Entre el material fresco y el denominado compost curado existe una gama de productos, los cuales pueden ser utilizados en el sector agrícola para diferentes usos. Zucconi y De Bertoldi (1987) han establecido la siguiente clasificación:

### MATERIA ORGÁNICA FRESCA

Es el material reciente antes de iniciar su descomposición (o comenzándola); no se le debe llamar compost y no es deseable su empleo agrícola, pero sirve como sustrato para el compostaje. Como evaluación higiénica, interesa decir que es peligrosa para el hombre, animales y plantas, persistiendo este peligro mientras no se composte.

Un uso que se le puede dar a este producto, independientemente de su utilidad como material de partida en el compostaje, es como cama para el ganado o usos similares, debido al desarrollo de calor que produce.

### COMPOST FRESCO

Es una materia orgánica que ha pasado por una etapa termofílica, ha sufrido una descomposición inicial, pero no está estabilizada como el compost maduro. Este producto se puede usar de forma apropiada para mejoras agrícolas (preparación de cultivos, cultivos de flores, etc.). Al añadir productos de este tipo al suelo, la estabilización que necesita su materia orgánica se produce "in situ", con los beneficios consiguientes para la mejora de la estructura del suelo, incremento de su actividad microbológica y mineralización de su materia orgánica. Lo más apropiado quizás para este tipo de materiales es enterrarlos a una profundidad de 5-10 cm, por el hecho de tener aquí un máximo de eficacia para su estabilización, debido a la buena oxigenación que adquiere.

### COMPOST O COMPOST MADURO

Es un compost que cumple con todas las especificaciones vistas anteriormente y es totalmente adecuado para usos agrícolas como enmienda orgánica, incluso aplicándolo a los suelos cuando se inician los cultivos, aunque conviene evitar su contacto directo con las raíces, pues puede retardar entonces el crecimiento de las plantas, si existe en el compost, en concentración tóxica, algún metabolito que no haya sido eliminado durante el compostaje.

### COMPOST CURADO

Este término es poco usado normalmente y corresponde a un compost maduro, que ha sido sometido a un largo período de humificación. El contenido máximo de humedad para este tipo de materiales ha de ser del 35%. Puede emplearse como sustrato que ha de tener un contacto directo con el sistema radicular; su empleo en cultivos intensivos, floricultura, jardinería, etc., es bastante frecuente y sólo superado por el humus natural.

Por último, señalar que la legislación española vigente (BOE, 1991) define al compost como todo producto obtenido por fermentación controlada de residuos orgánicos, que debe presentar el siguiente contenido mínimo en principios activos (sobre % de peso): N orgánico = 1%; materia orgánica total = 25%; humedad menor del 40% y el 90% de las partículas pasarán por la malla de 25 mm. Nuestra legislación, tal como se recogerá en el apartado III.6.4, también especifica los límites máximos permitidos de elementos pesados en estos materiales.

#### III.4.4. COMPOSTAJE Y COMPOST DE LODOS RESIDUALES

Los lodos de depuración y los lodos tratados o digeridos, al igual que otros materiales orgánicos, pueden ser sometidos a compostaje obteniéndose al final del proceso un producto que, genéricamente, y según nuestra legislación, recibe la denominación de lodo compostado (BOE, 1993). Otras acepciones utilizadas comúnmente por la bibliografía son: compost de lodos digeridos, compost de lodos deshidratados. En caso que los lodos residuales sean mezclados con otros materiales orgánicos, se utiliza el término de lodo mezclado y compostado (BOE, 1993).

El compostaje de estos materiales, sin embargo presenta una serie de problemas, que en gran medida, vienen condicionados por las características propias de estos subproductos urbanos, tales como: excesiva humedad, pequeño tamaño de partículas, carencia de porosidad y elevada concentración de nitrógeno; factores que dificultan el mantenimiento de las condiciones aerobias durante el proceso (Costa et al., 1991; Carrol et al., 1993). Por ello, en la mayoría de los sistemas de compostaje, tanto abiertos como cerrados, los lodos son compostados acondicionándolos previamente mezclándolos con otros residuos orgánicos. Éstos deben presentar baja humedad y elevado contenido en carbono, con objeto que el material resultante presente niveles de humedad (40-70%), relación C/N y espacio poroso idóneos para que el proceso de compostaje se realice de forma adecuada (Hang, 1979; Finstein et al., 1986; Duvoort-van Engers y Coppola, 1985 ; de Bertoldi et al., 1980).

Por lo general, la selección de un residuo acondicionante u otro, dependerá del grado de humedad del lodo de depuración o, en su caso, lodo digerido a compostar (Ministère de l'Environnement de France, 1982; Díaz-Burgos, 1994). Así, si los lodos se presentan en estado líquido (humedad > 88%), se aconseja mezclarlos con residuos secos y absorbentes, como residuos celulósicos (Dallaire, 1978; Wesner, 1978), pajas (Bidlingmaier y Tabasaran, 1980; Tabasaran, 1980), etc. Si los lodos presentan un aspecto plástico o pastoso (humedad 75-88%), pueden ser mezclados con una amplia variedad de residuos menos absorbentes: serrín, virutas y cortezas de madera (Olver, 1980; Adams, 1971, Finstein et al., 1986; Coppola et al., 1983), fracciones orgánicas de las basuras urbanas (Golueke et al., 1980; Stentiford et al., 1983, 85; Obeng y Wright, 1987; Gallardo-Lara y Nogales, 1987), turba (Wolf, 1974; Mach, 1978), compost reciclado previamente (Gunn, 1980; Maebashi, 1980; Miller et al., 1982), cañas y tallos vegetales (Van den Berg, 1985 ).

Los lodos de depuración, sin mezclar con otros residuos, también pueden ser compostados, aunque ello exige que estos subproductos cumplan una serie de requisitos, entre los que se pueden citar los siguientes: a) contenido de humedad <70%, lo que obliga a que los lodos de depuración sean tratados previamente mediante una digestión aerobia o anaerobia y deshidratados, preferentemente, mediante filtros prensa o eras de secado; b) relación C/N elevada; c) pH>5; d) por lo general, el sistema a utilizar será el de apilamiento

**Tabla III.4.** Algunos análisis de compost y vermicompost de lodos residuales, sólo o mezclados con otros materiales orgánicos

	Compost			Vermicompost		
	Lodo (1)	Lodo-basura (2)	Lodo-sarmiento (3)	Lodo (4)	Lodo-basura(4)	Lodo (5)
pH	6.8	7.5	6.5	6.3	6.8	-
Humedad (%)	35	-	55	-	-	-
C orgánico (%)	13	12	25	21.4	11.2	46.2*
N total (%)	0.9	1.2	2	2.3	0.8	4
C/N	14	10	12.2	9.3	14	-
P (%)	0.8	0.64	0.69	0.6	0.2	2.5
K (%)	0.1	0.61	1.4	0.3	0.3	0.4
Ca (%)	2.0	-	5.4	5.4	5.1	5.2
Mg (%)	-	-	0.8	0.8	0.7	1.1
Fe mg kg <sup>-1</sup>	-	16525	14000	12019	15453	13630
Mn mg kg <sup>-1</sup>	-	364	-	531	547	377
Cu mg kg <sup>-1</sup>	250	152	-	360	206	448
Zn mg kg <sup>-1</sup>	1000	623	855	2090	892	1890
Cd mg kg <sup>-1</sup>	9	6	4.2	10	3	10
Ni mg kg <sup>-1</sup>	-	194	59	112	70	-
Pb mg kg <sup>-1</sup>	325	224	127	121	227	200
Cr mg kg <sup>-1</sup>	-	103	94	116	166	-

(1) Dowdy et al. (1976); (2) Hernandez et al. (1992); (3) Spaggiari et al. (1987); (4) Casalicchio y Graziano, (1987);

(5) Hartenstein) y Hartenstein, 1981

\* Materia orgánica total por calcinación

con volteos frecuentes (al menos tres a la semana durante la fase termófila), que ponga en contacto toda la masa con el aire, excluyéndose el apilamiento estático y los reactores sin agitación, ya que la aireación forzada en estos sistemas tiende a compactar la masa favoreciendo condiciones anaerobióticas locales (Shell y Boyd, 1969; Epstein et al., 1978; Kuzweil, 1980; Oger, 1981).

La composición de los lodos compostados varía enormemente, dependiendo de varios factores entre los que se puede incluir los siguientes: a) tipo de lodo utilizado como material de partida; b) presencia y tipo de residuo orgánico utilizado como acondicionante; c) sistema de compostaje empleado. Por tales hechos, resulta muy difícil dar una composición general o estándar de los compost de lodos residuales. A modo de ejemplo, en la tabla III.4 se recogen algunos análisis de compost de lodos de depuración en la que se aprecia la variabilidad reseñada.

Comparativamente frente a los lodos de depuración y a los lodos tratados, los lodos compostados presentan una riqueza en nutrientes mayor, debido a un efecto de concentración de los mismos, motivada por la mineralización de la materia orgánica contenida en los lodos durante el proceso de compostaje (Wagner et al., 1990). A veces, si los lodos de depuración presentan una relación C/N inicial inferior a 10, se producen, durante el proceso de compostaje, pérdidas acusadas de nitrógeno como  $\text{NH}_4$ , dando lugar a unos lodos compostados con una menor concentración de nitrógeno, aunque los niveles de los otros nutrientes (P, K, Ca, Mg, etc.) tienden a aumentar (Costa et al., 1991). En otras ocasiones, la riqueza en nutrientes de los lodos compostados es inferior a la de los lodos digeridos, debido a un efecto de dilución motivado por la mezcla de los lodos sin compostar con residuos orgánicos (paja, serrín, virutas de madera, turba, etc.) que presentan niveles de nutrientes muy bajos (Finstein et al., 1986).

En todo caso, y de forma general, se puede señalar que los lodos compostados suelen presentar una materia orgánica más humificada que la de los lodos sin compostar (Cassalichio y Graziano, 1987); encontrándose además estos materiales prácticamente exentos de microorganismos patógenos, especialmente si el proceso de compostaje se llevó a cabo de forma eficaz (Burge, 1976), lo que permite su utilización en agricultura sin riesgos sanitarios y epidemiológicos sobre la salud pública.



### III.4.5. DEFINICIÓN Y SISTEMAS DE VERMICOMPOSTAJE

El vermicompostaje es un proceso de biooxidación y estabilización de la materia orgánica, mediado por la acción combinada de lombrices y microorganismos, a través del cual se obtiene un producto denominado vermicompost (Elvira, 1994). Esta práctica de biotransformación, aprovecha varias ventajas derivadas del comportamiento de ciertas especies epígeas de lombrices, las cuales aceleran la descomposición y humificación de la materia orgánica (Edwards y Lotfy, 1972; Riffaldi y Levi-Minzi, 1983; Petrusi et al. 1988; Chan y Griffiths, 1988), ya sea de un modo directo (alimentación detritívora y desplazamiento a través de galerías) o indirecto (estímulo de la actividad microbiana). Por otro lado, mejoran la estructura del producto final, al provocar la ruptura de los materiales orgánicos y favorecen la formación de agregados estables (Harstentein, 1986; Hamilton et al., 1988; Trigo y Díaz Cosin, 1992). Además la actividad de estos detritívoros aumenta el contenido de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, etc.) convirtiéndolos, a través de la actividad microbiana, en formas solubles y asimilables por la planta (Edwards y Burrows, 1988; Edwards, 1995). Asimismo, mediante este proceso se favorece la producción de sustancias que pueden actuar con acción fitohormonal sobre los cultivos (Tomati et al., 1987; Edwards, 1985). Por último, el proceso de vermicompostaje posibilita la explotación de las lombrices como fuente proteínica para consumo animal (Sabine, 1988; Edwards et al., 1985).

El estudio, desarrollo y optimización de los procesos de vermicompostaje se inició en los años 1970 en Estados Unidos por los profesores E. Neuhauser (Cornell University) y R. Hartenstein (State University of New York en Siracusa). Posteriormente, estos procesos se han desarrollado espectacularmente, tanto científica como comercialmente (sistemas de lumbricultura) en otros países de Europa, Sudeste de Asia, Australia, Centro y Sur de América (Edwards y Neuhauser, 1988, Edwards, 1995).

Desde un punto de vista técnico, la mayoría de los sistemas de vermicompostaje se basan en colocar los residuos orgánicos en literas o montones de 50 cm de altura como máximo (Edwards, 1995; Rivero, 1993), al aire libre o bajo cubierta, inoculándolos con lombrices, y manteniendo condiciones óptimas de temperatura, humedad y pH durante el proceso (Rivero, 1993). A pequeña escala, puede ser realizado en cajas y contenedores

colocados en estantes (Appelhof, 1982).

### III.4.6. FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE VERMICOMPOSTAJE

#### ORGANISMOS IMPLICADOS EN EL PROCESO

Diferentes especies epígeas de lombrices presentan un elevado potencial para degradar y estabilizar residuos orgánicos (Edwards y Neuhaser, 1988). *Eisenia andrei* (Bouche) y *Eisenia foetida* (Savigni), son las especies más utilizadas en los procesos de vermicompostaje, debido a su rápido crecimiento, su temprana madurez sexual y su gran potencial reproductivo (Hard y Hayes, 1983; Haimi, 1990), soportando temperaturas relativamente elevadas (Dresser y McKee, 1980) y un rango amplio de pH (Kaplan et al., 1980). Otras lombrices usadas en estos procesos, son las especies tropicales *Eudrilus eugeniae* (Kimberg) y *Perionix excavatus* (Gates) (Reynecke et al. 1992) y tres especies comunes de climas templados: *Lumbricus rubellus*, (Hoffmeister), *Dendrobaena veneta* (Rosa) y *Dendrobaena subrubicunda* (Edwards et al., 1985; Edwards, 1988).

Los microorganismos involucrados en el proceso: bacterias, hongos, actinomicetos y protozoos, corresponden a grupos similares a los detectados en los procesos de compostaje durante la etapa mesofílica. El número total de ellos tiende a incrementarse durante el proceso de vermicompostaje, debido a la ruptura de los residuos por acción de las lombrices, que tienden a aumentar su área superficial, así como por el paso de estos residuos por el intestino de las lombrices (Allieri et al., 1987; Edwards et al., 1985; Lee, 1985).

#### NATURALEZA Y CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES DE PARTIDA

La mayoría de los residuos orgánicos utilizados como materiales de partida en los procesos de compostaje son también susceptibles de ser utilizados en los de vermicompostaje, aunque algunos de ellos necesitan un pretratamiento para ser aceptado como alimento por las lombrices. Dentro del grupo de pretratamientos se pueden considerar: el lavado previo, precompostaje, maceración y mezclado. Por lo general, la mezcla de varios

residuos es vermicompostada más rápidamente que de forma individual. Ello se debe, sobre todo a la humedad de algunos de ellos, que requiere su mezcla con otros más sólidos, con objeto de favorecer su manejo en las literas y mantener las condiciones anaerobias de ellos. Entre otros, los estiércoles de vaca, cerdo y caballo, los residuos urbanos y los residuos generados por las industrias papeleras son especialmente adecuados para los sistemas de vermicompostaje (Edwards y Neuhaser, 1988; Lee, 1985; Elvira, 1994; Elvira et al., 1995a).

### TEMPERATURA, HUMEDAD Y pH

Los sistemas de vermicompostaje deben llevarse a cabo a temperaturas comprendidas entre los 10 y 35 C. Temperaturas inferiores a 10 C ralentizan el crecimiento y reproducción de las lombrices; mientras que temperaturas superiores a 35 C, aunque el período de tiempo sea corto, tiende a matarlas (Edwards et al., 1985; Edwards, 1995). *Eisenia andrei* y *Eisenia foetida* suelen desarrollarse óptimamente a temperaturas comprendidas entre 20 y 29 °C (Kaplan et al., 1980).

Las especies de lombrices involucradas en los procesos de compostaje suelen tolerar contenidos de humedad en los sustratos entre 50 y 90%. Su desarrollo y reproducción, así como la transformación del residuo, se encuentra optimizado cuando la humedad del sustrato se mantiene entre 80 y 90% (Edwards et al., 1985; Rivero, 1993; Elvira, 1994).

El pH de los residuos debe encontrarse comprendido entre 5 y 9, aunque *E. andrei* y *E. foetida* prefieren pH cercanos a la neutralidad (Rivero, 1993; Lee, 1985).

### OTROS FACTORES

Otros factores a considerar durante el proceso de vermicompostaje, son el contenido de sales y amonio en los residuos, que a niveles elevados pueden inhibir el crecimiento y reproductividad de las lombrices. Contenidos de sales superiores al 0,5% (o conductividad del extracto de saturación superior a 7 dSm<sup>-1</sup>) y niveles de amonio superiores a 0,5 mg g<sup>-1</sup> de sustrato suelen ser letales para la mayoría de las especies de lombrices que pueden ser utilizadas

en estos procesos (Lee, 1985; Edwards et al., 1985; Elvira, 1994; Edwards, 1995).

#### III.4.7. VERMICOMPOST. DEFINICIÓN

El vermicompost se define, a semejanza del compost, como el producto resultante del proceso de vermicompostaje, constituido por una materia orgánica parcialmente humificada, con contenidos variables de nutrientes asimilables y sustancias fitoreguladoras del crecimiento.

La legislación española no contempla estos materiales en productos fertilizantes y afines, (BOE, 1991). Por ello, los contenidos máximos y mínimos de principios activos y elementos pesados exigidos a los compost, pueden ser utilizados para los vermicompost.

#### III.4.8. VERMICOMPOSTAJE Y VERMICOMPOST DE LODOS RESIDUALES

Los lodos de depuración y los lodos tratados pueden ser utilizados, solos o mezclados con otros residuos orgánicos, como sustratos de procesos de vermicompostaje. Los productos obtenidos reciben la denominación de lodos vermicompostados, vermicompost de lodos residuales, vermicompost de lodos de depuración, vermicompost de lodos digeridos, etc.

La importancia que presentan estos subproductos urbanos para ser utilizados en los sistemas de vermicompostaje ha motivado el interés por ellos, tanto desde el punto de vista científico y técnico, como del comercial. Los aspectos científicos que han suscitado una mayor atención son, entre otros, los siguientes: a) viabilidad, desarrollo y reproductividad de diferentes especies de lombrices crecidas sobre estos materiales (Hartenstein et al., 1979; Mitchell et al., 1982; Neuhauser et al., 1980; Hall, 1985; Elvira, 1994); b) evaluación del proceso de vermicompostaje y optimización de los factores que lo afectan (Kaplan, 1978; Kaplan et al., 1980; Dresser y McKee, 1980; Loehr et al., 1985a,b; Elvira et al., 1995b); c) influencia de algunos componentes presentes en los lodos sobre el desarrollo del proceso y sobre la calidad de las lombrices y vermicompost obtenidos (Hartenstein et al., 1980; Malecky et al., 1982; Linares et al., 1985; Hall et al., 1987; Chan y Griffiths, 1988; Elvira et

al.. 1995b).

El conocimiento adquirido sobre estas cuestiones ha permitido obtener una serie de conclusiones, que habrá que tener en cuenta si los lodos son utilizados en estos sistemas. De forma sucinta, se consideran las siguientes:

- a) Los lodos de depuración líquidos no pueden ser utilizados individualmente en los sistemas de vermicompostaje. Únicamente serán utilizados como acondicionantes de otros residuos orgánicos, con objeto de aumentar la humedad y la riqueza en nitrógeno de los sustratos.
- b) Las lombrices no pueden subsistir sobre lodos digeridos anaeróbicamente. Por tal motivo, si estos materiales son utilizados, necesitan previamente de una aireación prolongada.
- c) Si los lodos son mezclados con las fracciones orgánicas de las basuras urbanas, la inoculación con lombrices tendrá lugar cuando se haya superado la fase termófila de la fermentación de estas mezclas. En este caso, el vermicompostaje debe considerarse como una tecnología complementaria del proceso de compostaje.
- d) Algunos lodos tratados presentan concentraciones elevadas de sales y amonio que pueden resultar letales para las lombrices. En estos casos, se aconseja la mezcla de los lodos con otros residuos orgánicos carbonáceos.
- e) La presencia de metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos en los lodos puede afectar a la supervivencia de las lombrices. Los metales pesados tienden a acumularse en los tejidos de la lombriz, incluso a niveles tóxicos, que haría inviable su utilización como alimento animal.
- f) El proceso de vermicompostaje, debido a las pérdidas de materia orgánica por mineralización, tiende a aumentar la concentración de metales pesados en los productos finales (lodos vermicompostados), lo que podría limitar su uso en agricultura.

A semejanza de los lodos compostados, la composición química de los lodos vermicompostados varía dependiendo, fundamentalmente, del tipo de lodo utilizado y de su mezcla o no con otros residuos (Saéciragic et al., 1990).

La tabla III.4 recoge la composición de algunos lodos vermicompostados encontrados en la bibliografía consultada.

#### III.4.9. MADUREZ DE LOS COMPOST Y VERMICOMPOST DE LODOS DE DEPURACIÓN

La madurez de los compost y vermicompost obtenidos a partir de los residuos orgánicos, incluyendo los lodos de depuración, se define como el grado de estabilidad de estos materiales en función de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (He et al., 1992). Ello implica que estos materiales deben contener: una materia orgánica estable, parcialmente humificada, con mínimos contenidos de compuestos fitotóxicos, productos químicos alelopáticos, ausencia de organismos patógenos, con objeto de que su aplicación en agricultura no ocasione efectos adversos sobre el suelo y la planta ni produzca impactos negativos sobre los agroecosistemas (Nogales y Gallardo, 1986; Senesi, 1989; Mathur et al., 1993). Entre otros, los efectos negativos que puede ocasionar el abonado con compost y vermicompost inmaduros son los siguientes: a) inmovilización del N asimilable del suelo, que provocará deficiencias de este nutriente en la planta (Duggan, 1973); b) disminución del O<sub>2</sub> del suelo, creándose condiciones reductoras en el medio edáfico (Ahrens y Farkasdy, 1969), que podrían aumentar la asimilabilidad para la planta de algunos metales pesados (Cottenie, 1981); c) liberación de sustancias fitotóxicas desde los compost y vermicompost inmaduros (Chanyasak et al., 1983a,b), que podrían afectar negativamente al desarrollo de los cultivos.

Actualmente, existen un gran número de criterios o métodos, algunos de muy fácil ejecución, destinados a medir la madurez, tanto de los compost y vermicompost obtenidos a partir de residuos orgánicos de diverso origen. Estos métodos pueden ser clasificados, en función de la naturaleza del parámetro que determinan, en cinco grupos: a) métodos de observación; b) métodos químicos; c) métodos bioquímicos; d) métodos biológicos y e) otros métodos (Imbar, 1990; Nogales et al., 1995a). Algunos de ellos son recogidos en la tabla III.5, que especifica las condiciones de madurez que debe cumplir el material y la referencia bibliográfica del criterio de madurez.

**Tabla III.5.** Algunos criterios para la determinación del grado de madurez de los composts y vermicompost de lodos residuales y otros materiales orgánicos.

<b>Criterio</b>	<b>Condiciones de madurez</b>	<b>Autores</b>
<b>Métodos de observación</b>		
Olor	Olor a tierra húmeda	Stickelberger, 1976
Temperatura	Estable después de volteo	Chanyasak et al., 1980
Color	Oscuro-negro. Y 11-13	Sugahara et al., 1979
<b>Métodos fisico-químicos y químicos</b>		
pH	>7	Jann et al., 1959
CIC	>60 meq/100g	Harada e Inoko, 1980
CIC/COT	>3.2	Roig et al., 1988
DQO	<700 mg/100g	Lossin, 1971
M.orgánica/N	<50	AFNOR 1974
C/N fase sólida	<20	Varios
C/N extractos	5-6	Hirai et al., 1983
C azúcares reductores/C	<35%	Inoko et al., 1979
C hidrosoluble	<0.5%	García et al., 1991
C hidrosoluble/N	<0.2	García et al., 1991
Carbohidratos solubles	<0.1%	García et al., 1991
Amonio	<0.04%	Spohn, 1978
IH=NH/AH+AF	<1	Sequi et al., 1986
<b>Métodos bioquímicos</b>		
ATP		Lehtokari et al., 1983
Fosfatasa		Godden, 1986
Amidasa		Frankerberger, 1985
Ureasa		Bonmati et al., 1985
Proteasa		Hattori, 1988
<b>Métodos biológicos</b>		
Germinación	>50% <i>Lepidium sativum</i>	Zucconi et al., 1981b
Crecimiento	Maiz, guisante	Juste et al., 1980
<b>Otros métodos</b>		
Cromatográficos	Centro oscuro intenso	Hartelendy, 1974
Colorimétricos	D. óptica	Morel, 1982

CIC: Capacidad intercambiadora catiónica, COT: Carbono orgánico total, DQO: Demanda química de oxígeno, IH: Índice de humificación, NH: Fracción no humificada, AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fúlvicos

### III.5. ASPECTOS POSITIVOS DEL USO AGRÍCOLA DE LOS LODOS RESIDUALES

Los lodos residuales pueden ser considerados como sustancias fertilizantes, entendiendo fertilizantes a aquellas sustancias que añadidas al suelo son capaces de actuar en sentido positivo sobre la fertilidad del medio edáfico (Bonciareli, 1978). Preciado ello, estos materiales se considerarían a su vez como: a) enmiendas orgánicas, ya que pueden modificar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; b) correctores orgánicos, especialmente los lodos estabilizados con cal y los lodos compostados, pues pueden mejorar el pH del suelo y c) abonos orgánicos, ya que contienen elementos esenciales para la planta, con potencialidad para cederlos al cultivo.

#### III. 5.1. EFFECTOS SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO

La materia orgánica de los lodos residuales, parcialmente humificada y estabilizada a través de los procesos de digestión aerobia, anaerobia y con cal, y/o compostaje y vermicompostaje, tiende a aumentar la tasa de agregación de las partículas finas del suelo, mejorando su estabilidad estructural (Pagliai et al., 1981; Furrer y Stanffer, 1983; Díaz-Burgos, 1990). Este efecto observado tanto en experimentos de incubación como de campo, era más patente, cuando estos subproductos urbanos se adicionaban a dosis elevadas (Borchet, 1983), estabilizados con cal (Morel y Guckert, 1983) o compostados previamente con otros materiales orgánicos, como las fracciones orgánicas presentes en las basuras urbanas (Gallardo-Lara y Nogales, 1987).

El aumento de la estabilidad de los agregados del suelo y la baja densidad de la materia orgánica presente en los lodos provocan a su vez, un aumento de la porosidad paramétrica del suelo (Guidi et al, 1983; Pagliai et al, 1981), lo que favorecerá la penetración del agua y la permeabilidad del aire en este medio, estimulándose el desarrollo de los microorganismos y el crecimiento radicular de las plantas. Asimismo, el carácter coloidal de la materia orgánica de estos subproductos urbanos y su capacidad para acumular agua (Vigerust, 1983), mejoran el balance hídrico del suelo, aumentando su capacidad de retención de agua y el contenido de agua útil (Spotswood y Raymer, 1973;



Díaz-Burgos, 1990).

### III.5. 2. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DEL SUELO.

La aplicación de lodos digeridos aeróbica o anaeróbicamente al suelo, tienden a disminuir el pH del mismo, debido a la producción de ácidos orgánicos y a los procesos de mineralización durante la descomposición de estos subproductos urbanos en el medio edáfico (Epstein et al, 1976; Robertson et al, 1982). Sin embargo, el aporte de lodos estabilizados con cal, tiende a aumentar el pH de los suelos ácidos (Guidi et al, 1983). Asimismo, la adición de lodos compostados, especialmente si estos se encuentran mezclados con basuras urbanas, también aumenta el pH de los suelos ácidos (He et al, 1992), hecho atribuible a la presencia de iones  $\text{Ca}^{++}$  y sales básicas en estos materiales compostados, lo que le confiere a ello un marcado carácter tampón (Nogales et al, 1995b).

Los lodos residuales contienen sales a concentraciones relativamente elevadas. Su aplicación al suelo, especialmente a dosis elevadas, puede aumentar el contenido de sales de este medio (Guidi et al., 1983; Salem et al., 1987; Díaz-Burgos, 1990), lo que tendría un efecto adverso sobre la germinación y el crecimiento de la mayoría de los cultivos, especialmente si la conductividad del extracto de saturación del suelo alcanza niveles de  $4\text{dSm}^{-1}$  (Maas, 1984). Sin embargo, y aunque el riesgo de salinización del suelo puede ser particularmente acusado en zonas áridas y semiáridas, la mejora de las propiedades físicas del suelo provocada por el aporte de los lodos residuales, facilitará, tras un período de lluvias, el lavado de estas sales desde las capas superficiales a los niveles inferiores del medio edáfico (Mallouhi, 1982).

El abonado con lodos residuales aumenta, por lo general, la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Morel, 1977; Linares et al., 1985). Los aumentos observados vienen condicionados, fundamentalmente, por la dosis y tipo de lodo adicionado, estabilidad de la materia orgánica contenida en los lodos, textura y CIC inicial del suelo (Harada e Inoko, 1975). Los lodos compostados, generalmente con una CIC, superior a la de los lodos digeridos, son los que producen los mayores parámetros del suelo (Piccolo et al, 1992).

### III. 5.3. EFEECTO SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA Y ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO.

Los lodos residuales presentan contenidos muy variables de materia orgánica, entre un 20 y 80% sobre sustancia seca, aunque los valores más frecuentes se encuentran comprendidos entre 30 y 60%. La materia orgánica de estos materiales está constituida fundamentalmente por celulosas y hemicelulosas, cuyos niveles varían dependiendo del tipo de tratamiento a que hayan sido sometidos los lodos de depuración (Genevini et al., 1986). Por lo general, los lodos residuales contienen menos celulosa y hemicelulosa que los estiércoles, con un contenido en ligninas superior (Chaussod, 1981; Hills, 1979).

Los lodos residuales son productos parcialmente humificados (entre un 5 y un 25% de su materia orgánica es extraída con soluciones alcalinas) y con contenidos variables de ácidos húmicos y ácidos fúlvicos, dependiendo del tipo de tratamiento de estabilización a que hayan sido sometidos los lodos de depuración y del tipo de extractante utilizado (Nogales et al., 1995b). En relación a esta cuestión, hay que indicar que las mismas técnicas de extracción, fraccionamiento y caracterización de las sustancias húmicas presentes en los suelos son utilizados para el estudio de las fracciones húmicas contenidas en los lodos residuales, así como en otros materiales eminentemente orgánicos (He et al., 1992).

Para algunos investigadores, las sustancias húmicas presentes en los lodos residuales no pueden considerarse como sustancias húmicas en sentido estricto o en sentido edafológico, ya que se diferencian apreciablemente de las existentes en suelos, aunque presentan propiedades similares (capacidad para interaccionar con iones metálicos, poder tampón y fuente potencial de nutrientes) (Díaz-Burgos, 1990; He et al., 1992; Senesi, 1989). Por tal motivo, en algunos estudios se denominan sustancias semejantes o parecidas a las húmicas (humic-like substances), constituidos por ácidos semejantes a los húmicos y fúlvicos (humic-like acid and fulvic-like acid) y huminas (humine-like fractions). No obstante, la mayoría de los investigadores mantienen la misma terminología utilizada para los suelos, aunque cualitativamente existan diferencias apreciables (De Nobili et al, 1985; Sposito et al, 1978; García et al, 1991; Piotrowski et al, 1984; Bannerjee, 1979). Así, y entre otras

diferencias, los ácidos húmicos de los lodos digeridos y compostados suelen ser más ricos en C, H, N y S que los ácidos húmicos de los suelos, presentando en cambio, niveles inferiores de oxígeno, acidez total y grupos -COOH y fenólicos, con relaciones atómicas C/H y C/N también más bajas (Riffaldi et al., 1983; Stevenson, 1982; Senesi, 1989; Boyd et al., 1989).

La aplicación de los lodos residuales al suelo aumenta el contenido total de materia orgánica del mismo, aumento que dependerá de la dosis aplicada, el tipo de lodo, la forma y frecuencia de aplicación y las características del suelo (Koskela, 1985; Guidi et al., 1983; Hue et al., 1988; Díaz-Burgos, 1990).

La dinámica de la materia orgánica de los lodos residuales en el suelo sigue unas pautas similares a las observadas para otros residuos orgánicos; encontrándose sujeta a diferentes factores tales como: cantidad y calidad de la materia orgánica contenida en estos materiales, nivel de materia orgánica original del suelo, temperatura, humedad, pH, aireación del suelo y tipo de cultivo desarrollado (Alexander, 1980; Levi-Minzi et al., 1990). Así, una parte importante de la materia orgánica adicionada al suelo tenderá a mineralizarse, descomponiéndose en productos más sencillos. Otra se incorporará al suelo, evolucionando a formas más resistentes a la degradación, incrementando y modificando las sustancias húmicas innatas del medio edáfico.

La tasa de mineralización en el suelo de la materia orgánica contenida en estos subproductos es muy variable (entre un 2 y un 60% al año), dependiendo fundamentalmente del tipo de lodo adicionado, del grado de estabilización de la materia orgánica contenida en él y de las características del suelo (Morel, 1977; Agbin et al., 1977; Mitchell et al., 1978; Genevini et al., 1986). Respecto al efecto de estos materiales sobre el contenido y formas de las sustancias húmicas del suelo, los resultados obtenidos, todavía bastante escasos, no son concluyentes, aunque por lo general se ha observado un aumento de estas sustancias, especialmente de ácidos húmicos. Estos suelen presentar una composición elemental y características electroforéticas intermedias entre los observados en los ácidos húmicos del suelo nativo y los del lodo adicionado (Boyd et al., 1986; Senesi, 1989).

Intimamente ligado al aumento de la materia orgánica del suelo, el abonado con lodos residuales tiende a aumentar la población total de microorganismos del suelo, así como el número y distribución de sus diferentes grupos funcionales (Stadelmann y Furrer, 1983; Rutili et al., 1987), correspondiendo los mayores aumentos a los microorganismos involucrados rizosféricos (Pera et al., 1983). Además de ello, la actividad enzimática del suelo se verá afectada, habiéndose observado, tanto aumentos de algunas actividades enzimáticas como descensos de otras (Tomati et al., 1983; Perucci, 1992; Brendecke et al., 1993; Díaz-Marcote et al., 1993).

En todo caso, el conocimiento sobre estas cuestiones todavía es escaso, y, en algún caso, los resultados obtenidos han tenido un carácter contradictorio. Estas contradicciones vienen condicionadas por varios factores: a) tipo de experimento, b) tipo y características del suelo, c) dosis de lodo aplicada, d) tipo de lodo utilizado y e) madurez de la materia orgánica contenida en los lodos (Tomati et al., 1983; Nogales et al., 1995b).

#### III.5.4. EFECTO SOBRE EL NITRÓGENO DEL SUELO Y LA PLANTA.

El nitrógeno total contenido en los lodos residuales presentan valores que varían entre 0.2 y 20% sobre materia seca, aunque los niveles más frecuentes se encuentran comprendidos entre 3 y 4%. Las fracciones más elevadas corresponden al N-orgánico (entre un 30 y un 90% del N total) y al N-amoniaco (entre un 5 y un 70%) con niveles muy bajos de N-nítrico (por lo general entre 100 y 150 mgN-NO<sub>3</sub> kg<sup>-1</sup>) (Hall, 1983; Genevini et al., 1986). Las cantidades de cada una de estas fracciones se encuentran condicionadas, fundamentalmente, por el tipo de estabilización a que haya sido sometido el lodo de depuración, correspondiendo los mayores niveles de N-orgánico a los lodos de depuración, lodos mezclados y compostados, y los mayores valores de N-amoniaco a los lodos líquidos digeridos anaeróbicamente; nitrógeno amoniaco que tiende a volatilizarse acusadamente (entre un 30 y un 90%) durante el secado de los lodos (Kardos et al., 1977; Williams y Hall, 1985).

El abonado con lodos residuales, independientemente del tipo utilizado, suele aumentar los niveles de N del suelo, lo que repercute favorablemente en la nutrición nitrogenada del cultivo (Linden et al., 1983; Clapp et al., 1986). Cuando un lodo residual se adiciona al suelo, las formas de nitrógeno

presentes en él se verán sometidas a una serie de procesos físicos y microbiológicos: mineralización, amonificación, nitrificación, inmovilización, volatilización y desnitrificación, que también son comunes a otros residuos orgánicos.

La velocidad de mineralización del N contenido en los lodos es muy variable, dependiendo fundamentalmente de las características del lodo y de la temperatura, humedad y condiciones aerobias del suelo a donde se aplique. En relación al lodo, los principales factores que regulan el grado de mineralización del N son, entre otros, los siguientes: a) relación C/N del lodo: la velocidad de mineralización es mayor si se adicionan lodos con una relación inferior a 10 (Genevini et al., 1986); b) tipo de lodo: el grado de mineralización es mayor cuando se adicionan lodos digeridos aeróbicamente o lodos compostados al suelo, que cuando se aplican lodos digeridos anaeróbicamente (Chromee y Magdoff, 1977; Serna y Pomares, 1992); c) dosis de lodo aplicada: la eficacia de la mineralización del N del lodo disminuye con el aumento de la dosis (Kelling et al., 1977; Shever y Steffens, 1990); d) período de tiempo desde la aplicación del lodo: la velocidad de mineralización del N-orgánico del lodo disminuye a medida que el lodo se descompone en el suelo (Keeny et al., 1975; Chang et al., 1982).

Respecto al proceso de volatilización, pérdidas de N como amonio suelen ser habituales cuando se adicionan lodos líquidos digeridos anaeróbicamente a la superficie del suelo (Smith y Peterson, 1982; Clapp et al., 1986); llegando éstas a alcanzar hasta un 60-70% del N contenido en los lodos, particularmente cuando estos lodos se adicionan a suelos alcalinos de zonas áridas y semiáridas (Beachamp et al., 1978).

Aunque, globalmente, el abonado con lodos residuales puede suponer un ahorro importante de fertilización mineral nitrogenada, el empleo de lodos con elevados contenidos de nitrógeno o la aplicación de grandes dosis de estos materiales al suelo puede afectar negativamente al desarrollo del cultivo, retardando su madurez y provocando cosechas de baja calidad (Bouwer y Chaney, 1974). Además de ello, y si se mantienen las condiciones aerobias del suelo, se produciría un aumento excesivo de los nitratos en el medio edáfico, los cuales pueden contaminar, por arrastre, las aguas superficiales; y si el suelo es arenoso, descender por el perfil contaminando los acuíferos

subterráneos (Duncomb et al., 1982; Smith et al., 1992). Con objeto de evitar estos problemas, se han postulado una serie de técnicas de uso eficiente de estos materiales, entre los que se pueden citar los siguientes: a) favorecer el proceso de desnitrificación del suelo, generalmente mediante la aplicación conjunta al suelo de residuos orgánicos carbonáceos (Agbim et al., 1977; Artiola y Pepper, 1992); b) compostar los lodos residuales con otros materiales orgánicos (Epstein et al., 1978); c) aplicaciones intermitentes de lodos residuales líquidos con períodos secos entre ellos (Bouwer et al., 1974).

### III.5.5. EFEECTO SOBRE EL FÓSFORO DEL SUELO Y LA PLANTA.

El contenido de fósforo total de los lodos residuales varía entre niveles traza y valores tan altos como 8,1-8,5% sobre materia seca (Kirkham, 1982). La variabilidad observada en la bibliografía depende del tipo de tratamiento de estabilización a que haya sido sometido el lodo; evidenciándose los mayores niveles de P en los lodos digeridos biológicamente (Kirkham, 1982). Dentro de éstos, los lodos digeridos anaeróbicamente suelen presentar niveles de P superiores a de los lodos digeridos aeróbicamente (Sommers, 1977). El fósforo contenido en estos productos se encuentra, mayoritariamente, en forma inorgánica, aunque en algunos de ellos, la fracción orgánica puede llegar a representar el 40% del P total del lodo (Sommers et al., 1976; Cosgrove, 1973).

La aplicación de lodos residuales, independientemente del tipo utilizado, tiende a aumentar apreciablemente los niveles del P total y disponible del suelo (Zhang et al., 1990; Palazzo, 1983; Brendecke et al., 1993). A nivel de planta la absorción de P depende, fundamentalmente, de las características del lodo adicionado, del tiempo necesario para la liberación del elemento ligado a la materia orgánica, de la incidencia de los fenómenos de inmovilización de este elemento en el suelo y de la interferencia que pueden ocasionar otros elementos presentes en el lodo sobre la absorción de P por la planta (Genevini et al., 1986). En general, el aporte de estos subproductos urbanos suele aumentar los niveles de P en planta (Hinesly et al., 1973; Furrer y Gupta, 1985; Hernandez, 1994); habiéndose constatado una mayor eficacia por los lodos líquidos que por los sólidos (Morel, 1978), sin diferencias apreciables entre los lodos digeridos por una vía biológica o química (Suntheim y Matzel, 1990).

Pese a los aumentos del P disponible del suelo y del P de la planta, la mayor parte del P contenido en los lodos, al igual que ocurre con otros fertilizantes fosforados, tiende a quedar fijado o inmovilizado en el suelo, a través de procesos de adsorción o de precipitación; procesos que en gran medida se encuentran condicionados por el pH del medio edáfico (Stevenson, 1985). Estos procesos ralentizarán al máximo el lixiviado de los fosfatos a través del suelo, evitando la entrada de ellos en las aguas subterráneas. Por tal motivo, el aporte de dosis masivas de lodos no suele ocasionar problemas de contaminación por P de los acuíferos subterráneos (Furrer, 1981; Kelling et al., 1977). Sin embargo, estos aportes masivos, que aumentan acusadamente los niveles de P en la capa superficial del suelo (Williams y Coker, 1981; Furrer y Gupta, 1985), pueden ocasionar aumentos de este elemento en las aguas superficiales continentales, a través de procesos de erosión y de escorrentía superficial (Latterell et al., 1982; Clapp et al., 1986).

### III.5.6. EFECTO SOBRE OTROS MACRONUTRIENTES DEL SUELO Y LA PLANTA.

Los lodos residuales presentan valores bajos de potasio, por lo general inferiores al 1% (Linden et al., 1983), siendo estos niveles escasamente influenciados por el tratamiento de estabilización a que hayan sido sometidos los lodos de depuración (Genevini et al., 1986). Este elemento suele encontrarse en los lodos ligado a sales, lo que implica para la planta una forma de fácil asimilabilidad. Sin embargo, los lodos residuales no son capaces de satisfacer los requerimientos potásicos de la mayoría de los cultivos, por lo que, generalmente, es necesario realizar una fertilización mineral potásica adicional, particularmente si estos materiales orgánicos son aplicados a suelos deficientes en potasio (Linden et al., 1983; Genevini et al., 1986; Diaz-Burgos, 1990).

La mayoría de los lodos residuales presentan niveles de calcio comprendidos entre 0,2 y 5% y de magnesio entre 0,01 y 1% sobre materia seca. Las excepciones corresponden a los lodos estabilizados con cal, que pueden llegar a presentar niveles de calcio de hasta el 27%. En estos casos, dichos materiales pueden ser utilizados como enmiendas cálcicas de suelos ácidos (Ministère de l'Environnement de France, 1982). Por lo general, y con la excepción de los lodos cálcicos, el aporte de estos materiales orgánicos no

suelen ocasionar efectos adversos sobre la nutrición cálcica y magnésica de la planta, considerándose que su aplicación suele satisfacer las necesidades por estos nutrientes de la mayoría de los cultivos (Genevini et al., 1980, 86; Linden et al., 1983).

### III.5.7. EFEECTO SOBRE LOS MICRONUTRIENTES DEL SUELO Y LA PLANTA.

Se entiende por micronutrientes, aquellos elementos necesarios en menor proporción que resultan ser esenciales para el crecimiento y desarrollo de animales y plantas. Para las plantas, Fe, B, Cu, Mn, Cl, Mo y Zn son esenciales, V y Co son necesarios para la fijación del N atmosférico en leguminosas, Se es esencial para *E. coli*. En animales: Cu, Ca, Zn, Mn, Se, Cr, V, Sn, Ni, F, As y Mo son esenciales (Adriano, 1986).

El contenido y formas de estos elementos en los lodos residuales varía enormemente, dependiendo fundamentalmente, de la composición inicial del agua residual, de la mezcla de las aguas domésticas con las procedentes de las pequeñas industrias situadas en los núcleos de población, del tipo de tratamiento de estabilización de los lodos, de la mezcla de estos con otros residuos orgánicos durante los procesos de compostaje, etc. (Sommers, 1977; Spiegel et al., 1985; Adriano, 1986; Macnicol y Beckett, 1989).

En general, el abonado con lodos residuales tiende a aumentar los niveles de micronutrientes, particularmente Zn, Cu y Fe, en el suelo y en la planta, aumentos que vendrán condicionados por los contenidos de estos elementos en el lodo, el tipo de dosis de aplicación del lodo, las características y propiedades del suelo (pH, CIC, materia orgánica, condiciones redox, etc.), tipo de cultivo y condiciones ambientales (Spotswood y Rayner, 1973; Logan y Chaney, 1983a; Stevenson, 1985; Adriano, 1986). En relación a estas cuestiones, hay que señalar que existe una amplia información bibliográfica, en la que ha quedado patente los aumentos anteriormente mencionados, tanto en ensayos de incubación, invernadero y campo (Chaney et al., 1980; Robertson et al., 1982; McClaslin y O'Connors, 1982; Petrurrelli, 1989; Frezquez et al., 1990; Tadesse et al., 1991). Debido a la capacidad que poseen los lodos para suministrar micronutrientes al sistema suelo-planta, Chaney y Giornado (1977) consideran a estos subproductos como correctores de suelos deficientes



en micronutrientes. Sin embargo, el aporte masivo de lodos al suelo o la presencia de micronutrientes y otros metales pesados en ellos a concentraciones elevadas, puede tener un efecto desfavorable sobre el suelo y la planta, constituyendo un foco de contaminación por metales pesados de los sistemas agrícolas (Backer et al., 1979; Williams, 1980; Adriano, 1986; Jackson y Alloway, 1991). Este aspecto que ha suscitado el interés por un gran número de investigadores y que ha obligado al establecimiento de normativas que regulen el uso de los lodos de depuración en agricultura, será desarrollado específicamente en el apartado III.6.1 de la presente introducción.

### III.5 .8. EFECTO SOBRE LOS RENDIMIENTOS DE COSECHA.

La respuesta de la cosecha de los cultivos al abonado con lodos residuales depende de diferentes factores, en muchos casos interdependientes entre sí: dosis y tipo de lodo aplicado, características del suelo, tipo de cultivo y condiciones ambientales. Por lo general, la aplicación de estos materiales tiende a aumentar apreciablemente, los rendimientos de cosecha. Este hecho ha sido, reiteradamente observado en diferentes estudios, tanto a nivel de campo e invernadero, y utilizando diferentes cultivos (cerealísticos, forrajeros, hortícolas, frutales y forestales) (Cunnighan et al., 1975; Hinesly et al., 1973; Genevini et al., 1982; Cole et al., 1983; Guidi y Hall, 1984; Hue et al., 1988; Frezquez et al., 1990; Tadesse et al., 1991).

También se han apreciado respuestas negativas de cosecha, que en general, están motivadas por la aplicación al suelo de lodos escasamente digeridos, los cuales suelen inhibir la germinación, el crecimiento y desarrollo de la planta durante las primeras etapas del crecimiento (Wollan et al., 1978; Sabey y Hart, 1975); o por la adición de lodos con elevados contenidos en sales y metales pesados (Bates et al., 1975; Street et al., 1978; Wong et al., 1983; Levi-Minzi y Petruzzelli, 1983; Juste y Solda, 1985).

### III.6. RIESGOS ASOCIADOS AL USO AGRÍCOLA DE LOS LODOS RESIDUALES.

#### III.6.1. METALES PESADOS.

Se entienden por metales pesados a aquellos elementos traza que presentan una densidad superior a  $5 \text{ gcm}^{-3}$ . Algunos de ellos, fundamentalmente Fe, Mn, Cu y Zn son esenciales, para las plantas y animales; mientras que otros (Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Pb,) resultan muy tóxicos para estos sistemas biológicos (Adriano, 1986). La presencia de estos últimos, a concentraciones elevadas en los lodos residuales, o la aplicación intensa de estos materiales puede tener consecuencias muy desfavorables sobre los sistema agrarios, que se pueden resumir en los siguientes hechos: a) contaminando la capa superficial de los suelos de cultivo; b) induciendo fitotoxidades en la planta; c) entrando en la cadena trófica y provocando toxicidades en animales y seres humanos; d) contaminando por migración, a través del perfil del suelo, las aguas subterráneas; e) contaminando por escorrentía y erosión, las aguas superficiales terrestres (Nogales et al, 1995c; Adriano, 1986; Genevini et al, 1986).

Los peligros de contaminación por metales pesados asociados al uso de los lodos residuales ha motivado que desde hace unos 30 años se le haya dedicado una especial atención científica al conocimiento de las causas y los factores que posibilitan la transferencia de estos elementos desde los lodos al suelo y la planta, así como al estado y formas en que ellos se encuentran en estos medios. De forma resumida, los estudios realizados pueden agruparse de la siguiente manera:

#### RÉSPECTO A LOS LODOS RESIDUALES

Los estudios se han enfocado a determinar el contenido total de metales pesados en estos materiales, su variabilidad y las formas en las que se encuentran estos elementos residuales, en función del tipo de agua residual, sistema de depuración y tipo de tratamiento de estabilización del lodo (Walter, 1994; Adriano, 1986).

Las principales formas que presentan los metales en los lodos son: solubles, intercambiables, precipitados, coprecipitados en óxidos metálicos, y adsorbidos o acomplejados con compuestos orgánicos (Lester et al, 1983; Lake et al, 1984). Estas formas presentan diferentes movilidades y bioasimilabilidad y, por tanto, también presentan diferente potencialidad para contaminar suelo y planta (Petrurrelli, 1989). En relación a esta cuestión, se han desarrollado un gran número de técnicas que permiten estimar el contenido de cada una de estas formas en los lodos (Lake et al, 1984; Beckett, 1989). Estas técnicas se llevan a cabo mediante el fraccionamiento físico de estos materiales (Krauss et al, 1987; MacNicol y Beckett, 1989) o mediante el fraccionamiento químico, en base a la disolución de estos elementos por diferentes extractantes químicos. Actualmente, existen un gran número de métodos, tanto de extracción simple como de extracción secuencial, que permiten obtener rápidamente las formas asimilables por las plantas (formas solubles e intercambiables), las potencialmente asimilables (formas extraídas con agentes quelantes como DTPA, AB-DTPA, EDTA) y las formas difícilmente asimilables (precipitados con óxido, carbonatos, etc.) (Stover et al, 1976; Bloomfield y Pruden, 1975; Emmerich et al, 1982; Gould y Genetelli, 1978; Beckett, 1989; Lake et al, 1984; Petrurrelli, 1989).

### RESPECTO AL SUELO

Los estudios se han dirigido a evaluar el efecto del aporte de los lodos residuales sobre el contenido total de metales pesados en el suelo, así como sobre las diferentes formas en que ellos pueden presentarse en este medio (Lake et al, 1984; Beckett, 1989). Al igual que para el caso de los lodos residuales, se han desarrollado un gran número de técnicas que permiten la extracción, fraccionamiento y cuantificación de las diferentes formas de los metales pesados en los suelos enmendados con lodos residuales (Sposito et al, 1982; Silviera y Sommers, 1977). Además de ello se intenta establecer un método de extracción universal que permita correlacionar significativamente los niveles de metales pesados extraídos del suelo (metales pesados asimilables) con los de la planta, con objeto de predecir las posibles toxicidades en el cultivo en base a los valores cuantificados en el medio edáfico (Barbarick y Workman, 1987; Ding y Logan, 1992). Por último, hay que señalar que un gran número de estudios se han enfocado a determinar como las características y propiedades del suelo, fundamentalmente pH, CIC, materia orgánica,

contenido y tipo de arcillas, potencial redox y óxidos de Fe, Al y Mn, afectan al equilibrio químico de los metales pesados introducidos en el suelo a través de los lodos, la movilidad de ellos y sus asimilabilidades por las plantas (Adriano, 1986; Genevini et al, 1986; Fuller, 1977; Okamoto et al, 1990); así como, la influencia que estos factores ejercen sobre la extractabilidad de estos elementos por los diferentes métodos en uso (Bloomfield y Prudes, 1975; He et al, 1992).

### RESPECTO A LA PLANTA

Los estudios efectuados sobre metales pesados se han dirigido a determinar en diferentes especies vegetales, el grado de absorción; su transporte; su acumulación en los diferentes órganos, con especial énfasis en la acumulación en las partes comestibles del cultivo; las diferencias, a nivel de absorción, translocación y acumulación entre variedades de un mismo cultivo; la sensibilidad de la planta al exceso de metales pesados; la interacción en la planta, de estos elementos con otros esenciales, a nivel fisiológico, bioquímico y molecular; el efecto de las prácticas agrícolas y las condiciones climáticas sobre la captación de estos elementos por los cultivos (Adriano, 1986; Logan y Chaney, 1983b; Genevini et al, 1986; Shkolnik, 1984).

### III.6.2. MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS.

La presencia de compuestos orgánicos contaminantes o microcontaminantes orgánicos en los lodos residuales, así como su posible transferencia desde estos materiales al suelo y la planta, constituye uno de los aspectos menos estudiados en lo relativo a los efectos que ocasiona el uso agrícola de estos subproductos urbanos. Ello se debe, fundamentalmente, a que las técnicas analíticas de detección y cuantificación de estos contaminantes son muy laboriosas y, por lo general, costosas (Crathorne et al, 1989; Stark y Hall, 1992), no estando todavía disponibles en muchos laboratorios y centros de investigación. La tabla III.6 recoge las principales familias de microcontaminantes orgánicos detectados en lodos residuales.

La concentración de estos compuestos en los lodos residuales es muy variable, y al igual que ocurre con los metales pesados, depende de las características del agua residual, de su mezcla con aguas residuales, del

**Tabla III.6.** Principales familias de microcontaminantes orgánicos presentes en los lodos residuales (Tarradellas et al., 1985; Leschber, 1989)

**Halogenados aromáticos**

Bifenilos policlorados (PCB)  
Terfenilos policlorados (PCT)  
Naftalenos policlorados (PCN)  
Policlorobencenos  
Bifenilos polibromados (PBB)

**Aminas aromáticas y nitrosoaminas**

**Halogenados aromáticos conteniendo oxígeno**

Fenoles  
Clorofenoles  
Difenilesteres policlorados  
Dibenzofuranos policlorados (PCDF)  
Dibenzodioxinas policloradas (PCDD)

**Hidrocarburos poliaromáticos y heteroaromáticos**

Hidrocarburos aromáticos polinucleares (PAH)

**Halogenados alifáticos**

**Hidrocarburos alifáticos y aromáticos**

**Esteres ftalatos**

**Pesticidas**

Lindano  
Dieldrin  
Compuestos organofosforados

tipo de tratamiento a que es sometido el lodo de depuración, de su compostaje o no con otros residuos orgánicos, e incluso para un mismo tipo de lodo digerido se observan cambios estacionales y anuales (Ruiz Beria et al., 1989; Drescher-Kaden et al., 1992; McIntyre y Lester, 1984). Aunque, y salvo excepciones puntuales, se considera que los niveles detectados de microcontaminantes orgánicos no deben entrañar un riesgo de contaminación, el abonado con los mismos tiende a aumentar los contenidos de algunos de ellos, fundamentalmente PCBs, en la capa superficial del suelo (Gelbert et al., 1992; Witte, 1989; Kampe y Leschber, 1989). Sin embargo, estos contaminantes en el suelo son sometidos a diferentes procesos, como adsorción (Ryan et al., 1988), volatilización (Webber y Goodin, 1992), fotooxidación (Overcash, 1983), degradación (Holt y Bernstein, 1992) y lavado a capas profundas del suelo (Wild et al., 1992), que alteran acusadamente su toxicidad y estructura, limitando su asimilación por la planta. Además, la planta tiende a acumularlos en las raíces (Wild y Jones, 1992; Diercksens y Tarradellos, 1983; Iwata, 1974), con lo que las concentraciones de ellos en la parte aérea constituye solo una pequeña fracción respecto a las concentraciones detectadas en el suelo (Harms y Sauerbeck, 1983; Wild et al., 1990).

### III.6.3. MICROORGANISMOS PATÓGENOS.

La presencia de organismos patógenos en los lodos residuales, constituye un importante factor de riesgo, debido a que estos patógenos pueden, mediante el uso agrícola de estos residuos, ser transmitidos al suelo y planta, pasando más tarde al humano y animal, donde puede ocasionar enfermedades infecciosas bien conocidas (Mora y Cairneross, 1990; Shural et al., 1986). La tabla III.7 recoge los principales microorganismos patógenos detectados en lodos de depuración, así como las enfermedades que ellos ocasionan.

Los contenidos de microorganismos patógenos en los lodos residuales varía acusadamente, dependiendo del tipo de agua residual urbana, pero aún más del tipo de tratamiento a que haya sido sometido el lodo de depuración (Fradkin et al., 1989; Gerba, 1983). En este sentido, algunos tratamientos, como los de pasteurización y térmicos reducen acusadamente los contenidos de ellos (Vismora, 1981), mientras que otros, como el compostaje y la digestión aerobia, lo hacen de forma muy notable (De Bertoldi et al., 1985; Strauch y De

**Tabla III.7.** Principales organismos patógenos presentes en los lodos residuales y enfermedades que desarrollan en seres humanos y animales (Genevini et al., 1986)

<b>Grupo</b>	<b>Genero</b>	<b>Enfermedad</b>
<b>Bacterias</b>	<i>Salmonella</i>	Tifus, paratifus
	<i>Shigella</i>	Disenteria bacteriana
	<i>Vibrio</i>	Cólera, paracólera
	<i>Escherichia</i>	Enteritis
	<i>Clostridium</i>	Gangrena, tétano, botulismo
	<i>Leptospira</i>	Leptopirosis
	<i>Mycobacterium</i>	Tuberculosis
<b>Virus</b>	<i>Poliovirus</i>	Poliomelitis
	<i>Coxsackievirus A</i>	Dolores musculares
	<i>Coxsackievirus B</i>	Meningitis
	<i>Ecovirus</i>	Hepatitis, diarreas
	<i>Adenovirus</i>	Conjuntivitis, fiebre
	<i>Rotavirus</i>	Gastroenteritis infantil
	<i>Reovirus</i>	Hepatitis, gripe
	<i>Hepatitis virus A</i>	Hepatitis crónica
<b>Protozoos</b>	<i>Entamoeba</i>	Disentería
	<i>Giardia</i>	Amebiasis
	<i>Taxoplasma</i>	Taxoplasmosis
<b>Nematodos</b>	<i>Ascaris</i>	Ascariosis
	<i>Necator</i>	Anquilostomiasis
	<i>Enterobius</i>	Enterobiasis
	<i>Toxocara</i>	Miasis

Bertoldi, 1985). Además de ello, la posible entrada, en el animal y ser humano, de estos agentes patógenos depende de otros factores, que en gran medida, condicionan su capacidad de infección. Entre otros, se pueden señalar los siguientes: a) período de supervivencia del agente patógeno en suelo y planta, que depende del tipo de microorganismo patógeno, de las características del suelo (pH, contenido de materia orgánica y capacidad de retención del agua) y tipo de cultivo que se desarrolla (Faechem et al., 1983; Strauus, 1985; Menzies, 1977); c) existencia o no de huéspedes intermedios, en parásitos que precisen de éstos para completar su ciclo (Blum y Faechem, 1985); d) modo y frecuencia de aplicación de los lodos residuales (Water Research Centre, 1984); e) naturaleza de la exposición del huésped animal o humano al suelo y cultivo contaminado (Mara y Cairncross, 1990); b) condiciones climáticas (Faechem et al., 1983).

#### III.6.4. NORMATIVAS QUE REGULAN EL USO AGRÍCOLA DE LOS LODOS RESIDUALES.

Los riesgos de contaminación por metales pesados y microcontaminantes orgánicos del suelo y planta asociados al abonado con lodos residuales y los riesgos sanitarios que pudiesen acontecer, debido a la presencia de microorganismos patógenos en estos residuos, ha motivado, que desde inicio de la década de los 70, se hayan establecido una serie de normativas y legislaciones que intentan regular la utilización agrícola de estos subproductos urbanos, con objeto de evitar los problemas anteriormente señalados. Estas normativas, inicialmente propuestas por científicos y grupos de estudios, fueron incorporadas por los gobiernos y agencias de medio ambiente de diferentes estados en su legislación. Además de ello, estas normativas han ido evolucionando en función del conocimiento adquirido sobre estas cuestiones medioambientales, de tal forma que algunos de los niveles máximos permitidos y límites establecidos de aplicación durante los años 1970, han sido modificados posteriormente (Webber et al., 1984; Tjell, 1985; USEPA, 1993).

La mayor parte de estas normativas únicamente hacen referencia a los metales pesados (Hucker, 1981; Genevini et al., 1986; Standish, 1981; Webber et al., 1984; Logan y Chaney, 1983b; Keeney et al., 1975), y para ello, se han basado en los siguientes supuestos: a) que la concentración de metales pesados



en los lodos aplicados al suelo no deben exceder unos determinados límites; b) que las cantidades de metales pesados introducidos en el suelo no deben exceder unos límites definidos; c) que los metales pesados causan menos problemas si ellos son adicionados al suelo en pequeñas cantidades durante un largo período que si son aplicados a grandes dosis y de una sóla vez, y d) que la concentración de metales pesados en el suelo no debe exceder un determinado valor. Un menor número de normativas han establecido los contenidos máximos de microorganismos patógenos en lodos residuales (Consiglio Federale Svizzero, 1981; Departament of the Environment, 1977; USEPA, 1989, 93). Por último, todavía existen muy pocas normativas que propongan los niveles máximos de microcontaminantes orgánicos en lodos, en algún caso sólo se señalan los límites máximos permitidos de PCBs (USEPA, 1993); encontrándose todavía ellos en fase de estudio (Sanerbeck y Lescher, 1990).

Ante el gran número de normativas existentes a nivel mundial, merecen una especial atención la normativa española que transpone una directiva de la Unión Europea, de uso obligado en todo el estado español, y las normativas de Estados Unidos y Canadá, normativas utilizadas profusamente en países de América y Asia. Un extracto de los mismos se recoge a continuación.

### NORMATIVA ESPAÑOLA

A partir de la Directiva Europea 86/278 CEE , el estado español establece un marco legal que define las pautas de utilización de los lodos de depuradora en agricultura. La normativa fué promulgada el 29 de Octubre de 1990, mediante el Real Decreto 1310/1990 (BOE num 262 del 1 de Noviembre de 1990, BOE, 1990). La Orden ministerial de 26 de Octubre de 1993 (BOE num 265 del 5 de Noviembre de 1993) amplía el número de parámetros a analizar en los lodos y define una ficha de explotación agrícola de lodos tratados. Algunos aspectos de estas normativas ya han sido especificados en apartados anteriores (III.3.1, III.3.3 Y III.4.3) recogiendo a continuación otros aspectos de ellas, relacionados con los metales pesados, que regulan el uso agrícola de los lodos de depuración en el sector agrario:

- 1) Los suelos sobre los que podrán aplicarse los lodos tratados deberán de presentar una concentración de metales pesados inferior a la establecida en

la tabla III.8.

2) Los lodos tratados a utilizar en los suelos no excederán en cuanto al contenido en metales pesados, de los valores expresados en la tabla III.9.

3) Las cantidades máximas de lodos que podrán aportarse al suelo por hectárea y año serán las que, de acuerdo con el contenido en metales pesados de los suelos y lodos a aplicar, no rebasen los valores límites de incorporación de los metales pesados establecidos en la tabla III.8.

4) Los parámetros que habrán de analizarse en el suelo y lodos incluye pH y contenido de Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg y Cr mediante ataque con ácido fuerte y análisis mediante espectrofotometría de absorción atómica. Además, en los lodos será necesario realizar los siguientes análisis (O.M. 26 de Octubre de 1993): materia seca, materia orgánica total, relación C/N, nitrógeno total, fósforo ( $P_2O_5$ ) total, potasio ( $K_2O$ ) total, calcio (CaO) total, magnesio (MgO) total e hierro.

5) El uso agrícola de los lodos tratados queda prohibido en los siguientes casos:

a) Aplicar lodos tratados en praderas, pastizales y demás aprovechamientos a utilizar en pastoreo directo por el ganado, con una antelación menor de tres semanas respecto a la fecha de comienzo del citado aprovechamiento directo.

b) Aplicar lodos tratados en cultivos hortícolas y frutícolas durante su ciclo vegetativo, con la excepción de los cultivos de árboles frutales, o en un plazo menor de diez meses antes de su recolección y durante la recolección misma, cuando se trate de cultivos hortícolas o frutícolas cuyos órganos o partes vegetativas a comercializar y consumir en fresco estén normalmente en contacto directo con el suelo.

Si los lodos tratados son compostados, sólo o mezclados con otros residuos orgánicos, resulta conveniente aplicar las especificaciones que sobre los límites máximos admitidos en compost que aparecen recogidos en la Orden del 14 de Junio de 1991 sobre productos fertilizantes y afines (BOE num 146 del 19 de Junio de 1991). Estos límites también serían aplicados para el caso de los vermicompost (Tabla III.10).

**NORMATIVA ESPAÑOLA. LODOS (RD 1310/1990, BOE, 1990)**

**Tabla III.8.** Valores límites de concentración de metales pesados en los suelos y cantidades máximas de metales pesados aplicables anualmente al suelo

	suelos con pH<7 mg kg <sup>-1</sup>	suelos con pH>7 mg kg <sup>-1</sup>	Aplicación anual kg Ha <sup>-1</sup>
<b>Cadmio</b>	1	3	0.15
<b>Cobre</b>	50	210	12
<b>Niquel</b>	30	112	3
<b>Plomo</b>	50	300	15
<b>Zinc</b>	150	450	30
<b>Mercurio</b>	1	1.5	0.10
<b>Cromo</b>	100	150	3

**Tabla III.9.** Valores límites de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria

	suelos con pH<7 mg kg <sup>-1</sup>	suelos con pH>7 mg kg <sup>-1</sup>
<b>Cadmio</b>	20	40
<b>Cobre</b>	1000	1750
<b>Niquel</b>	300	400
<b>Plomo</b>	750	1200
<b>Zinc</b>	2500	4000
<b>Mercurio</b>	16	25
<b>Cromo</b>	1000	1500

**NORMATIVA ESPAÑOLA. COMPOST (O.M. 14, Junio, 1991, BOE, 1991)**

**Tabla III.10.** Valores límites de concentración de metales pesados en compost.

	<u>mg kg<sup>-1</sup></u>
<b>Cadmio</b>	40
<b>Cobre</b>	1750
<b>Niquel</b>	400
<b>Plomo</b>	1200
<b>Zinc</b>	4000
<b>Mercurio</b>	25
<b>Cromo</b>	750

**NORMATIVA DE ESTADOS UNIDOS (Logan y Chaney, 1983)**

**Tabla III.11** Cantidades máximas de metales pesados (kg Ha<sup>-1</sup>) que pueden, a través del aporte de lodos residuales, ser adicionados al suelo.

	Capacidad de Intercambio Catiónico (meq/100g) del suelo		
	<5	5-15	>15
<b>Cadmio</b>	5	10	20
<b>Cobre</b>	125	250	500
<b>Niquel</b>	125	250	500
<b>Plomo</b>	500	1000	2000
<b>Zinc</b>	250	500	1000

## NORMATIVA DE ESTADOS UNIDOS

En Estados Unidos se han desarrollado desde 1974 un gran número de normativas que regulan el uso agrícola de los lodos residuales. La mayoría de ellas han tenido un carácter local, aplicables a un estado federado. A nivel de todo el ámbito del país, hay que destacar la normativa establecida por un Comité de investigación en 1976, y posteriormente modificada en lo relativo a los niveles de níquel (Logan y Chaney, 1983) y las más recientes establecidas por la Agencia de Medioambiente de este país (USEPA, 1989, 93).

La normativa recogida por Logan y Chaney (1983) presenta un carácter más edafológico, y se basa en las máximas cantidades de metales pesados que pueden, a través del aporte de los lodos residuales, adicionarse a los suelos, especificando que estos suelos deben tener un  $\text{pH} > 6.5$  y diferenciándolos en tres categorías en función de su capacidad de intercambio catiónico (Tabla III.11).

Las normativas de la USEPA (1989, 93) establecen dos niveles de calidad de los lodos - calidad normal y alta calidad - en función de su contenido en metales pesados, especificando, además, las cantidades máximas de metales pesados que podrán ser introducidos anualmente en suelos con  $\text{pH} > 6.5$  (Tabla III.12). También esta normativa establece dos niveles de calidad de los lodos - Clase A o B - en función del contenido de microorganismos patógenos (Tabla III.13), señalando los tratamientos que deben seguir los lodos con objeto de reducir el contenido de estos agentes patógenos en ellos (Tabla III.14). Además de ellos, la normativa de Estados Unidos señala el contenido máximo de PCBs permitidos en lodos residuales que no debe sobrepasar los  $50 \text{ mg kg}^{-1}$ .

La normativa de Estados Unidos, a diferencia de la española, que no la contempla, define las siguientes zonas de seguridad, que deben respetarse para la aplicación de los lodos:

a) La aplicación de lodos se efectuará a una distancia superior a 100 m de zonas habitadas.

**NORMATIVA DE ESTADOS UNIDOS (USEPA, 1989,93)**

**Tabla III.12.** Valores límites de concentración de metales pesados en función de la calidad de los lodos y cantidades máximas de metales pesados aplicables anualmente al suelo

	Calidad normal mgkg <sup>-1</sup>	Alta calidad mg kg <sup>-1</sup>	Aplicación kg Ha <sup>-1</sup> año
<b>Cadmio</b>	85	39	1.9
<b>Cobre</b>	4300	1500	75
<b>Niquel</b>	420	420	21
<b>Plomo</b>	840	300	15
<b>Zinc</b>	7500	2800	140
<b>Mercurio</b>	57	17	0.85
<b>Cromo</b>	3000	1200	150

**Tabla III.13.** Clasificación de los lodos en función de su contenido en microorganismos patógenos

	Clase A	Clase B
<b>Coliformes fecales NMP g<sup>-1</sup> ST</b>	<1000	<2 10 <sup>6</sup>
<b>Salmonella NMP 4g<sup>-1</sup> ST</b>	<3	-
<b>Virus entéricos PFU g<sup>-1</sup> ST</b>	<1	-
<b>Huevos de helmintos n<sup>o</sup> 4g<sup>-1</sup> ST</b>	<1	-

**Tabla III.14.** Procesos y operaciones recomendados por la normativa USEPA (1989, 93) para reducir el contenido de patógenos en lodos residuales

Procesos	Condiciones
<i>A) Reducción significativa del número de patógenos</i>	
- Digestión aerobia	40-60 días a 15-20°C
- Secado al aire	3 meses (> 2 meses a T>0°C)
- Digestión anaerobia	15 días a 35-55°C y 60 días a 20°C
- Compostaje	> 5 días a T >40°C (4 horas a T>55°C)
<i>B) Reducción intensa del número de patógenos</i>	
-Compostaje en reactores	3 días a T >55°C
-Compostaje en pilas	>15 días a T >55°C
-Tratamiento térmico	30 minutos a T>180°C
-Digestión aerobia	10 días a 55-60°C
-Radiación $\beta$	>1 Mrad
-Radiación $\Gamma$	>1 Mrad
-Pasteurización	> 30 minutos a T >70°C

**NORMATIVA DE CANADA (Standish, 1981; OMAF/OMOE 1981; Alberta Environmental, 1982)**

**Tabla III.15.** Valores límites de concentración de metales pesados en lodos y cantidades máximas de metales pesados aplicables anualmente al suelo. \* No definidas

	Lcdo mg kg <sup>-1</sup>	Aplicación Kg Ha <sup>-1</sup> año	
		Ontario	Alberta
<b>Cadmio</b>	20	0.8	4
<b>Cobre</b>	1500	100	200
<b>Niquel</b>	180	12	36
<b>Plomo</b>	500	50	100
<b>Zinc</b>	1850	150	370
<b>Mercurio</b>	5	0.2	1
<b>Cromo</b>	1200	50	210
<b>Molibdeno</b>	20	*	*
<b>Cobalto</b>	150	*	*
<b>Arsénico</b>	75	*	*
<b>Selenio</b>	14	*	*

b) Las aguas superficiales deberán estar situadas a más de 30 m y la profundidad de los acuíferos subterráneos deberá ser superior a 1.30 m.

c) Las fuentes de captación de agua potable se encontrarán a una distancia superior de 100 m.

Por último, esta normativa prohíbe la utilización de lodos en pastizales dos meses antes de la entrada de ganado vacuno en estas zonas.

### NORMATIVA DE CANADÁ

Las limitaciones para el uso agrícola de lodos residuales que fija la normativa canadiense aparecen recogidas en la publicación de Standish (1981), con algunas modificaciones, que la complementan, propuestas por los estados de Alberta (Alberta Environmental, 1982) y Ontario (OMAF/OMOE; 1981). Estas normativas establecen concentraciones máximas de metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr, Mo, Co, As y Se) permitidas en lodos residuales y cantidades máximas de algunos de estos elementos que pueden ser introducidas anualmente en suelos con  $\text{pH} > 6.5$  (Tabla III.15). Estas normativas también recomiendan el establecimiento de zonas de seguridad para la aplicación de estos residuos, prohibiendo su uso en algunos casos. Como zonas de seguridad se establecen las siguientes:

a) La zona de aplicación de lodos debe encontrarse a una distancia superior a 450 m de núcleos de población y a 90 m de viviendas ocupadas.

b) La profundidad mínima de los acuíferos subterráneos será de 2 m para el caso de Ontario y de 1.5 m para el caso de Alberta.

c) Las fuentes de captación de agua potable se encontrarán a una distancia superior de 90 m.

Por último, esta normativa prohíbe la utilización de lodos en pastizales dos meses antes de la entrada de ganado vacuno y caballar en estas zonas, seis meses antes de la entrada de cerdos y dos semanas para otros animales. Además se desaconseja su utilización para jardines.



**POTENCIAL FERTILIZANTE Y CONTAMINANTE  
DEL LODO RESIDUAL DE ORGIVA, NATURAL O  
CONTAMINADO CON Cd, Ni O Pb.**

IV. MATERIAL Y METODOS

V. RESULTADOS Y DISCUSION

---

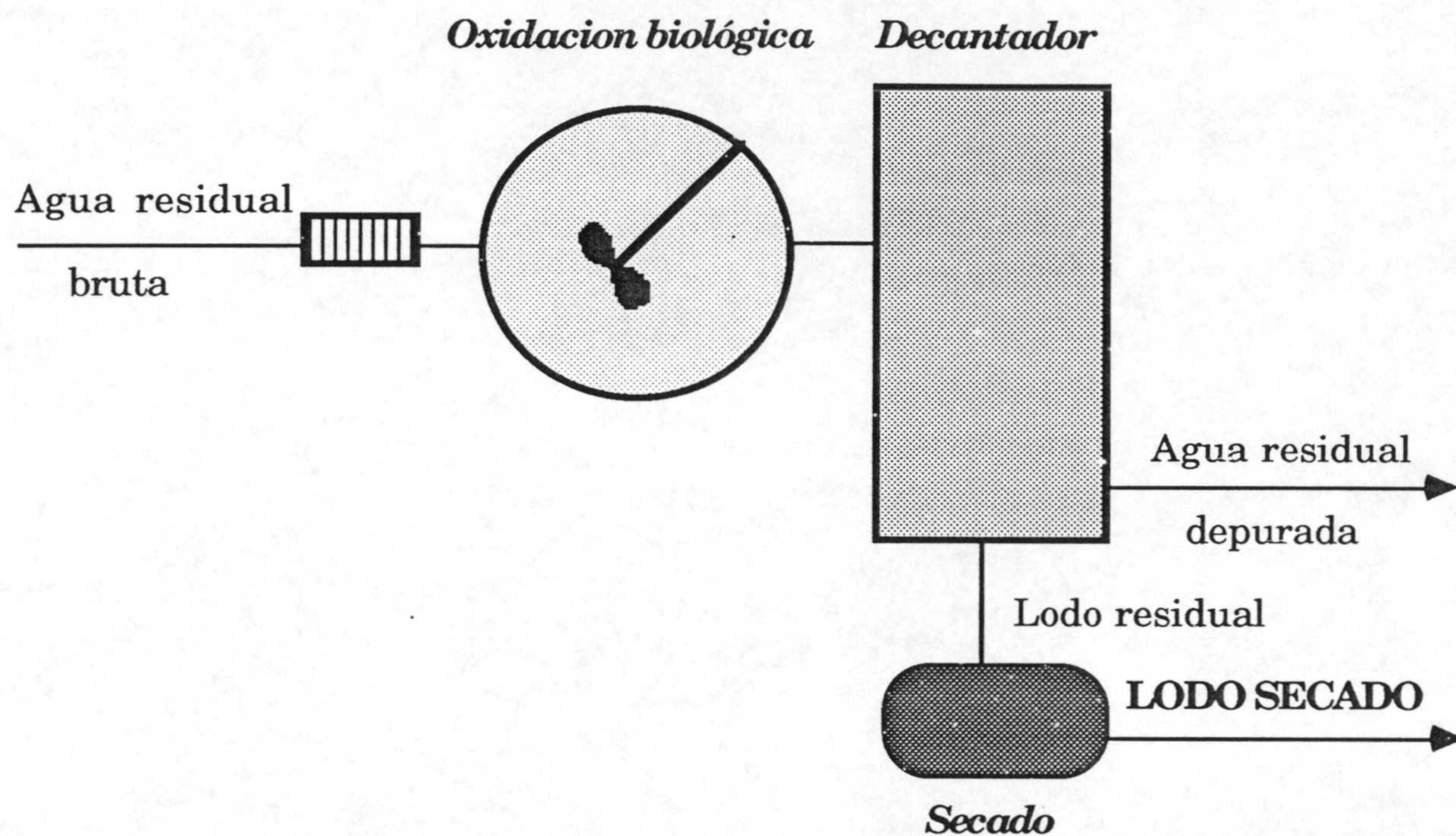
## IV. MATERIAL Y METODOS

1. Materiales: Suelo y lodo residual de Orgiva
  2. Tratamientos efectuados
  3. Experimento de incubación
    - 3.1. Desarrollo experimental
    - 3.2. Análisis efectuados
  4. Experimento de invernadero
    - 4.1. Preparación de las macetas
    - 4.2. Siembra y cultivo
    - 4.3. Recolección
    - 4.4. Analisis efectuados
  5. Métodos utilizados para el análisis del suelo y lodo residual
    - 5.1. Análisis granulométrico
    - 5.2. Estabilidad de los agregados
    - 5.3. Capacidad de retención de agua
    - 5.4. pH
    - 5.5. Conductividad eléctrica
    - 5.6. Capacidad de intercambio catiónico del suelo
    - 5.7. Carbono orgánico total
    - 5.8. Nitrógeno kjeldahl total
    - 5.9. Fósforo asimilable del suelo
    - 5.10. Metales pesados totales
    - 5.11 Metales pesados potencialmente asimilables
    - 5.12. Metales pesados hidrosolubles
    - 5.13. Determinación del carbono orgánico total
    - 5.14 Fraccionamiento de la materia orgánica
  6. Métodos utilizados para el análisis de planta
    - 6.1. Determinación química del N, P y K en muestras vegetales
    - 6.2 Determinación química del Fe, Mn Cu, Zn, Cd, Ni y Pb en muestras vegetales
-

#### **IV.1. MATERIALES: SUELO Y LODO RESIDUAL DE ORGIVA**

El suelo utilizado en los experimentos de incubación e invernadero fue la capa arable (0-25 cm) de un Cambisol eútrico localizado en las cercanías de la ciudad de Orgiva (Granada). La descripción del suelo, según FAO (1989), y el análisis químico y textural del mismo, se recoge en el apartado V.1.1. y tabla V.1.

El lodo residual de Orgiva (Granada) provenía de la estación depuradora de aguas residuales existente en dicha localidad. Dicha estación, modelo ACM-8, fue construida por la empresa Codagua S.A., en 1975, con una capacidad para el tratamiento del agua residual generada por un núcleo de población de 5000 habitantes que incorporarían  $280 \text{ kg dia}^{-1}$  de DBO. El funcionamiento de la planta es muy simple (Figura IV.1) constando, inicialmente, de unas rejillas donde se lleva a cabo la separación de los materiales gruesos contenidos en las aguas residuales brutas. Posteriormente, estas aguas son sometidas a una oxidación biológica por medio de una turbina que asegura la transferencia de  $\text{O}_2$  con un tiempo de retención del agua de 24 horas. Tras este proceso, el agua tratada biológicamente y mezclada con el lodo, es conducida a un decantador rectangular estático donde se realiza la separación del agua residual depurada y del lodo orgánico que decantaría. Periódicamente, el lodo orgánico es retirado y colocado sobre unas eras donde se lleva a cabo su secado. El lodo secado, que presentaba una escasa humedad (<20%) y era fácilmente deleznable, es molido y tamizado (<2 mm) siendo el lodo residual que se utilizó en los experimentos de incubación e invernadero. El análisis de este material aparece recogido en las tablas V.2 .



**Figura IV.1.** Esquema del funcionamiento de la estación de depuración de aguas residuales de Orgiva (Granada).

**Tabla IV.1.** Tratamientos efectuados para el experimento de incubación e invernadero, utilizando lodo residual de Orgiva.

**SO:** Suelo de Orgiva

**LO:** Suelo + Lodo residual de Orgiva

**LO-Cd:** Suelo + Lodo contaminado con cadmio

**LO-Ni:** Suelo + Lodo contaminado con níquel

**LO-Pb:** Suelo + Lodo contaminado con plomo

## IV.2. TRATAMIENTOS EFECTUADOS

Los tratamientos efectuados, comunes a ambos experimentos de incubación e invernadero, se exponen en la tabla IV.1. Cada tratamiento se realizó por triplicado.

El lodo residual, natural o contaminado artificialmente, se adicionó al suelo a una dosis equivalente a  $200 \text{ Tm ha}^{-1}$ . La contaminación artificial del lodo residual se efectuó mediante el aporte a este material y su posterior incubación con él durante 1 mes a capacidad de campo, independientemente, de Cd como  $\text{Cl}_2\text{Cd} \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ , Ni como  $\text{Cl}_2\text{Ni} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  y Pb como  $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}(\text{OH})_2$ . La dosis aplicadas fueron respectivamente  $200 \text{ mg Cd kg}^{-1}$  lodo,  $5000 \text{ mg Ni kg}^{-1}$  lodo y  $20000 \text{ mg Pb kg}^{-1}$  lodo, de manera que la adición de  $200 \text{ Tm ha}^{-1}$  de lodo al suelo diera lugar a un aporte de cada uno de estos metales al suelo equivalente a  $40 \text{ kg Cd ha}^{-1}$ ,  $1000 \text{ kg Ni ha}^{-1}$  y  $4000 \text{ kg Pb ha}^{-1}$ ; cantidades aportadas que son cuatro veces superiores a las máximas permitidas para cada uno de ellos, de acuerdo a Logan y Chaney (1983) (Tabla III.11), para suelos de  $\text{pH} > 6.5$  y capacidad de intercambio catiónico entre 5 y 15 meq/100g.

## IV. 3. EXPERIMENTO DE INCUBACION

### IV.3.1. DESARROLLO EXPERIMENTAL

El experimento de incubación se efectuó utilizando recipientes de vidrio de 200 ml de capacidad. En cada uno de ellos se depositó 100 g de suelo tamizado ( $< 2 \text{ mm}$ ), sólo o mezclado con 8 g de lodo residual de Orgiva, natural o contaminado artificialmente con cadmio, níquel o plomo. A cada uno de los recipientes se le adicionó una fertilización constituida por 280, 180 y 280  $\text{kg ha}^{-1}$  de N,  $\text{P}_2\text{O}_5$  y  $\text{K}_2\text{O}$  respectivamente. La humedad de incubación correspondió al 80% de la capacidad de campo del suelo, que se ajustó mediante el aporte de agua destilada. Posteriormente, todos los recipientes se cubrieron con Parafilm "M", permitiendo así el intercambio gaseoso sin pérdidas de humedad (Dubey, 1969).

La incubación de las diferentes muestras de cada uno de los tratamientos ensayados se llevó a cabo en una cámara cerrada a 28° C, con temperatura regulada con termostato, efectuándose la mayoría de las determinaciones a tiempo inicial (0 días) y a los 75 días del inicio de experimento, por lo que de acuerdo con el número de tratamientos y repeticiones hubo necesidad de preparar inicialmente 30 recipientes. A cada uno de los intervalos programados, la muestra de suelo fue retirada de cada recipiente, secada al aire y guardada herméticamente en bolsa de plástico.

#### IV.3.2. ANALISIS EFECTUADOS

A tiempo inicial y final se efectuaron los siguientes análisis del suelo:

Metales pesados totales (Método IV.5.10)

Metales pesados potencialmente asimilables (Método IV.5.11)

Metales pesados hidrosolubles (Método IV.5.12)

Carbono orgánico total (Método IV.5.13)

Fraccionamiento de la materia orgánica (Método IV.5.14)

Asimismo y a tiempo final se realizaron los siguientes análisis del suelo:

Agregados estables (Método IV.5.2)

Capacidad de retención del agua (Método IV.5.3)

pH (Método IV.5.4)

### **IV.4. EXPERIMENTO DE INVERNADERO**

#### IV.4.1. PREPARACION DE LAS MACETAS

El experimento de invernadero se realizó utilizando macetas troncocónicas de PVC de 0.5 L de capacidad, que tenían un drenaje y un dispositivo para recoger las pérdidas de agua por percolación. En cada uno de ellas se depositó 400 g de suelo tamizado (< 5 mm), sólo o mezclado con 32 g de lodo residual de Orgiva, natural o contaminado artificialmente con Cd, Ni

o Pb. A cada una de las macetas se le adicionó una fertilización basal constituida por 140, 180 y 280 kg ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O respectivamente. Asimismo, a los 25 y 50 días después de la siembra, se volvió a aplicar 70 kg ha<sup>-1</sup> de nitrógeno.

#### IV.4.2. SIEMBRA Y CULTIVO

Se utilizó como cultivo indicador Trigo (*Triticum aestivum* L. var. Mesa). La siembra se realizó a razón de 20 semillas por maceta, que se depositaron en la capa superficial del suelo de cada una de ellas. A los 7 días de la emergencia se raleó, dejando cinco plántulas por maceta.

El cultivo se llevó a cabo en cámara de crecimiento bajo condiciones controladas de temperatura y luminosidad. Todas las macetas, colocadas sobre platos de plástico, fueron regadas periódicamente con idénticas cantidades de agua destilada con objeto de que la humedad del suelo correspondiese a su capacidad de campo. Si accidentalmente las macetas percolaban, los líquidos de drenaje eran vertidos en el siguiente riego. Durante el crecimiento de las plantas se hizo necesario instalar estructuras de sostén para evitar el encamado de las plantas.

#### IV.4.3. RECOLECCION

A los 75 días del inicio del experimento, y una vez que el cultivo se había desarrollado completamente hasta la maduración del grano, se llevó a cabo la recolección del material vegetal. Para ello se utilizaron tijeras de acero inoxidable, realizándose el corte a 1 cm del suelo. Una vez cortada la parte aérea de la planta, se determinó su altura y la longitud de la espiga. Posteriormente, la parte aérea fue separada en dos fracciones, una que correspondía a la espiga y la otra, al tallo y hojas. Al mismo tiempo, del suelo de cada maceta se extrajo el material vegetal correspondiente a la raíz. Las muestras vegetales recolectadas (tallos, hojas, espigas y raíces) correspondientes a cada tratamiento y repetición fueron secadas en estufa con corriente de aire forzado a 65° C durante 24 h y, posteriormente, fueron colocadas en desecador. Cada una de las espigas fueron desgranadas, obteniéndose el número de granos y el peso seco de granos. El resto de la espiga fue unido al tallo y hojas obteniéndose el peso seco (resto de espiga +

tallos + hojas) de la paja. Tras ello, la paja, granos y raíces fueron molidas hasta la obtención de un polvo fino y homogéneo. El material vegetal fue conservado herméticamente en bolsas de plástico hasta su posterior análisis.

Asimismo, el suelo correspondiente a cada tratamiento y repetición fue secado al aire, molido y tamizado (< 2 mm), siendo conservado en bolsas de plástico hasta su posterior análisis.

#### IV. 4.4. ANALISIS EFECTUADOS

En relación al suelo, después de la recogida del cultivo:

Agregados estables (Método IV.5.2)

Capacidad de retención del agua (Método IV.5.3)

pH (Método IV.5.4)

Metales pesados totales (Método IV.5.10)

Metales pesados potencialmente asimilables (Método IV.5.11)

Metales pesados hidrosolubles (Método IV.5.12)

Carbono orgánico total (Método IV.5.13)

Fraccionamiento de la materia orgánica (Método IV.5.14)

En relación a la planta:

N, P y K de paja y grano (Método IV.6.1)

Metales pesados totales en paja, grano y raíces (Método IV.6.2)

#### **IV.5. METODOS UTILIZADOS PARA EL ANALISIS DEL SUELO Y LODO RESIDUAL**

##### IV.5.1. ANALISIS GRANULOMETRICO (Guitian Ojea y Carballas, 1976)

El análisis textural del suelo se realizó, una vez destruida su materia orgánica y dispersado con hexametáfosfato sódico, por el método de la pipeta de Robinson.



#### IV.5.2. ESTABILIDAD DE LOS AGREGADOS (Henin et al., 1972)

A 5 g de suelo seco tamizado (< 2 mm) se le añaden 5 ml de benceno, dejando reposar la muestra 5 minutos. Se transfiere a un erlenmeyer de 500 ml añadiendo agua destilada hasta 300 ml. Se tapa el erlenmeyer y se agita por volteo durante 1 minuto. Posteriormente, se hace pasar durante dos minutos a través de un tamiz de 0.2 mm de luz montado en un aparato que imprime un movimiento helicoidal al tamiz sumergido en agua. Después de esta operación de tamizado en húmedo, se recoge la fracción que ha quedado sobre el tamiz y se lleva a estufa a 105° C determinando el peso después de 24 horas.

#### IV.5.3. CAPACIDAD DE RETENCION DE AGUA

Una muestra de 25 g de suelo seco es saturada en agua y sometida a una presión de 1/3 Atm sobre membranas porosas y dentro de una cámara de presión (Richards). Se deja alcanzar el equilibrio (18 horas) y se determina la humedad de la muestra, expresándolo respecto a peso seco a 105° C. La humedad determinada corresponde a la capacidad de campo (CC). Para determinar el punto de marchitamiento (PM) se procede de igual modo, sometiendo la muestra saturada a una presión de 15 Atm. La diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitamiento corresponde a la capacidad de retención del agua

#### IV.5.4. pH (M.A.P.A., 1986)

Medido en extracto acuoso (relación suelo:agua 1:2.5), después de ser sometido a agitación durante 30 minutos, con un pHmetro Beckman mod. SS-2. Para el lodo residual la relación suelo:agua es 1:25.

#### IV.5.5. CONDUCTIVIDAD ELECTRICA (M.A.P.A., 1986).

Medida en extracto de pasta de saturación del suelo o del lodo residual mediante el empleo de un conductivímetro Crison mod. 525. Para el caso del lodo residual, medida en el extracto

IV.5.6. CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIONICO DEL SUELO (M.A.P.A., 1986).

Una muestra de suelo se satura con sodio mediante cuatro lavados sucesivos con acetato sódico 1N (pH 8.2). El exceso de sodio se elimina con etanol y el sodio absorbido se desplaza con acetato amónico 1N (pH 7), midiendo el sodio en esta solución con un fotómetro de llama CORNING mod. 400.

IV.5.7. CARBONATO TOTAL DEL SUELO (M.A.P.A., 1986)

El método se basa en la determinación del  $\text{CO}_2$  que se desprende, en un dispositivo cerrado con presión y temperatura constante, cuando una muestra de suelo es tratada con CIH 1:1.

IV.5.8. NITROGENO KJELDAHL TOTAL (Jackson, 1970).

Se utiliza una variante de técnica Kjeldahl mediante la cual, la muestra de suelo o de lodo residual se digiere con ácido sulfúrico y sustancias que faciliten la transformación del nitrógeno en ión amonio, con destilación de éste en medio alcalino y posterior valoración.

IV.5.9. FOSFORO ASIMILABLE DEL SUELO (Olsen et al., 1954).

Extracción del fósforo asimilable con  $\text{CO}_3\text{HNa}$  0.5M, pH 8.5. Determinación del contenido de P con nitrovanadomolibdico y medida en espectrofotómetro Beckman mod. 25 a 430 nm.,.

IV.5.10. METALES PESADOS TOTALES (A.O.A.C., 1984)

En un erlenmeyer de 50 ml añadir 0.5 g, aproximadamente, de suelo o de lodo residual, 10 ml de  $\text{NO}_3\text{H}-\text{ClO}_4\text{H}$  (2:1). Empapar la muestra. Sobre el erlenmeyer poner un pequeño embudo y calentar en baño de arena, ligeramente al principio, hasta que la espuma cese. Después se calienta a 200-210° C hasta que desaparezcan los vapores nitrosos. Retirar el embudo y seguir calentando hasta que la solución quede transparente y hayan desaparecido los humos blancos de  $\text{ClO}_4\text{H}$ . Una vez frío, se le añade 10 ml del CIH 1:1 y se calienta una hora aproximadamente a 200 C. Enfriar y transferir

a un matraz aforado de 50 ml. Determinación directa de los metales pesados en el mineralizado mediante espectrofotómetro de absorción atómica IL mod. 357. Longitudes de onda: Fe= 248.3 nm, Mn= 279.5 nm, Cu= 324.7 nm, Zn= 213.9 nm, Cd= 228.8 nm, Ni= 232.0 nm y Pb= 217.0 nm.

#### IV.5.11. METALES PESADOS POTENCIALMENTE ASIMILABLES (Lindsay y Norwell, 1978)

Extracción de los metales pesados del suelo (relación suelo: extractante 1:2) con 0.005M DTPA - 0.01M  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  - 0.1M TEA, pH 7.3. Para los lodos residuales, la relación suelo : extractante fue 1:10. Agitación a 120 ciclos/min durante 2 horas. Filtración. Medida de los metales pesados del filtrado en un espectrofotómetro de absorción atómica IL 357.

#### IV.5.12. METALES PESADOS HIDROSOLUBLES

Extracción de los metales pesados del suelo (relación suelo: extractante 1:2) con agua destilada. Para los lodos residuales, la relación suelo : extractante fue 1:20. Agitación durante 4 horas. Centrifugación a 10000 rpm durante 15 minutos. Filtración. Medida de los metales pesados del filtrado en un espectrofotómetro de absorción atómica IL 357.

#### IV.5.13. DETERMINACION DEL CARBONO ORGANICO TOTAL (COT) (M.A.P.A., 1986)

El carbono orgánico del suelo o del lodo residual se oxida con dicromato potásico en presencia de ácido sulfúrico. El exceso de oxidante se valora con sulfato ferroso amónico y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido.

#### IV.5.14. FRACCIÓNAMIENTO DE LA MATERIA ORGANICA

El fraccionamiento de la materia orgánica del suelo y del lodo residual se llevó a cabo según el procedimiento descrito por Sequi et al. (1986). Este método se basa en la separación de los compuestos no fenólicos de la fracción aparentemente humificada, ya que un extracto alcalino de un material

orgánico no está compuesto exclusivamente de compuestos húmicos, sino también por otros tipos de sustancias orgánicas (Hayes y Swift, 1983; Stevenson, 1986). Por ser una técnica rápida y de fácil ejecución, puede ser aplicada a distintos tipos de sustratos orgánicos (De Nobili y Petrusi, 1988; Elvira et al., 1995b) y suelos (Ciavatta y Govi, 1993). Un esquema del método utilizado se recoge en la figura IV.2.

## PROCEDIMIENTO

La extracción de la materia orgánica se realiza con una solución 0.1M  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ -0.1N NaOH bajo atmósfera de nitrógeno. Durante 2 horas se agitan 5 g de lodo residual o 20 g de suelo con 100 ml de extractante. Posteriormente, se centrifuga a 6000 rpm durante 30 minutos y se filtra a través de papel Wathman de tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ . El carbono contenido en el extracto es el carbono extraíble total (CET).

25 ml del extracto son transferidos a un tubo de centrífuga, donde se acidifica a pH <2 con 1 ml de  $\text{SO}_4\text{H}_2$  concentrado. Tras una centrifugación a 4500 rpm durante 15 minutos se separa un precipitado (ácidos húmicos) del sobrenadante. Los ácidos húmicos (AH) se redisuelven con 0.5N NaOH y se transfieren a matraces aforados de 25 ml.

El sobrenadante se somete a fraccionamiento, a través de un polímero orgánico, la polivinilpirrolidona (PVP). Para ello, en la base de una jeringuilla de 10 ml desprovista de émbolo se coloca un filtro circular de fibra de vidrio (47  $\mu\text{m}$ ) reforzado con una pequeña porción de lana de vidrio superpuesta. Esta jeringuilla se sitúa en un extractor de vacío de fase sólida de Supelco rellenándose con 8 ml de PVP, que será acondicionada mediante lavados con 0.01N  $\text{SO}_4\text{H}_2$  y 0.5N NaOH. Una vez acondicionada la columna de PVP se añade el sobrenadante, percolando la fracción no humificada (NH), que es recogida en un matraz aforado de 50 ml, quedando adsorbidos los ácidos fúlvicos (AF) en la PVP (De Nobili et al., 1989). Estos ácidos fúlvicos son desadsorbidos mediante lavados con 0.5N NaOH, siendo recogidos en matraz aforado de 50 ml.

El contenido de carbono de las distintas fracciones obtenidas (CET, AH, AF y NH) se determina mediante oxidación ácida con dicromato y

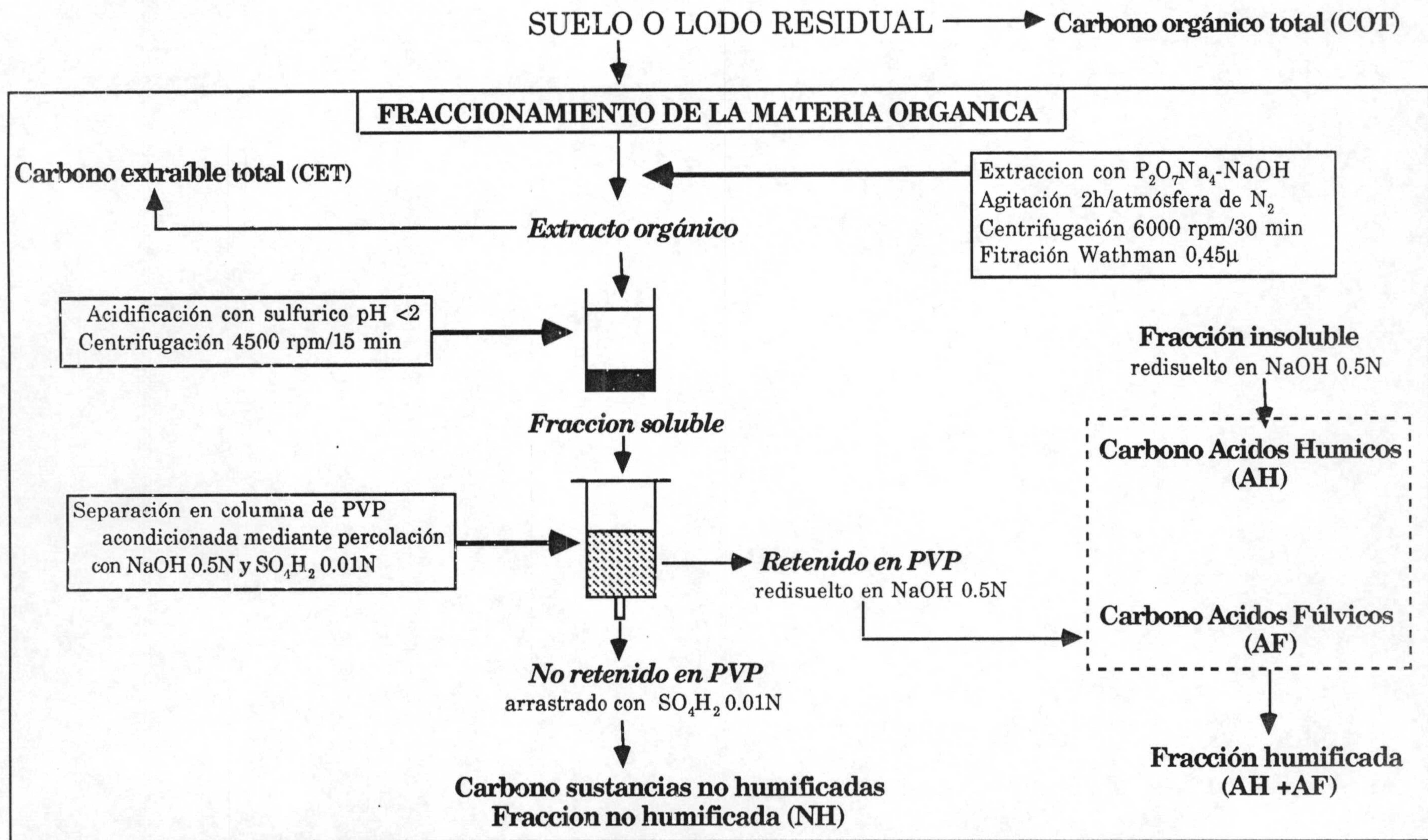


Figura IV.2. Fraccionamiento de la materia orgánica (Sequi et al., 1986)

valoración posterior con sulfato ferroso amónico.

Esta técnica de fraccionamiento de la materia orgánica permite el cálculo de diferentes parámetros de humificación: (1) relación AF/AH, (2): porcentaje de carbono extraíble total,  $\% \text{ CET} = \text{CET}/\text{COT} \times 100$ , (3): índice de humificación,  $\text{IH} = \text{NH}/(\text{AH} + \text{AF})$ , (4): grado de humificación,  $\text{GH} = ([\text{AH} + \text{AF}]/\text{CET}) \times 100$  y (5) tasa de humificación,  $\text{TH} = ([\text{AH} + \text{AF}]/\text{COT}) \times 100$  (Sequi et al., 1986, Ciavatta et al., 1988; Sequi et al., 1991)

#### **IV.6. METODOS UTILIZADOS PARA EL ANALISIS DE LA PLANTA**

##### IV.6.1. DETERMINACION QUIMICA DEL N, P y K EN MUESTRAS VEGETALES

###### IV.6.1.1. MINERALIZACION SULFURICA DE LA MUESTRA VEGETAL (Wolf, 1982).

Se pesan 0.1 g, aproximadamente, de muestra molida y seca. Colocar en erlenmeyer de 50 ml y añadir 2 ml de ácido sulfúrico concentrado, procurando mojar bien toda la muestra. Calentar en placa a 110° C hasta que finalice la emisión de vapores de CO<sub>2</sub> (unas 3 h. aproximadamente). Retirar el erlenmeyer de la placa y dejar enfriar. A continuación, se adiciona agua oxigenada al 30%, exenta de fósforo, poco a poco para evitar proyecciones de la muestra. Una vez que la muestra se torna complementamente incolora, se procede a calentar a 150° C durante unos 15 minutos para eliminar los restos de peróxido que pudiesen quedar. Una vez fría la muestra, se enrasa a volumen de 100 ml.

###### IV.6.1.2. ANALISIS DEL NITROGENO TOTAL EN EL MINERALIZADO (Baethgen y Alley, 1989)

A 1 ml de mineralizado, convenientemente diluido, se adicionan 5.5 ml de solución buffer (0.1M fosfato monosódico, 5% tartrato Na-K, 5.4 % hidróxido sódico, 4 ml de solución de salicilato sódico 15%-nitroprusiato sódico 0.03% y 2 ml de solución de hipoclorito sódico 5.25%. Pasados 15 minutos, se

mide el color formado en un espectofotómetro Beckman mod, 25 a 650 nm.

#### IV.6.1.3. ANALISIS DEL FOSFORO TOTAL EN EL MINERALIZADO (C.I.I., 1969)

1 ml de mineralizado, 1 ml de reactivo nitrovanadomolibdico y 3 ml de H<sub>2</sub>O se mezclan en tubo de ensayo y se agita. Esperar 1 hora. Medir en espectofotómetro Beckman mod. 25 a 430 nm.

#### IV.6.1.4. ANALISIS DEL POTASIO DEL MINERALIZADO (C.I.I., 1969).

El análisis del potasio en planta se realizó, directamente sobre el mineralizado o previa dilución, mediante fotómetro de llama Corning mod 400.

#### IV.6.2. DETERMINACION QUIMICA DEL Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, y Pb EN MUESTRAS VEGETALES

##### IV.6.2.1. MINERALIZACION NITRICO-PERCLORICA DE LA MUESTRA VEGETAL (AOAC, 1984).

El método utilizado fue similar al expuesto anteriormente para el suelo (Método IV.5.10.), aunque para planta se utilizó 1 g de muestra.

##### IV.6.2.2. ANALISIS DEL Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, y Pb DEL MINERALIZADO

La determinación de los metales pesados se llevó a cabo, directamente sobre el mineralizado o previa dilución, mediante un espectofotómetro de absorción atómica IL 357.

## V. RESULTADOS Y DISCUSION

1. Caracterización de los materiales: Suelo y lodo residual de Orgiva
    - 1.1. Descripción y análisis del suelo
    - 1.2. Características del lodo residual de Orgiva
  2. Efecto de la aplicación de lodo residual de Orgiva, contaminado o no con Cd, Ni o Pb sobre el suelo y la planta
    - 2.1 Efecto sobre las propiedades físicas y fisico-químicas del suelo
    - 2.2. Efecto sobre la materia orgánica del suelo
    - 2,3. Efecto sobre los rendimientos de cosecha de trigo
    - 2.4. Efecto sobre el contenido de macronutrientes (N, P y K ) de la planta
    - 2.5. Efecto sobre el contenido de metales pesados esenciales (Fe, Mn, Cu y Zn) de la planta y el suelo.
    - 2.6. Efecto sobre el contenido de metales pesados no esenciales (Cd, Ni y Pb) de la planta y el suelo
-



## **V.1. CARACTERIZACION DE LOS MATERIALES: SUELO Y LODO RESIDUAL DE ORGIVA**

### **V.1.1. DESCRIPCION Y ANALISIS DEL SUELO**

Se utilizó la capa arable de un Cambisol eútrico localizado en las inmediaciones de Orgiva (Granada). La descripción del perfil del suelo según FAO (1989) se expone a continuación:

Tipo de suelo: Cambisol eútrico

Ubicación: Carretera de Orgiva a Velez de Benaudalla, Km 18, margen izquierda del rio Guadalfeo, a 200 m al sur de la planta de depuración de aguas residuales de Orgiva.

Posición fisiográfica: Parata construida de forma circular, con un desnivel de 1.5 m con respecto a la otra.

Forma del terreno circundante: En las inmediaciones, ondulado (paratas) y luego montañoso

Microtopografía: Caballones de arado antiguo.

Pendiente: Casi llano, clase 1.

Vegetación: Cultivo de regadío y olivar. En barbecho.

Material de partida: Conglomerado de cantos heterométricos en profundidad y material limo-arenoso fluvial, que puede haber sido removido por el hombre.

Drenaje: Clase 4, bien drenado.

Condiciones de humedad: Levemente húmedo.

Pedregrosidad superficial: Clase 0, con pocas piedras

Aglomeramiento de roca: Clase 0, sin rocas.

Evidencias de erosión: Escasa

Influencias humanas: Suelo construido.

**Horizonte: Ap** (0-17 cm)

Entre pardo grisáceo muy oscuro y pardo grisáceo oscuro (2.5Y 3.5/2) en húmedo y entre pardo grisáceo y gris ligeramente parduzco (2.5Y 5.5/2) en seco; franco con grava, estructura en bloques subangulares finos débil, que rompen en migajosa fina moderada, ligeramente adherente, entre ligeramente plástico y plástico, friable, ligeramente duro, abundantes poros intersticiales muy finos, escasos tabulares finos, con grava; ligeramente calcáreo, frecuentes raices finas y muy finas, límite neto y plano con el horizonte subyacente.

**Horizonte: Ae** (17-37 cm)

Pardo grisáceo muy oscuro en húmedo y pardo grisáceo (2.5Y 5.5/2) en seco; franco limoso con grava, estructura intermedia entre en bloques subangulares y angulares, medianos, débil y migajosa fina débil, ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable, ligeramente duro, escasos poros, ligeramente calcáreo, sin apenas raices, límite gradual y plano con el horizonte subyacente.

**Horizonte: C** (37-65 cm)

Pardo grisáceo oscuro (5Y 4/2) en húmedo y pardo grisáceo (2.5Y 5.5/2) en seco; franco arenoso con poca grava, estructura masiva, ligeramente adherente, no plástico, friable, ligeramente duro, frecuentes poros y muy finos, escasos muy gruesos, ligeramente calcáreo, sin apenas raices, límite gradual y plano con el horizonte subyacente.

**Horizonte: 2Bwb** (65-92 cm)

Pardo grisáceo oscuro (2.5Y 4/2) en húmedo y entre pardo oliva claro y pardo amarillento claro (2.5Y 5.5/4) en seco; franco arenoso con grava, estructura entre bloques subangulares y angulares, gruesa, moderada que rompe en bloques subangulares/angulares finos moderada, adherente, ligeramente plástico, friable, entre duro y muy duro, frecuentes poros muy finos y finos tabulares y escasos muy gruesos, con grava; ligeramente calcáreo, sin apenas raices, límite gradual y plano con el horizonte subyacente.

**Horizonte: 3Btb (> 92 cm)**

De color parecido al anterior; franco, estructura en bloques subangulares medianos/gruesos, moderados/fuertes que rompen en bloques subangulares, finos moderados/fuertes, ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable, entre duro y muy duro, poros como el horizonte anterior, con mucha grava; ligeramente calcáreo, sin apenas raíces.

El análisis físico, químico y textural del suelo utilizado en los experimentos de invernadero e incubación se recoge en la Tabla V.1.

El suelo utilizado presenta una textura franco arenosa, aunque muy cercana al límite con la textura franca, de acuerdo con el diagrama de clases texturales (Soil Survey Staff, 1951). El nivel de materia orgánica es del orden del 3 %, nivel característico de los suelos de la zona, debido a las condiciones edafoclimáticas y las prácticas de abonado que en ella se han realizado. En base a su textura y contenido en materia orgánica, el suelo presenta un contenido de agua útil de 11.7 %. Los contenidos de N, P asimilable y K intercambiable del suelo se encuentran en rangos de fertilidad calificados de medio-altos (Olsen et al., 1954; Sillampäa, 1982; Haby et al., 1990).

La capacidad de intercambio catiónico del suelo es baja, con un porcentaje de saturación en bases superior al 100%. El suelo presenta un pH neutro, con una conductividad del extracto de saturación baja, que no afecta negativamente a la germinación y al desarrollo vegetativo del cultivo que se implante.

El porcentaje del carbono extraíble con álcali respecto al carbono total es bajo (16 %) y generalmente inferior a lo observado en otros suelos. Aproximadamente la mitad del carbono extraíble se encuentra en forma de ácidos húmicos, con una tasa de polimerización (AH/AF) superior a 2.5. El índice y el grado de humificación presenta valores (IH: 0.55 y GH: 63%) similares a la de otros suelos, en los que la materia orgánica humificada contenida en ellos presenta un elevado grado de estabilidad (Sequi et al., 1991; Ciavatta y Govi, 1993).

Tabla V.1. Características analíticas del suelo utilizado

<b>Características generales</b>			
Arena g kg <sup>-1</sup>	535	P total g kg <sup>-1</sup>	1.1
Limo g kg <sup>-1</sup>	324	P asimilable mg kg <sup>-1</sup>	9.8
Arcilla g kg <sup>-1</sup>	141	K total g kg <sup>-1</sup>	6.1
pH (H <sub>2</sub> O)	7.5	CIC cmol(+) kg <sup>-1</sup>	10.7
CE dS m <sup>-1</sup>	0.31	Na <sup>+</sup> cmol(+) kg <sup>-1</sup>	0.25
COT g kg <sup>-1</sup>	17.3	K <sup>+</sup> cmol(+) kg <sup>-1</sup>	0.41
NKT g kg <sup>-1</sup>	1.6	Ca <sup>++</sup> cmol(+) kg <sup>-1</sup>	19
C/N	11	Mg <sup>++</sup> cmol(+) kg <sup>-1</sup>	0.83
CO <sub>3</sub> Ca g kg <sup>-1</sup>	15	Agregados estables %	24.3
Capacidad de campo %	21	P. de marchitamiento %	9.7
<b>Fraccionamiento de la materia orgánica y parámetros de humificación</b>			
CET g kg <sup>-1</sup>	2.8	AH/AF	2.8
NH g kg <sup>-1</sup>	0.97	IH	0.55
AH g kg <sup>-1</sup>	1.35	GH %	63
AF g kg <sup>-1</sup>	0.48	TH %	10
CET/COT %	16		
<b>Metales pesados mg kg<sup>-1</sup></b>			
	Totales	Asimilables (DTPA)	Solubles
Fe	41127	27	0.22
Mn	692	48	0.27
Cu	36	4	0.10
Zn	103	7	0.20
Cd	1.4	0.13	<0.01
Ni	38	1.5	<0.06
Pb	116	20	<0.1

COT: Carbono orgánico total, CET: Carbono extraíble total, NH: Fracción no humificada, AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fúlficos, IH: Índice de humificación, GH: Grado de humificación, TH: Tasa de humificación. NKT: Nitrogeno Kjeldahl Total

Los contenidos de metales pesados totales del suelo, tanto esenciales como no esenciales para la planta, fueron apreciablemente inferiores a los máximos niveles permitidos de estos elementos en suelos que vayan a ser abonados con lodos residuales (RD 1310/1990, Tabla III.8). Los contenidos de Fe, Mn, Cu y Zn potencialmente asimilables del suelo resultaron satisfactorios para el desarrollo de los cultivos; encontrándose estos contenidos muy por encima de los niveles de deficiencia establecidos con el extractante (DTPA) utilizado en su cuantificación (Lindsay y Norwell., 1978; Sillampäa, 1982).

#### V.1.2. CARACTERISTICAS DEL LODO RESIDUAL DE ORGIVA

El análisis químico del lodo residual de orgiva utilizado en los experimentos de invernadero e incubación se recoge en la Tabla V.2.

El lodo de Orgiva presenta un pH neutro, con una conductividad de 4.2 dS m<sup>-1</sup>, lo que podría limitar su uso agrícola, especialmente si se utiliza como sustrato orgánico o si se aplica a suelos donde se vayan a desarrollar cultivos sensibles a la salinidad. Los niveles de nutrientes se encuentran dentro de los rangos citados por la bibliografía, pudiendo ser calificados como medios-bajos para el N y Na, medios para el P y Mg y altos para K y Ca (Sommers, 1977; Genevini et al., 1986).

El nivel de materia orgánica del lodo ensayado es bajo y generalmente inferior a lo observado en otros lodos residuales de procedencia urbana (Sommers, 1977; Genevini et al., 1986). Ello comporta que una importante fracción de este material se encuentra en forma mineral u orgánica, como queda patente por su elevado contenido en cenizas (68%). El porcentaje de carbono extraíble con álcali respecto al carbono total fue de un 10 %, con una preponderancia de la fracción no humificada respecto al contenido de ácidos húmicos y fúlvicos. Estos valores, junto con un IH elevado (>1) y un GH bajo (> 60%), implica que el lodo de Orgiva se encuentra poco humificado, con una materia orgánica escasamente estabilizada (Sequi et al., 1991; Ciavatta y Govi, 1993; Elvira et al., 1995).

Los metales pesados totales contenidos en el lodo residual de Orgiva se encuentran, excepto el plomo, por debajo de los máximos niveles permitidos de estos elementos en lodos de depuración, de acuerdo con la normativa

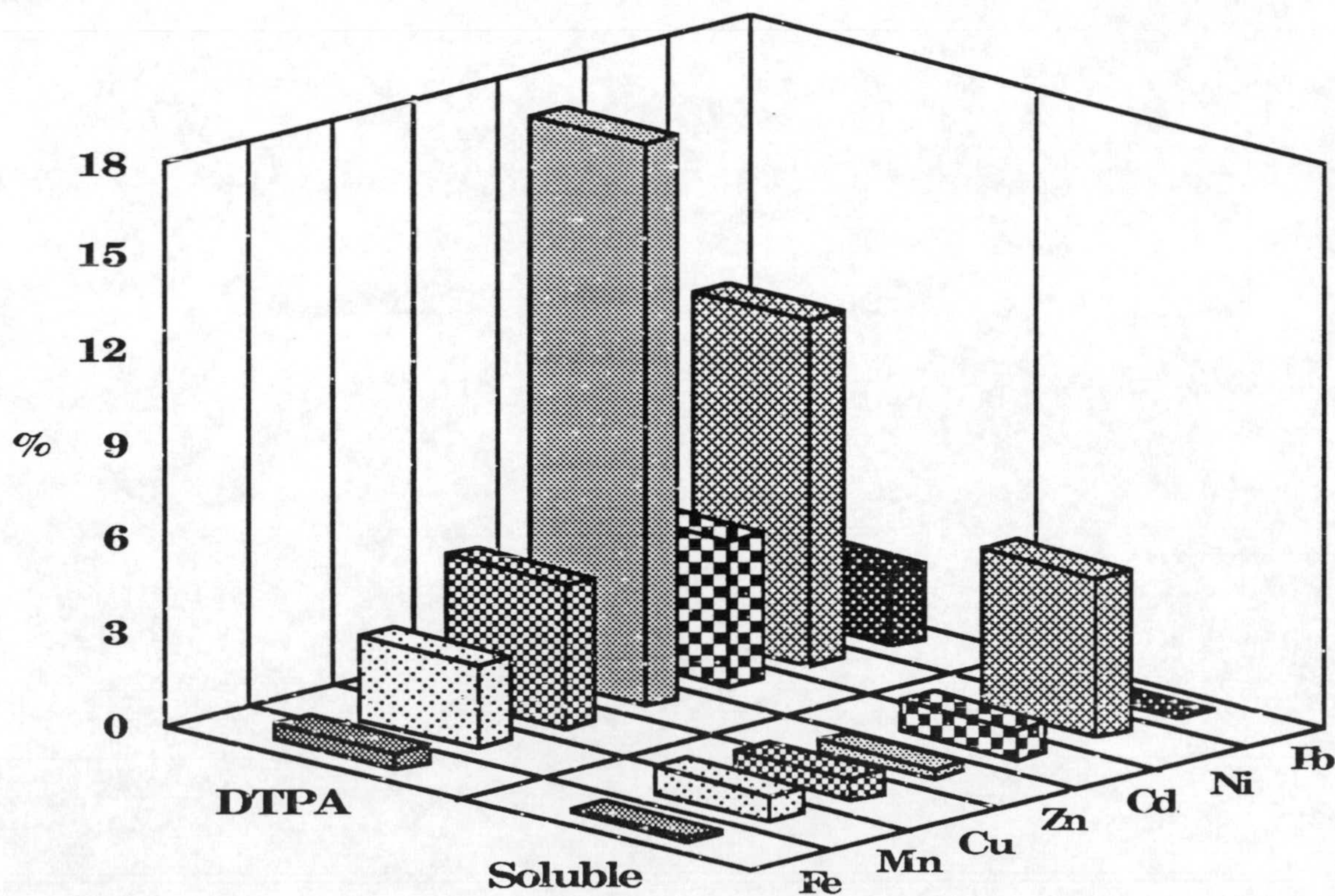
**Tabla V.2.** Características analíticas del lodo residual de Orgiva.

<b>Características generales</b>			
Cenizas %	68.2	P total g kg <sup>-1</sup>	3.3
pH (H <sub>2</sub> O)	7.6	P asimilable mg kg <sup>-1</sup>	519
CE dS m <sup>-1</sup>	4.2	K total g kg <sup>-1</sup>	9.8
COT g kg <sup>-1</sup>	138	Ca total g kg <sup>-1</sup>	108
NKT g kg <sup>-1</sup>	25	Mg total g kg <sup>-1</sup>	36
C/N	5.5	Na total g kg <sup>-1</sup>	3.1
<b>Fraccionamiento de la materia orgánica y parámetros de humificación</b>			
CET g kg <sup>-1</sup>	12.8	AH/AF	1.7
NH g kg <sup>-1</sup>	6.6	IH	1.1
AH g kg <sup>-1</sup>	3.9	GH %	48
AF g kg <sup>-1</sup>	2.3	TH %	9.3
CET/COT %	9.3		
<b>Metales pesados mg kg<sup>-1</sup></b>			
	Totales	Asimilables (DTPA)	Solubles
Fe	20295	106	34
Mn	332	9	2.9
Cu	130	6	0.87
Zn	912	166	3.2
Cd	7	0.33	<0.01
Ni	18	1.9	0.94
Pb	1808	43	0.64

COT: Carbono orgánico total, CET: Carbono extraíble total, NH: Fracción no humificada, AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fúlficos, IH: Índice de humificación, GH: Grado de humificación, TH: Tasa de humificación. NKT: Nitrógeno Kjeldahl Total

**Tabla V.3.** Cantidades totales de metales pesados introducidos en el suelo con el lodo residual de Orgiva, y dosis máxima de aplicación anual permitida del lodo de acuerdo con el RD 1310/1990

Cu	Zn	Cd	Ni	Pb
<b>Cantidad máxima (kg ha<sup>-1</sup>) permitida anualmente de aplicación de metales pesados al suelo (RD 1310/1990)</b>				
12	30	0.15	3	15
<b>Metales pesados (kg ha<sup>-1</sup>) incorporados al suelo con 200 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Orgiva</b>				
26	182	1.4	3.6	362
<b>Dosis máxima (Tm ha<sup>-1</sup>) permitida (RD 1310/1990) de aplicación de lodo residual de Orgiva</b>				
96	33	21	167	8.3



**Figura V.1.** Movilidades de las fracciones solubles y potencialmente asimilables de metales pesados en el lodo residual de Orgiva

española (RD 1310/1990, Tabla III.9), así como de otras normativas establecidas (Tabla III.12 y Tabla III.15).

La dosis de 200 Tm ha<sup>-1</sup>, utilizada en los experimentos de incubación e invernadero, supone un aporte de metales pesados al suelo (Tabla V.3) superior al máximo permitido anual según RD 1310/1990; efecto que se trataba de buscar en uno de los objetivos planteados en esta tesis doctoral. Por ello, la dosis máxima permitida, según nuestra legislación, de aplicación anual (en una media de diez años) de este material, sería menor, aunque variable dependiendo del tipo de metal que se considere como limitante (Tabla V.3).

Por último, hay que indicar que las movilidades en agua y DTPA de los metales pesados contenidos en el lodo residual (Figura V.1), entendiendo por movilidad el porcentaje de las fracciones solubles y extraídas con DTPA respecto al contenido total de cada metal, fue baja, especialmente, para el caso del Fe y Pb. Las mayores movilidades correspondieron al Ni y Zn, aunque en ningún caso alcanzaron niveles superiores al 20%. El conocimiento de la movilidad de los metales en estos materiales, así como en otros de naturaleza similar resulta de gran interés para poder pronosticar y conocer su posterior comportamiento en el suelo y su grado de asimilabilidad por la planta (Lake et al., 1984; Petruzzelli, 1989; Diaz-Marcote, 1995).

## **V.2. EFECTO DE LA APLICACION DE LODO RESIDUAL DE ORGIVA, CONTAMINADO O NO CON Cd, Ni o Pb SOBRE EL SUELO Y LA PLANTA**

### **V.2.1. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FISICAS Y FISICOQUIMICAS DEL SUELO**

#### **V.2.1.1. AGREGADOS ESTABLES**

La aplicación de 200 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Orgiva aumentó significativamente el porcentaje de agregados estables al benceno del suelo, tanto en el experimento de invernadero como de incubación (Tabla V.4 ). Dicho efecto fue menos acusado cuando el lodo adicionado al suelo fue contaminado previamente con Cd, Ni o Pb. Aunque no se observaron



diferencias significativas entre los experimentos de invernadero e incubación, el desarrollo del cultivo tendió a aumentar ligeramente el porcentaje de agregados estables al benceno en aquellos tratamientos que contenían lodo contaminado.

**Tabla V.4.** Agregados estables al benceno (%) del suelo al final del experimento de incubación e invernadero. Valores medios de tres repeticiones

	Incubacion	Invernadero
SO	25dA	25dA
LO	35aA	35aA
LO-Cd	28cA	30dA
LO-Ni	29bB	32bA
LO-Pb	28cB	31cA

En cada columna, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $P < 0.05$ )

Por lo general, nuestros resultados concuerdan con los observados en otros estudios por diferentes autores (Furrer y Stanffer, 1983; Clapp et al., 1986) en los que utilizaban lodos de depuradora, con diferente grado de estabilidad o previamente compostados. La principal causa de los aumentos observados habría que atribuirla a la materia orgánica, parcialmente humificada, presente en el lodo residual ensayado, a partir de la cual y a través de su mineralización en el suelo, deben haberse liberado subproductos orgánicos, que de acuerdo a lo observado con otros materiales orgánicos (Henin et al., 1972; Diné et al., 1972), son, en gran medida, los causantes de los enlaces que mantienen la estructura del suelo. Además de ello, no debe descartarse, tal como ha sido evidenciado en otros lodos residuales escasamente estabilizados (Guidi, 1981; Guidi et al., 1983), que una importante fracción de la materia orgánica contenida en el lodo de Orgiva esté constituida por sustancias orgánicas solubles en eter (ceras, grasas, aceites) que han sido consideradas como los principales agentes responsables de la estabilidad

directa de los agregados del suelo (Pagliai et al., 1981; Morel y Guckert, 1983). Por último, también hay que señalar que el suelo utilizado en los experimentos, habrá condicionado, en gran medida, los aumentos de la estabilidad de los agregados evidenciados en nuestro estudio. Ello se debe a que se utilizó un suelo bajo en carbonatos en el cual, y tal como señalan Tisdall y Oades (1982) y Guidi y Poggio (1987) en otros suelos de naturaleza similar, el aporte de materia orgánica suele traducirse, por lo general, en un aumento apreciable de la estabilidad de los agregados presentes en ellos. Este efecto contrasta con lo observado en suelos calcáreos, donde el  $\text{CO}_3\text{Ca}$  contenido en ellos, constituye el principal agente cementante y estabilizante de los agregados, por lo que el aporte de materia orgánica suele tener un efecto secundario y, en ocasiones, inapreciable.

#### V.2.1.2. CAPACIDAD DE RETENCION DEL AGUA.

**Tabla V.5.** Capacidad de campo (CC), punto de marchitamiento (PM) y agua útil del suelo al final del experimento de incubación (Incb) e invernadero (Inv). Valores medios de tres repeticiones.

	CC (%)		PM (%)		AU (%)	
	Incb	Inv	Incb	Inv	Incb	Inv
SO	23d	21d	11d	7d	12c	14a
LO	24bc	23b	13a	10c	11d	14a
LO-Cd	27a	22c	13a	10c	14a	12c
LO-Ni	25b	24a	12b	11b	13b	13b
LO-Pb	25b	23b	12c	13a	13b	10d

En cada columna, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

La adición del lodo residual de Orgiva, natural o contaminado, provocó un aumento significativo a la capacidad de campo del porcentaje de retención del agua del suelo, tanto en el experimento de invernadero como de incubación (Tabla V.5). Asimismo, también aumentó, incluso de forma más acusada, el porcentaje de agua retenida en el punto de marchitamiento. El agua útil del

suelo, obtenida por diferencia entre ambos porcentajes, no siguió una tendencia clara, siendo mayor o menor que la del suelo control, dependiendo del tratamiento ensayado y del tipo de experimento realizado.

En otros estudios de características similares, también se ha observado aumentos de la capacidad de campo y del punto de marchitamiento del suelo provocados por el aporte de lodos de depuración (Epstein, 1975; Klavdiko y Nelson, 1979; Diaz-Burgos, 1990). Fundamentalmente, estos aumentos han sido atribuidos a la materia orgánica presente en los lodos residuales, la cual debe presentar una apreciable capacidad para absorber agua (Vigerust, 1983). Sin embargo, estos aumentos no siempre han sido proporcionales a la dosis de lodo aplicada, ni han sido de la misma amplitud en la capacidad de campo o en el punto de marchitamiento del suelo (Clapp et al., 1986). Ello es consecuencia (Khaleel et al., 1981) a que el efecto que ocasiona el aporte del lodo residual sobre la capacidad de retención del agua de un suelo viene siempre condicionado por el tipo de textura que presente el suelo a donde se aplique este subproducto. Así, y por lo general, en suelos de textura gruesa, -arenosos, franco arenosos-, suelos entre los que se podrían incluir el utilizado por nosotros, los mayores aumentos tienen lugar en el punto de marchitamiento, a causa del aumento observado del número de los poros más pequeños que no drenan a -1500 kPa; no observándose en estos suelos aumentos apreciables de su contenido en agua útil (Gupta et al., 1977; Khaleel et al., 1981). Sin embargo, en suelos de textura fina, los mayores aumentos tienen lugar a capacidad de campo, hecho motivado por el aumento de la agregación de las partículas del suelo, lo que producirá un aumento del número de poros de mayor tamaño que no pueden drenar a -33kPa, aumentándose también acusadamente el contenido de agua útil del suelo (Hinesly et al., 1982).

#### V.2.1.3. pH

La aplicación de 200 Tm/ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Orgiva disminuyó significativamente el pH del suelo, efecto observado tanto tras la recogida del cultivo del trigo como al final del experimento de incubación (Tabla V.6). Dicho descenso fue menos acusado cuando el lodo adicionado al suelo era previamente contaminado con Cd o Pb, siendo el cambio más apreciable cuando el lodo era contaminado con Ni. Comparando los dos tipos de

experimentos realizados, no se evidenciaron diferencias significativas del pH del suelo para cada uno de los tratamientos ensayados.

**Tabla V.6.** pH del suelo al final del experimento de incubación e invernadero

	<b>Incubacion</b>	<b>Invernadero</b>
SO	7.5aA	7.7aA
LO	7.1bA	7.0bA
LO-Cd	7.2abA	7.2bA
LO-Ni	6.9bA	6.9bA
LO-Pb	7.2abA	7.3abA

En cada columna, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

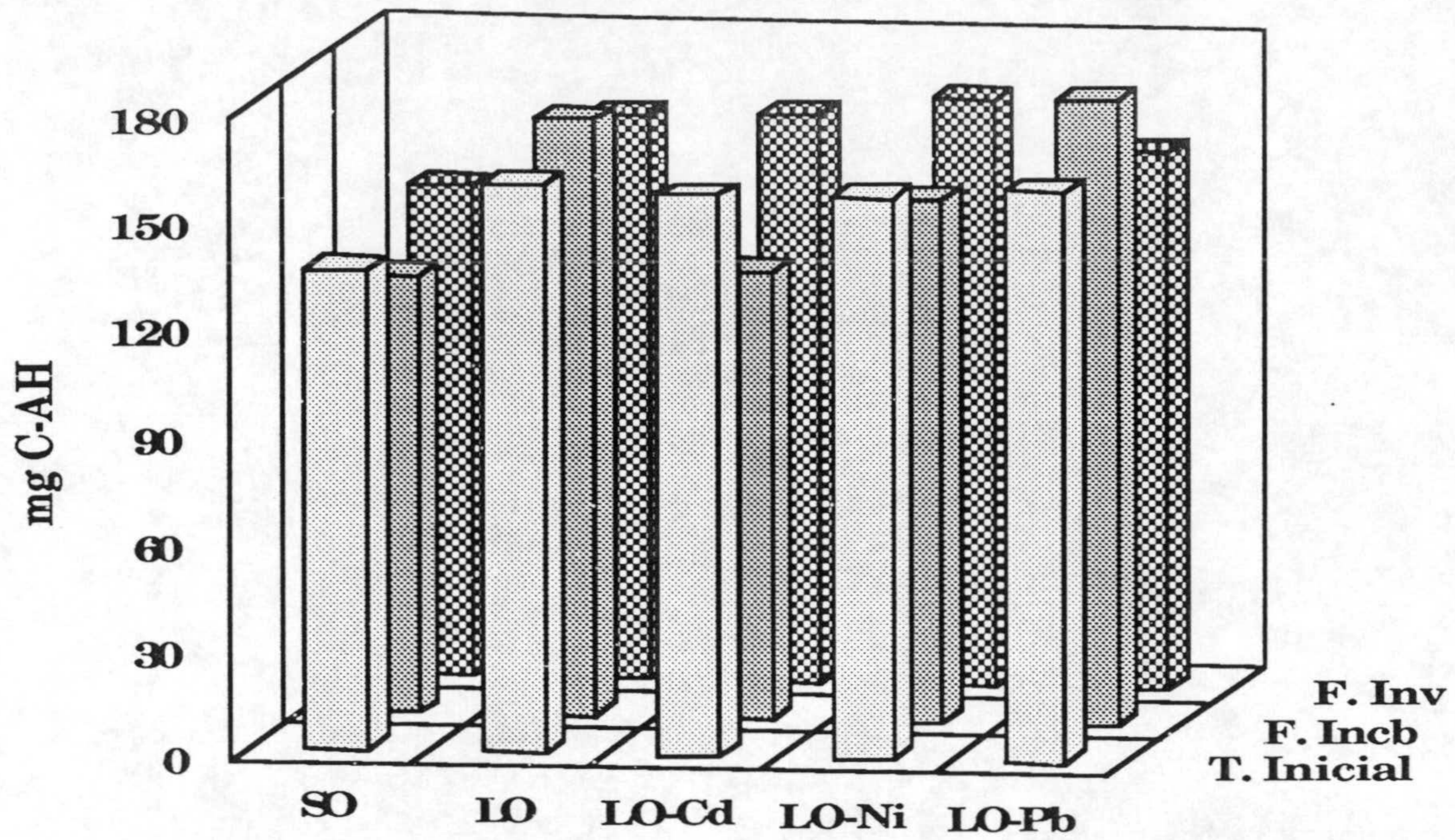
El descenso del pH del suelo, inducido por el aporte de lodo residual, confirma lo apreciado por otros autores acerca de la capacidad acidificante que presentan estos subproductos urbanos (Morel, 1977; Frezquez et al., 1990; Wen et al., 1995); excepto cuando ellos han sido estabilizados con cal (Okamoto et al., 1990). Esta disminución habría que atribuirla fundamentalmente a la liberación de ácidos orgánicos, sintetizados por los microorganismos durante la degradación del lodo residual en el suelo (Miller, 1973; Frezquez et al., 1990); ácidos orgánicos que también han sido observados en el suelo cuando se adicionan otros materiales orgánicos tales como residuos de cosecha (Gussin y Lynch, 1981; Gallardo-Lara et al., 1990). Además de ello, la mineralización del nitrógeno orgánico contenido en el lodo residual favorecerá la liberación de iones amonio al suelo, los cuales al oxidarse liberarán hidrogeniones a este medio (Voos y Sabey, 1987).

#### V.2.2. EFEECTO SOBRE LA MATERIA ORGANICA DEL SUELO

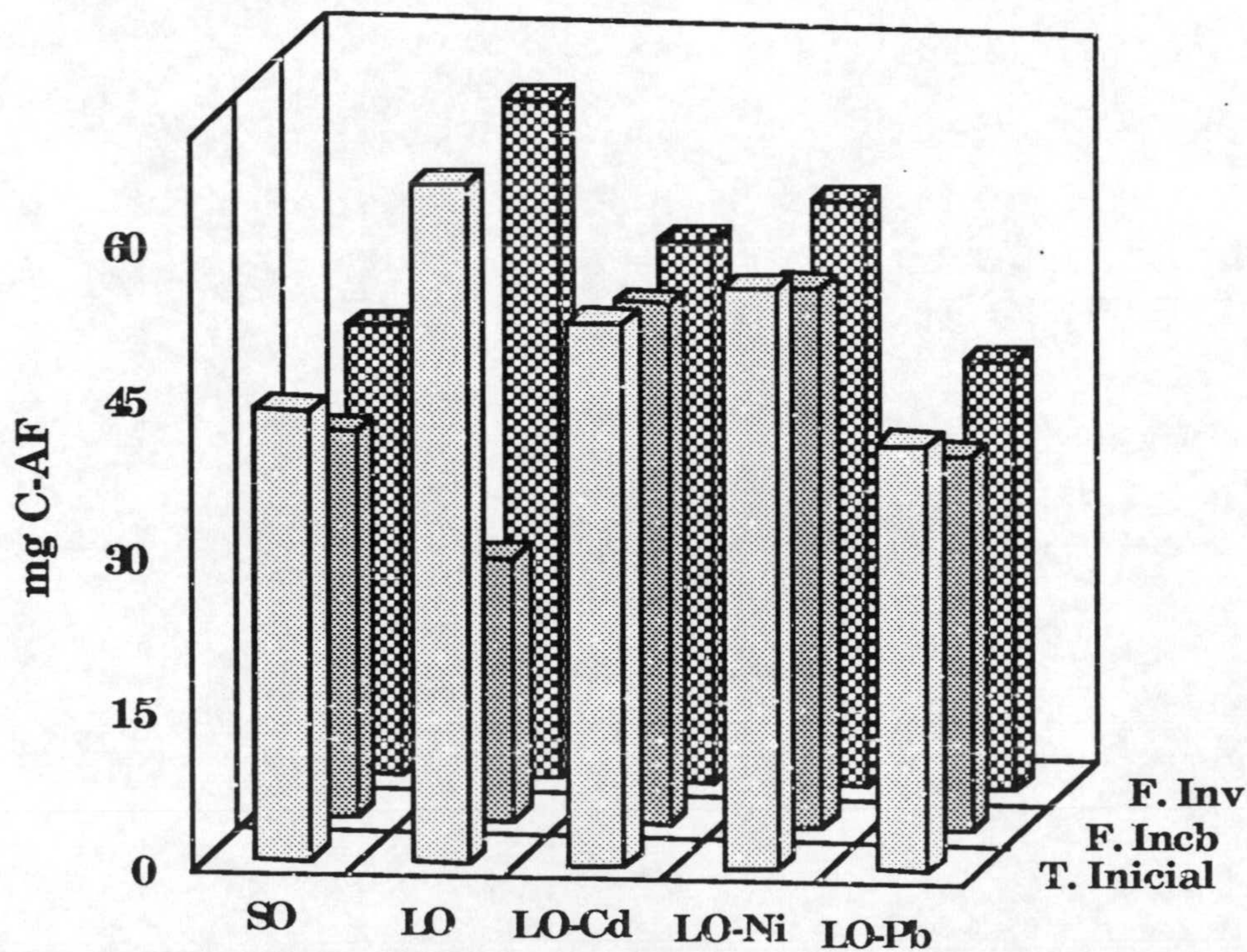
Los contenidos de carbono orgánico total y extraíble con pirofosfato y

**Tabla V.7.** Carbono orgánico total (COT), carbono extraíble total (CET) y porcentaje del carbono extraíble respecto al total del suelo al inicio y final del experimento de incubación (Incb) e invernadero (Inv).

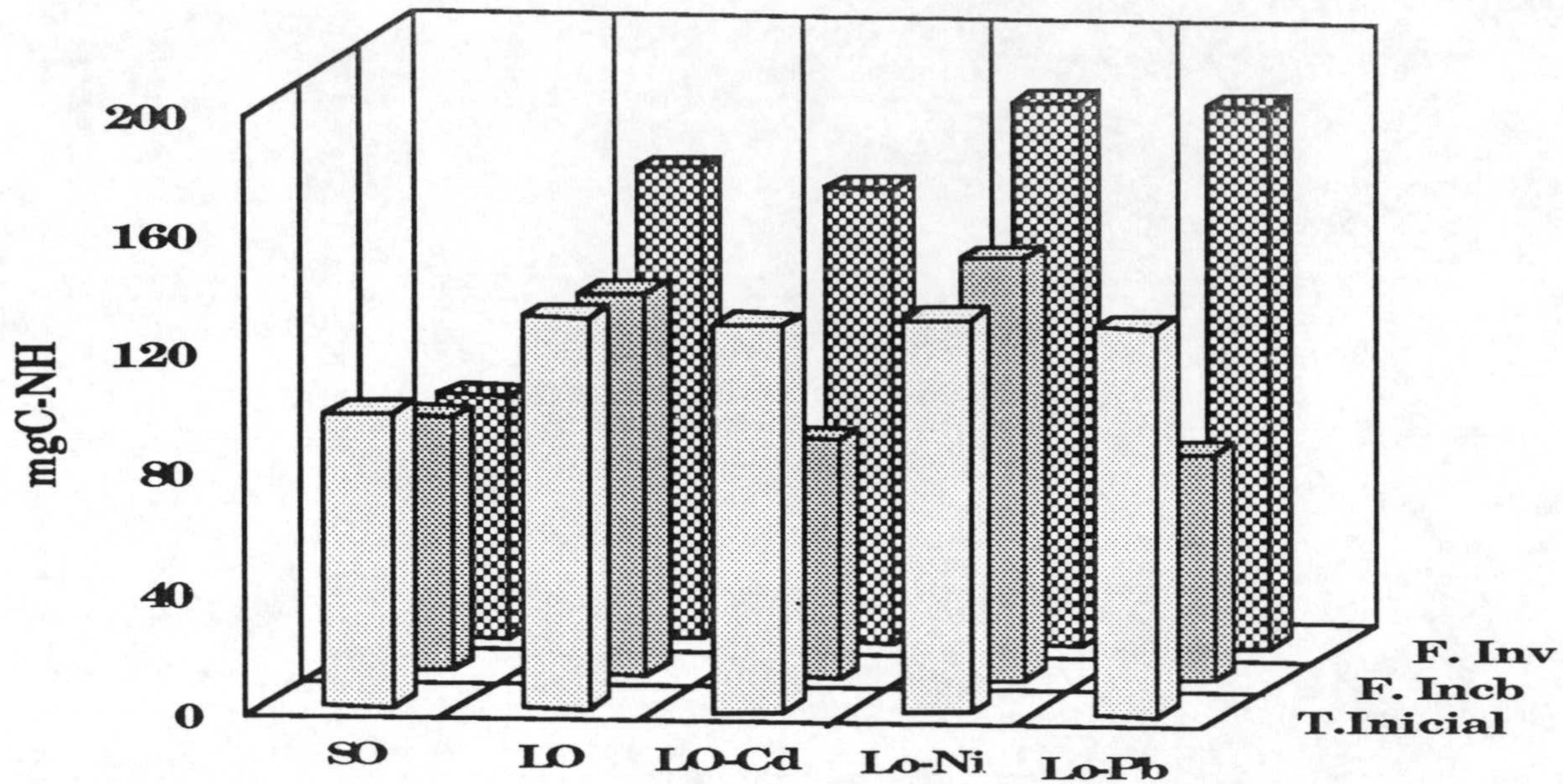
	COT (g kg <sup>-1</sup> )			CET (g kg <sup>-1</sup> )			CET/COT (%)		
	Inicial	Final		Inicial	Final		Inicial	Final	
		Incb	Inv		Incb	Inv		Incb	Inv
SO	17.3	15.9	16.7	2.8	2.4	2.6	16	15.3	15.6
LO	26.7	19.5	21.3	3.6	3.2	3.8	13.6	16.3	17.4
LO-Cd	26.9	19.9	20.4	3.6	2.5	3.6	13.4	12.9	17.8
LO-Ni	27.5	20.8	20.8	3.7	3.4	4.0	13.3	16.3	19.2
LO-Pb	26.5	19.0	22.8	3.6	2.9	3.7	13.7	15.1	16.3



**Figura V.2.** Evolución del Carbono de Acidos Húmicos del suelo al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv)



**Figura V.3.** Evolución del Carbono de Acidos Fúlvicos del suelo al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv)



**Figura V.4.** Evolución del Carbono de la fracción No Humificada del suelo al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv)

sosa se recoge en la Tabla V.7. El fraccionamiento de la materia orgánica, tanto al inicio como al fin al de ambos experimentos, se recoge en las figuras V.2 (Acidos húmicos), V.3 (Acidos fúlvicos) y V.4. (Fracción no humificada). La evolución de los diferentes parámetros de humificación se representan en la tabla V.8.

Tras un período de 75 días, el contenido de materia orgánica del suelo (tratamiento SO) disminuyó de forma apreciable, cuando éste se mantuvo en incubación, mientras que en el suelo cultivado, las diferencias entre los niveles iniciales y finales de materia orgánica total fueron menos acusadas (Tabla V.7). En relación al carbono extraíble total, la tendencia que mostró esta fracción fue similar; en suelo incubado, el descenso apreciado (-13%) fue mayor que en el suelo sobre el que se desarrolló un cultivo de trigo (-6%). La diferencia entre los dos ensayos estriba en que en el primero de ellos (incubación) disminuyeron tanto la fracción humificada (-12%) como la no humificada (-13%), mientras que en el suelo cultivado sólo lo hizo la no humificada (-17%).

Tabla V.8. Parámetros de humificación del suelo al inicio y final del experimento de incubación (Incb) e invernadero (Inv).

	AH/AF			IH			GH (%)			TH (%)		
	Inicial	Final		Inicial	Final		Inicial	Final		Inicial	Final	
		Incb	Inv		Incb	Inv		Incb	Inv		Incb	Inv
SO	2.9	3.3	3.2	0.54	0.53	0.44	65	65	69	10	10	11
LO	2.2	6.6	2.4	0.56	0.65	0.7	64	60	59	8.7	9.8	10
LO-Cd	2.1	2.5	3.1	0.55	0.45	0.71	64	69	58	8.6	8.8	10
LO-Ni	2.0	2.8	2.9	0.55	0.70	0.81	64	59	55	8.5	9.6	11
LO-Pb	2.2	4.9	3.7	0.55	0.35	0.94	64	74	51	8.9	11	8.4

IH= Índice de humificación, NH/AH+AF

GH= Grado de humificación, AH+AF/CET x 100

TH= Tasa de humificación, AH+AF/COT x 100



De estos resultados pueden derivarse algunas observaciones:

a) El proceso de mineralización de la materia orgánica se produjo de forma más acusada en el suelo incubado que en el cultivado.

b) En el suelo incubado, el descenso del carbono extraíble con pirofosfato y sosa está ocasionado por la disminución de todas las fracciones que lo componen: ácidos húmicos (-9%), ácidos fúlvicos (-20%) y sustancias no humificadas (-13%), por lo que no se aprecian variaciones considerables en los parámetros evaluadores del proceso de humificación, índice de humificación y grado de humificación.

c) En el suelo que se mantuvo cultivado, la fracción humificada del CET no tuvo modificación alguna, al contrario que la fracción no humificada, que mostró un descenso de -17%. Dicha variación incide sobre el valor de algunos estimadores del proceso de humificación, IH y GH (Tabla V.8), que muestran el efecto del cultivo sobre la estimulación de la humificación de la materia orgánica del suelo.

d) Por último, considerando la evolución de la tasa de humificación en el suelo (Tabla V.8), se advierte la estabilidad del material orgánico en ambos experimentos.

En relación al tratamiento LO, la mineralización de la materia orgánica añadida con el lodo fue más acentuada en el experimento de incubación (27%) que en el de invernadero (18%). El carbono extraíble disminuyó su valor únicamente en el primer caso (12%), mientras que en el segundo se aprecia un ligero aumento (5%) relacionado, fundamentalmente, con el aumento de la fracción no humificada. En la fracción humificada del suelo más lodo que se incubó, se observa una drástica pérdida de ácidos fúlvicos (66%), así como un ligero aumento de ácidos húmicos (5%). Asimismo, desaparece un 7% de la fracción no humificada. En el suelo más lodo cultivado, básicamente no se modificó la cantidad de ácidos húmicos, mientras que los fúlvicos descienden en un 11% y la fracción no humificada se incrementa en un 21%.

Estas variaciones son la causa de que IH aumente al final de los dos

experimentos, de forma más evidente en el de invernadero, indicando con ello que en el suelo han predominado los procesos de mineralización, de la materia orgánica aportada con el lodo, sobre los procesos de humificación. La relación AF/AH, que casi no se modifica en el suelo cultivado, baja hasta 0,15 (Tabla V.8) en el que se mantuvo en incubación, lo cual estaría relacionado con la reducción de ácidos fúlvicos apreciada en el ensayo.

Parece ser, por tanto, que en las condiciones que se desarrolló la incubación, predominaron los procesos de degradación en la fracción extraíble de la materia orgánica aportada con el lodo, fundamentalmente en la fracción no precipitable a  $\text{pH} < 2$ . En el experimento de invernadero, aunque también se detecta una ligera desaparición de alguna de las fracciones, se advierte un aumento en la fracción no humificada, consecuencia de las condiciones que han predominado en el suelo y del efecto producido por la presencia del cultivo.

Por otra parte, en el experimento de incubación, la degradación de la materia orgánica y, en concreto, de la fracción extraíble con pirofosfato y sosa, se vió acentuada con la adición de Cd o Pb a la mezcla (tratamientos LO-Cd y LO-Pb), mientras que fue ligeramente inhibida cuando se añadió Ni a la citada mezcla (tratamiento LO-Ni). Considerando el experimento de invernadero, la ganancia de CET observada en el suelo más lodo se incrementó al añadir Ni a la mezcla, mientras que Cd y Pb atenuaron ligeramente dicho incremento de CET.

En relación al proceso de humificación, el aumento detectado al final de la incubación en la cantidad de ácidos húmicos del suelo más lodo, se ve inhibido con la adición a la mezcla de altas cantidades de Cd o Ni, de forma más notable en el primer caso. Por el contrario, la adición de Pb favoreció significativamente el incremento de esta fracción orgánica. En el experimento de invernadero se incrementó la cantidad de AH al añadir Ni a la mezcla, Pb la disminuyó y Cd no la modificó. Considerando los AF, la adición de Cd, Ni o Pb al suelo más lodo incubado atenuó la desaparición detectada en los mismos, por lo que al final del ensayo los niveles de esta fracción humificada fueron más elevados en los tratamientos LO-Cd, LO-Ni y LO-Pb que en la mezcla de suelo más lodo sin contaminar. Por el contrario, la adición de estos metales a la mezcla cultivada favoreció la desaparición de ciertas

cantidades de AF.

De lo anteriormente expuesto se derivan algunas conclusiones

1) La aplicación al suelo de lodo contaminado con Cd, y tras su incubación durante 75 días, favoreció la mineralización de la materia orgánica extraída con pirofosfato y sosa, con lo que el porcentaje de extracto orgánico fue sensiblemente menor que el de la mezcla sin contaminar. Los efectos en relación al tratamiento LO, sobre las tres fracciones del extracto fueron: i) fomento de la desaparición de la fracción no humificada, ii) inhibición de la formación de ácidos húmicos, iii) inhibición de la desaparición de ácidos fúlvicos detectada en el suelo más lodo. Se aprecia, por tanto, una disminución del índice de humificación respecto a LO, motivada, por una parte, por el efecto atenuador que ejerce la adición de Cd sobre la desaparición de AF y, por otra, a la mayor degradación de las sustancias no humificadas. Por otro lado, el GH se ve incrementado por el mayor descenso del carbono extraíble con solución alcalina.

En la mezcla cultivada no se modifican sustancialmente los indicadores del proceso de humificación respecto a la mezcla sin contaminar al final del ensayo, ya que solamente se advierte la desaparición de mayores cantidades de AF que en el tratamiento LO. Por otra parte, las cantidades de CET determinadas no se modificaron temporalmente, al contrario que lo observado en el tratamiento LO, por lo que podría deducirse que la adición de Cd al suelo más lodo, cuando se mantiene en condiciones de invernadero, inhibe el proceso de humificación detectado en la misma mezcla sin contaminar.

2) El aporte al suelo de lodo contaminado con Ni provocó, tras su incubación, una amortiguación en el descenso del carbono extraíble determinado en la mezcla sin contaminar (LO). A pesar de esto, al final del ensayo, la materia orgánica se encontró menos humificada, con un mayor contenido de sustancias no fenólicas y una menor proporción de sustancias polimerizadas. Después de la recogida del cultivo, la aplicación de Ni promovió un aumento del índice de humificación respecto a LO, relacionado con el notable incremento detectado en la concentración de la fracción no humificada.

3) A diferencia de lo observado para el Cd o Ni, la contaminación del

lodo con Pb favoreció el proceso de mineralización de la materia orgánica, ya que los valores de C orgánico total fueron inferiores, incluso a los del tratamiento LO. Respecto al proceso de humificación, el aporte de Pb acentuó los cambios observados en las diferentes fracciones del suelo más lodo sin contaminar: descenso de la fracción no humificada y aumento del contenido de ácidos húmicos del suelo, lo que produce un descenso acusado del índice de humificación.

En invernadero, la adición de Pb a la mezcla, atenuó el aumento detectado en el carbono extraíble con pirofosfato y sosa, fundamentalmente por la reducción de la fracción orgánica del mismo. Además, se observó un incremento positivo de la fracción no humificada con respecto a LO, por lo que la materia orgánica presente en este tratamiento presenta un grado de humificación menor, tal como se pone de manifiesto por los valores del índice de humificación (IH) y grado de humificación (GH).

### V.2.3. EFEECTO SOBRE LOS RENDIMIENTOS DE COSECHA DE TRIGO

La Tabla V.9 recoge los diferentes parámetros fisiológicos del cultivo de trigo determinados en los diferentes tratamientos ensayados. La incorporación de 200 Tm/ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Orgiva disminuyó significativamente la altura de la planta respecto a lo observado en el tratamiento que incluía el suelo sin fertilizar (SO). Dicho efecto permitió que las plantas crecidas sobre el suelo mezclado con lodo tengan tallos más consistentes y mayor área foliar, lo que provocó un aumento del tamaño de la espiga (24%), peso seco de paja (48%), peso seco de grano (46%) y número de granos por maceta (50%).

El efecto positivo que tiene el lodo de Orgiva podría explicarse, en gran medida, debido a la baja relación C/N que presenta este material, lo que posibilitará un aporte sustancial a la planta, previa mineralización del nitrógeno contenido en este subproducto urbano (Broadbent, 1986). Sin embargo, todas las macetas fueron fertilizadas con N, P y K, en una cantidad (280, 180 y 280 de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O respectivamente) que satisficiera los requerimientos nutricionales del cultivo ensayado. Por tal motivo, también habrá que tener en cuenta otros efectos que ocasiona el aporte de lodo residual al suelo, tales como mejora de la estabilidad estructural (Tabla V.4), mejora

**Tabla V.9.** Parámetros fisiológicos determinados en el cultivo de trigo. Valores medios de tres repeticiones

	<b>Raiz</b> (g)	<b>Paja</b> (g)	<b>Grano</b> (g)	<b>Parte aérea</b> (g)	<b>Paja/Grano</b>	<b>Altura planta</b> (cm)	<b>Longitud espiga</b> (cm)	<b>peso 1000 granos</b>	<b>Nº granos maceta</b>
SO	0.39c	1.43b	1.12c	2.55d	0.44	35a	3.6c	23b	48c
LO	0.49b	2.11b	1.64ab	3.76b	0.44	30b	4.5b	23b	72a
LO-Cd	0.50b	1.94c	1.55b	3.40c	0.45	29b	4.3b	26ab	60b
LO-Ni	0.52ab	2.14b	1.22c	3.36c	0.36	37a	4.4b	27a	47c
LO-Pb	0.56a	2.38a	1.74a	4.12a	0.42	30b	4.8a	26ab	74a

En cada columna, los valores medios seguidos de diferente letra son significativos (P <0.05).

de la capacidad de retención de agua (Tabla V.5) y aumento de los niveles de materia orgánica del suelo (Tabla V.7).

Estos hechos mejorarán la fertilidad física y biológica del suelo, lo que favorecerá la disponibilidad para la planta de los nutrientes aportados e influirán positivamente sobre los rendimientos de cosecha (Clapp et al, 1986, Sabey et al, 1990).

El efecto positivo que ejerce el lodo residual de Orgiva sobre los rendimientos de cosecha de trigo, también se manifestaron cuando este material, contaminado con elevadas dosis de Cd, Ni o Pb, fue aportado al suelo. Sin embargo, si se comparan estos tratamientos (LO-Cd, LO-Ni, LO-Pb) frente al tratamiento que incluía lodo sin contaminar (LO), se aprecian diferencias, en algún caso significativas, respecto a los parámetros fisiológicos determinados.

La contaminación del lodo con Cd ( $16 \text{ mg Cd kg}^{-1}$  suelo) disminuyó ligeramente la mayoría de los parámetros fisiológicos respecto a lo observado en el tratamiento LO. Porcentualmente, como reducciones más notables destacan: peso seco de paja (8%), peso seco de grano (5,5%) y número de granos por maceta (17%). Estos resultados concuerdan con lo referido por Bingham (1979) que observa una reducción del 25% de la cosecha de trigo cuando adicionaban  $50 \text{ mg Cd kg}^{-1}$  a un suelo calcáreo (pH 7.5). Levi-Minzi y Petruzzelli (1983) también observaron un descenso, similar al de nuestro experimento, tanto del peso seco de raíces como de la parte aérea de un cultivo de trigo, aunque en este caso la dosis de Cd adicionada al lodo residual fue sensiblemente mayor (2%).

Los ligeros descensos observados en el tratamiento LO-Cd fueron más acusados, en algún caso, cuando el lodo contaminado previamente con níquel ( $400 \text{ mg Ni kg}^{-1}$  suelo) era adicionado al suelo, . En este caso, la reducción del peso seco del grano fue del 26% mientras que la disminución en el número de granos por maceta fue del 35%. En cambio, el peso seco de la paja fue similar al obtenido en el tratamiento LO, aumentando, además, la altura de la planta, que incluso superó a la alcanzada en el tratamiento SO. En todo caso, las reducciones observadas en este tratamiento fueron inferiores a las señaladas por Singh et al. (1990) cuando adicionaban una dosis menor (100

mg Ni kg<sup>-1</sup>) a un suelo no calcáreo sobre el que se desarrollaba también un cultivo de trigo. Igualmente Dang et al. (1990) observaron una drástica reducción de cosecha de cebolla y alhova cuando aplicaban la misma cantidad de níquel (100 mg Ni kg<sup>-1</sup> suelo). En contraste con estos resultados, Patel et al. (1980) señalan un apreciable aumento de pesos de diferentes arbustos del desierto después de la aplicación de dosis superiores de níquel (500 mg kg<sup>-1</sup>) a la utilizada en nuestro estudio.

Al contrario de lo observado en los tratamientos que incluían Cd o Ni, el aporte de lodo contaminado con Pb (1600 mg Pb kg<sup>-1</sup> suelo) tendió a aumentar, respecto al tratamiento LO, la mayoría de los parámetros fisiológicos evaluados en el cultivo de trigo. Estos aumentos fueron más acusados para el caso del peso seco de paja y grano (13% y 6%, respectivamente). Los resultados concuerdan con las apreciaciones de otros autores, relativas a que el aporte de Pb al suelo, especialmente si este es de naturaleza calcárea, no suele reducir los rendimientos de cosecha, incluso si la dosis adicionada es elevada: 3200 mg Pb kg<sup>-1</sup> suelo (Baumhard y Welch, 1972), 1062 mg Pb kg<sup>-1</sup> suelo (Dijkshoorn et al., 1979) y 400 mg Pb kg<sup>-1</sup> suelo (Dang et al., 1990).

#### V.2.4. EFECTO SOBRE EL CONTENIDO DE MACRONUTRIENTES (N, P y K) DE LA PLANTA

Pese a que todas las macetas fueron fertilizadas con idénticas cantidades de N, P y K, el aporte de 200 Tm/ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Orgiva aumentó significativamente las concentraciones de estos macronutrientes en la paja y el grano del cultivo de trigo (Tabla V.10) respecto al tratamiento que incluía exclusivamente suelo (SO). Dichos aumentos se tradujeron a su vez, en un considerable incremento de los niveles de extracción de estos elementos por el cultivo (Figura V.5).

En función de estos resultados se puede señalar que el lodo residual de Orgiva posee una notable capacidad para suministrar N, P y K a la planta, lo que indudablemente repercutirá en una mejora de los rendimientos de cosecha del cultivo ensayado (Tabla V.9). Esta capacidad habría que atribuirla a que este material presenta niveles adecuados de N y P, que a su vez determinan relaciones C/N y C/P bajas (Tabla V.2). Ello posibilitará, una vez adicionado al suelo, estos macronutrientes, que deben

**Tabla V.10.** Concentración ( $\text{g kg}^{-1}$ ) de N, P y K en paja y grano de trigo. Valores medios de tres repeticiones

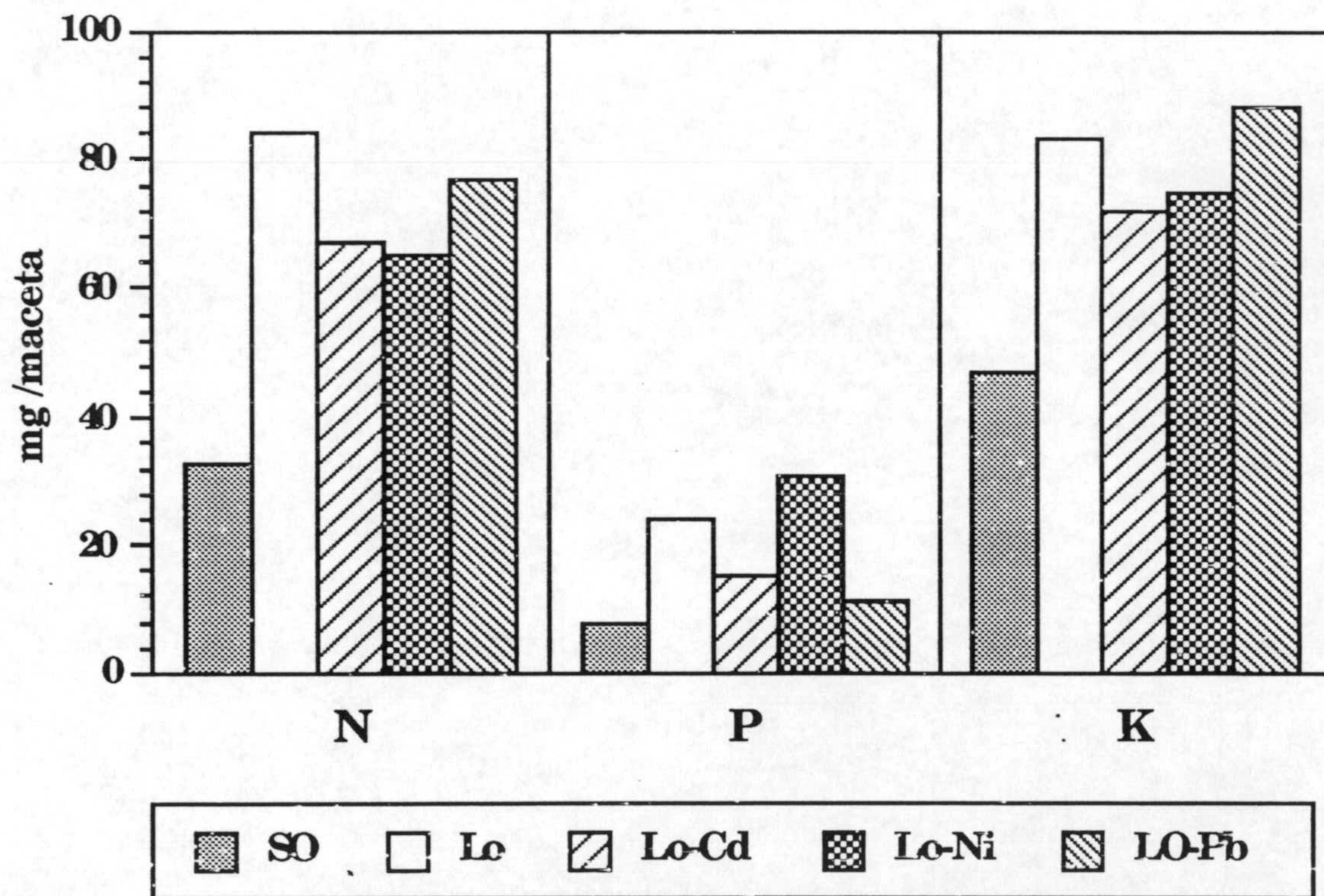
	Paja	Grano
	<b>Nitrógeno</b>	
SO	8c	20c
LO	20a	25a
LO-Cd	17b	22b
LO-Ni	16b	25a
LO-Pb	15b	24a
	<b>Fósforo</b>	
SO	1.4d	5.4bc
LO	6b	7.3a
LO-Cd	3c	5.7b
LO-Ni	11a	5.7b
Lo-Pb	1.4d	4.8c
	<b>Potasio</b>	
SO	26a	9a
LO	31a	11a
LO-Cd	29a	10a
LO-Ni	30a	9a
Lo-Pb	29a	11a

En cada columna y para cada micronutriente, los valores medios seguidos de diferente letra son significativos ( $P < 0.05$ )

encontrarse mayoritariamente en forma orgánica en el lodo, tiendan a mineralizarse pasando a formas asimilables, garantizándose con ello su suministro a la planta (Stevenson, 1985; Linden et al., 1983; Kirkham, 1982). En segundo lugar, el lodo residual de Orgiva presentó unos niveles de potasio muy elevados ( $13 \text{ g kg}^{-1}$ ), que por lo general superan a lo reseñados en otros lodos de naturaleza similar (Genevini et al., 1986). Además de ello, el K debe encontrarse fundamentalmente en este material y tal como ha sido observado en otros residuos orgánicos (Nogales et al., 1986; Alexander, 1980), en forma inorgánica unido débilmente a las estructuras orgánicas, por lo que



rápida puede pasar a la solución del suelo y resultar asimilable para la planta (Genevini et al., 1986). Por ello, el aporte del lodo residual de Orgiva debe aumentar los niveles de K en la planta, aunque no debe descartarse que una importante fracción del K contenido en este material quede fijado en el suelo, en formas no asimilables para la planta (Black, 1968; Follet et al., 1981). Además de esta capacidad directa para suministrar estos nutrientes a la planta, el lodo residual de Orgiva tiende a mejorar las propiedades físicas del suelo (Tablas V.4 y V.5), aumentando su nivel de materia orgánica (Tabla V.7), lo que influirá positivamente sobre la actividad biológica de este medio. Estos hechos, tal como han sido observados en otros estudios de características similares, contribuirán a aumentar la disponibilidad para la planta, tanto del N, P y K del suelo, así como del aportado a este medio por vía mineral o a través del lodo residual (Broadbert, 1986; Koskela, 1985; Del Zan et al., 1987).



**Figura V.5.** Extracción (mg maceta<sup>-1</sup>) de N, P y K por el cultivo. Valores medios de tres repeticiones. En cada macronutriente, barras con distinta letra son significativas ( $P < 0.05$ )

Los aumentos de los niveles de N, P y K en planta, ocasionados por el aporte de lodo residual, también se pusieron de manifiesto, con alguna excepción, cuando este material orgánico era previamente contaminado con Cd, Ni o Pb (Tabla V.9, Figura V.5). Sin embargo, si se comparan concentraciones de N, P y K en planta en estos tratamientos, (LO-Cd, LO-Ni y Lo-Pb) frente a las obtenidas en el tratamiento LO, se aprecian algunas variaciones, que de forma detallada, se especifican a continuación:

a) El aporte de lodo contaminado con Cd, disminuyó significativamente la concentración de N y P en paja y grano de trigo.

b) La adición de lodo contaminado con Ni, disminuyó la concentración de N en paja de trigo y de P en grano. En cambio, aumentó acusadamente la concentración de P en la paja del cultivo ensayado.

c) La contaminación del lodo con Pb, disminuyó notablemente la concentración de P en planta de trigo.

d) Los niveles de K en planta fueron escasamente afectados por la adición de metales pesados al lodo residual.

En relación a esta cuestión, y en base a la bibliografía consultada, se ha podido constatar que la aplicación de metales pesados al suelo, individual o conjuntamente, da lugar tanto a efectos antagónicos como sinérgicos, o bien no ejercen efectos apreciables sobre la absorción de otros elementos, esenciales o no, para la planta (Foy et al., 1978; Mengel y Kirby, 1978). Las diferencias observadas en las publicaciones revisadas están, en todo caso, condicionadas por muchos factores, entre los que se pueden citar los siguientes: (1) niveles de metales adicionados al suelo, (2) tipo de suelo al que se aplica el material, (3) tipo de experimento, invernadero o campo, (4) variedad de trigo cultivado (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Adriano, 1986).

Pese a los resultados contradictorios observados en la bibliografía y, al desconocimiento que se posee sobre estas cuestiones, en algunas publicaciones consultadas se han referido efectos o tendencias que, en gran medida, concuerdan con los apreciados en nuestro estudio. Así, Singh et al. (1990) evidenciaron un claro efecto antagónico de Ni sobre la extracción de N por

un cultivo de trigo, especialmente cuando al suelo se adicionó una dosis superior a  $50 \text{ mg Ni kg}^{-1}$ . Iwai et al. (1975) dejaron patente una apreciable reducción de la concentración de N en un cultivo de maíz, al adicionar dosis crecientes de Cd a una solución nutritiva. Lee et al. (1976), en un cultivo de soja en medio hidropónico, observaron una acusada disminución de la concentración de P en planta asociado a un aumento de los niveles de Pb en la solución nutritiva. Esta misma tendencia fue referida anteriormente asimismo por Koeppe y Miller (1970), utilizando en este caso un cultivo de maíz crecido en un suelo deficiente en P.

Por último, hay que indicar, que pese a las diferencias observadas a nivel de concentración de N, P y K en grano, los límites entre los que oscilan estos elementos se encontraron dentro de los rangos normales de concentración citados en la bibliografía (Reuter y Robinson, 1986).

#### V.2.5. EFECTO SOBRE EL CONTENIDO DE METALES PESADOS ESENCIALES (Fe, Mn, Cu y Zn) DE LA PLANTA Y EL SUELO

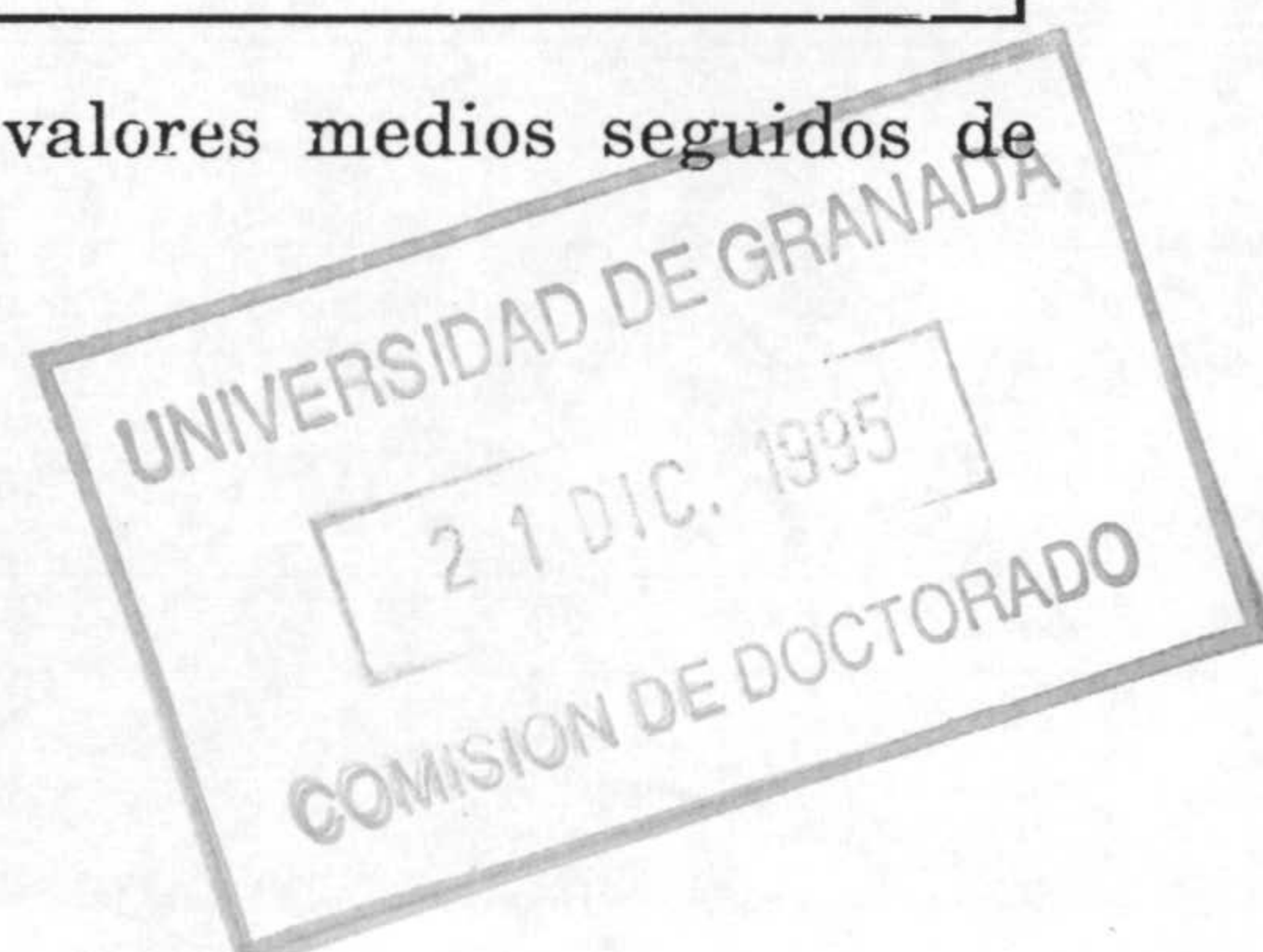
La aplicación de  $200 \text{ Tm/ha}^{-1}$  de lodo residual de Orgiva aumentó significativamente la concentración de Cu y Zn en raíz, paja y grano de trigo, respecto a los valores determinados en el tratamiento que no incluía este material (SO) (Tabla V.11). Estos aumentos motivaron un incremento significativo de la extracción de estos elementos por la parte aérea del cultivo (Figura V.6).

Los aumentos registrados, puestos también de manifiesto en numerosos estudios con lodos residuales urbanos de diferente tipo, se deben probablemente a la capacidad que poseen estos subproductos para suministrar estos metales pesados esenciales al cultivo (Anderson y Nilsson, 1972; Johnston et al., 1983; Genevini et al., 1986; Frezquez et al., 1990; Tadesse et al., 1991). Por el contrario, las concentraciones de Fe y Mn en las diferentes partes de cultivo analizadas, tendieron a disminuir significativamente (Tabla V.11), lo cual provocó una disminución de los niveles de Mn extraído por la planta (Figura V.6), mientras que los valores de Fe extraído por el cultivo fueron similares a los del tratamiento SO. Estos descensos, atribuidos posiblemente a la menor concentración de Fe y Mn en el lodo residual que en el suelo, dejarían patente un efecto de dilución de estos metales en la planta, motivados por el aumento

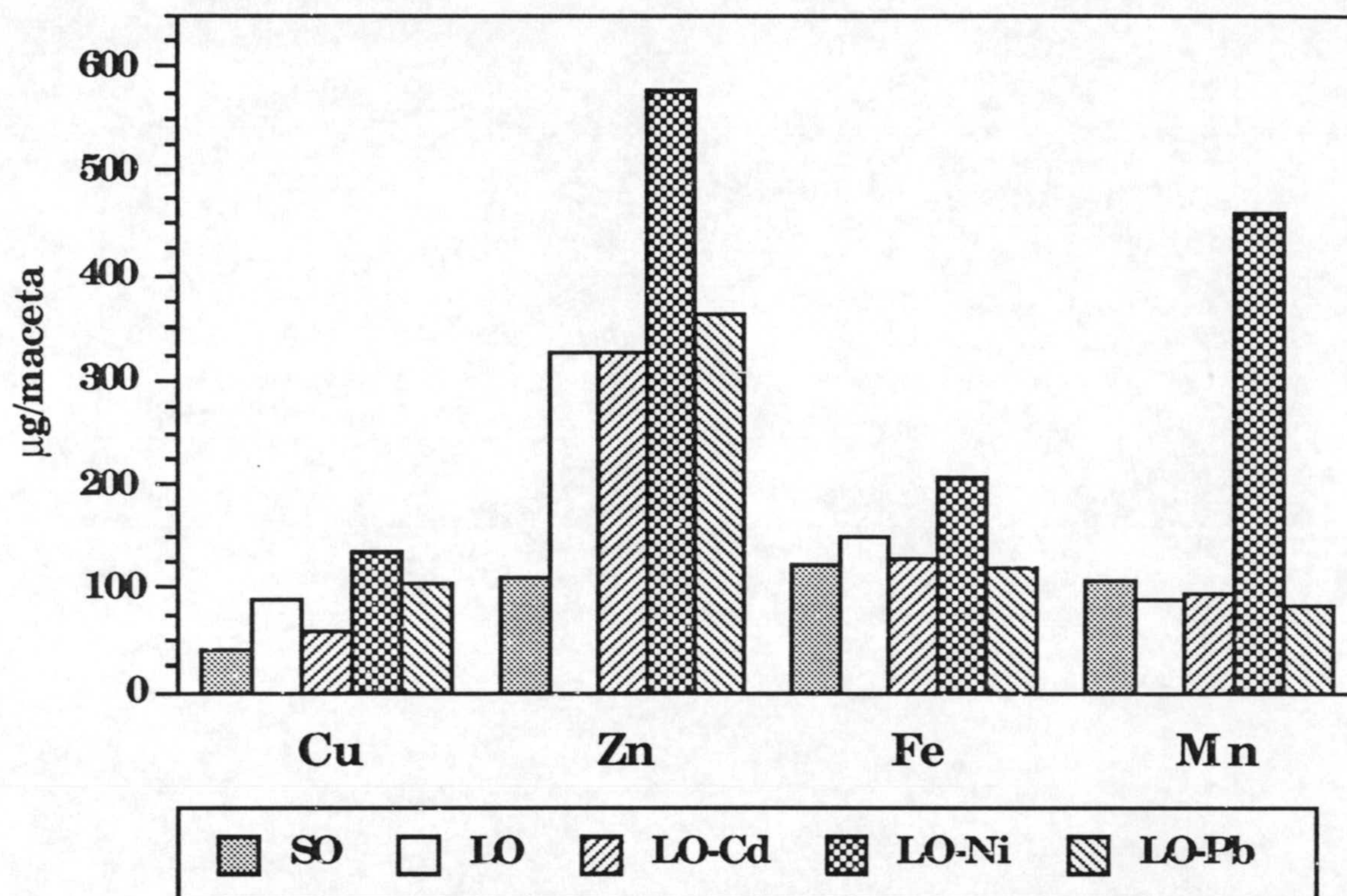
**Tabla V.11.** Concentración (mg kg<sup>-1</sup>) de Cu, Zn, Fe y Mn en raíz, paja y grano de trigo. Valores medios de tres repeticiones.

	<b>Raiz</b>	<b>Paja</b>	<b>Grano</b>
		<b>Cobre</b>	
SO	18b	9c	41c
LO	37a	18bc	31b
LO-Cd	40a	11bc	25c
LO-Ni	39a	39a	41a
LO-Pb	34a	24b	27b
		<b>Zinc</b>	
SO	51d	29d	61c
LO	77c	74c	103b
LO-Cd	81c	95c	92b
LO-Ni	171a	195a	132a
LO-Pb	109b	76c	105b
		<b>Hierro</b>	
SO	9633b	77a	11b
LO	7858e	64b	7c
LO-Cd	4488e	59b	7c
LO-Ni	11133a	77a	34a
LO-Pb	5929d	45b	6c
		<b>Manganeso</b>	
SO	99bc	41b	43b
LO	78cd	30b	14d
LO-Cd	66d	31b	22d
LO-Ni	328a	166a	86a
LO-Pb	55d	25b	13d

En cada columna y para cada micronutriente, los valores medios seguidos de diferente letra son significativos (P <0.05)



de cosecha (Figura V.9) detectado en el tratamiento que incluía lodo residual (LO).



**Figura V.6.** Extracción (mg maceta-1) de Cu, Zn, Fe y Mn por el cultivo. Valores medios de tres repeticiones. En cada metal pesado esencial, barras con distinta letra son significativas ( $P < 0.05$ )

La contaminación del lodo con Cd (LO-Cd) o Pb (LO-Pb), no modificó significativamente los valores de concentración de Cu, Zn, Mn y Fe en paja y grano de trigo respecto a los niveles detectados en el tratamiento que incluía lodo sin contaminar (LO) (Tabla V.11). Ello permitió que tampoco se apreciaran diferencias significativas a nivel de extracción de estos elementos por la planta (Figura V.6). Las únicas variaciones significativas tuvieron lugar a nivel de raíz, donde disminuyó la concentración de Fe en los dos tratamientos, mientras que los niveles de Zn aumentaron significativamente en el tratamiento que incluía lodo contaminado con Pb.

**Tabla V.12.** Concentración total de Cu, Zn, Fe y Mn del suelo al inicio y al final del experimento de incubación e invernadero. Valores medios de tres repeticiones

	Inicio	Final	
		Incubación	Invernadero
<b>Cobre (mg kg<sup>-1</sup>)</b>			
SO	38bA	40cA	39cA
LO	46aA	47aA	47aA
LO-Cd	45aA	49aA	49aA
LO-Ni	46aA	44bA	44bA
LO-Pb	42abA	43bcA	43bA
<b>Zinc (mg kg<sup>-1</sup>)</b>			
SO	118bA	121bA	119bA
LO	179aA	181aA	174aA
LO-Cd	166aA	182aA	174aA
LO-Ni	171aA	178aA	169aA
LO-Pb	166aA	171aA	169aA
<b>Hierro (g kg<sup>-1</sup>)</b>			
SO	40aA	49aA	39aA
LO	35bA	35bA	35bA
LO-Cd	35bA	35bA	36bA
LO-Ni	34bA	34bA	34bA
LO-Pb	35bA	35bA	35bA
<b>Manganeso (mg kg<sup>-1</sup>)</b>			
SO	608aA	605aA	600aA
LO	593aA	602aA	607aA
LO-Cd	605aA	600aA	595aA
LO-Ni	595aA	500aA	595aA
LO-Pb	603aA	602aA	602aA

En cada columna y para cada metal pesado esencial, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos (P <0.05).

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos (P <0.05)

Contrariamente a lo observado en los tratamientos LO-Cd y LO-Pb, la contaminación de lodo con  $500 \text{ mg Ni kg}^{-1}$  suelo, aumentó de forma significativa la concentración de Fe, Mn, Cu y Zn en las diferentes partes del cultivo (Tabla V.11), así como la extracción de estos metales por la parte aérea del mismo (Figura V.6). Estos aumentos evidenciaron un claro efecto sinérgico de Ni sobre la absorción de Fe, Mn, Cu y Zn por la planta.

En diferentes estudios, se ha puesto de manifiesto que la aplicación de dosis elevadas de Cd, Ni o Pb al suelo, puede tener efectos antagónicos y/o sinérgicos, o bien no mostrar un efecto definido sobre la absorción de micronutrientes por la planta (Walwer et al., 1977; Patel et al., 1980; Allison y Dzialo, 1981; Bingham et al., 1975; Turner, 1972). Las discrepancias observadas en la bibliografía consultada, ponen de manifiesto la inconsistencia de muchos de los resultados y conclusiones obtenidos en estos estudios; así como el desconocimiento que todavía se posee sobre las interacciones entre los metales pesados, esenciales o no, a nivel de suelo y planta. En nuestro estudio, los aumentos de Fe, Mn, Cu y Zn determinados en el tratamiento LO-Ni, podrían ser atribuidos, entre otras, a las siguientes causas: a) El mayor descenso de la reacción del suelo en este tratamiento, que aumentará la disponibilidad para la planta de estos elementos (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Adriano, 1986); b) La alta dosis de Ni aplicada al suelo, podría reemplazar a otros metales de las superficies coloidales de este medio, aumentando con ello, la disponibilidad de estos elementos esenciales para el cultivo (Adriano, 1986).

En todo caso, y pese a las variaciones inducidas por los diferentes tratamientos ensayados, las concentraciones de Fe, Mn, Cu y Zn detectadas en el cultivo de trigo, se encontraron, con alguna excepción, dentro de los rangos que se consideran normales para este cultivo (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Reuter y Robinson, 1986; Benton Jones et al., 1991). La excepción anteriormente mencionada corresponde a los niveles de Zn en grano detectados en los suelos enmendados con lodo natural o contaminado, los cuales podrían ser estimados como tóxicos (Takkar y Mann, 1978). Este metal, así como el Cu, tendió a acumularse en el grano del trigo cultivado. Ello evidenciaría una transferencia preferencial de ambos metales desde los órganos vegetativos a los órganos reproductivos; hecho constatado en otros cultivos cerealísticos

(Duffus y Rosie, 1976; Kubota et al., 1992).

A nivel del suelo, y tanto al inicio como al final del experimento de incubación o de invernadero, los niveles de Fe, Mn, Cu y Zn totales se vieron modificados con la adición al mismo de lodo residual, independientemente de que hubiese sido contaminado o no. Tanto Cu como Zn aumentaron significativamente, Fe descendió también de forma significativa y Mn no sufrió cambios apreciables (Tabla V.12). A pesar del aumento detectado de Cu y Zn, los valores finales de ambos ensayos se encontraron ligeramente por debajo de los niveles de concentración en suelos normales, de acuerdo a los límites propuestos por la legislación holandesa y canadiense (Tabla V.13).

**Tabla V.13.** Concentraciones ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) límites de suelos contaminados según la legislación holandesa y canadiense.

	Holanda			Canada		
	A	B	C	A	B	C
Cu	50	100	500	50	100	500
Zn	200	500	3000	100	500	1500
Cd	1	5	20	1.5	5	20
Ni	50	100	500	50	100	500
Pb	50	150	600	50	200	600
Cr	100	250	800	75	250	800

**A:** Niveles de concentración en suelos normales

**B:** Niveles de concentración en suelos con riesgo de contaminación

**C:** Niveles de concentración en suelos que necesitan descontaminación para su uso

En relación a las formas asimilables de los micronutrientes determinados en el suelo, la Tabla V.14 expone las concentraciones de Cu,



**Tabla V.14.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de Cu, Zn, Fe y Mn extraídos con DTPA del suelo al inicio y al final del experimento de incubación e invernadero. Valores medios de tres repeticiones.

	Inicio	Final	
		Incubación	Invernadero
		<b>Cobre</b>	
SO	2.5bA	2.2cA	2.1cA
LO	4.9aA	8aA	6.1aA
LO-Cd	4.7aA	3.4bB	4.9aA
LO-Ni	5.1aA	3.4bA	4.9bA
LO-Pb	4.3aA	3.5bB	4.3bA
		<b>Zinc</b>	
SO	6.5bA	5.5bA	6bA
LO	23aA	13aA	26aA
LO-Cd	25aA	13aB	26aA
LO-Ni	23aA	10aB	22aA
LO-Pb	24aA	12aB	24aA
		<b>Hierro</b>	
SO	15bB	17bB	23bA
LO	28aB	74aA	44aB
LO-Cd	28aA	30bA	32bA
LO-Ni	24aB	21bB	30bB
LO-Pb	25aB	21bC	31bA
		<b>Manganeso</b>	
SO	20bA	4.6bB	21bA
LO	26aB	58aA	29aB
LO-Cd	24aA	6.8bC	15bC
LO-Ni	25aB	6.5bC	31aA
LO-Pb	23abA	5.9bC	16bB

En cada columna y para cada metal pesado esencial, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

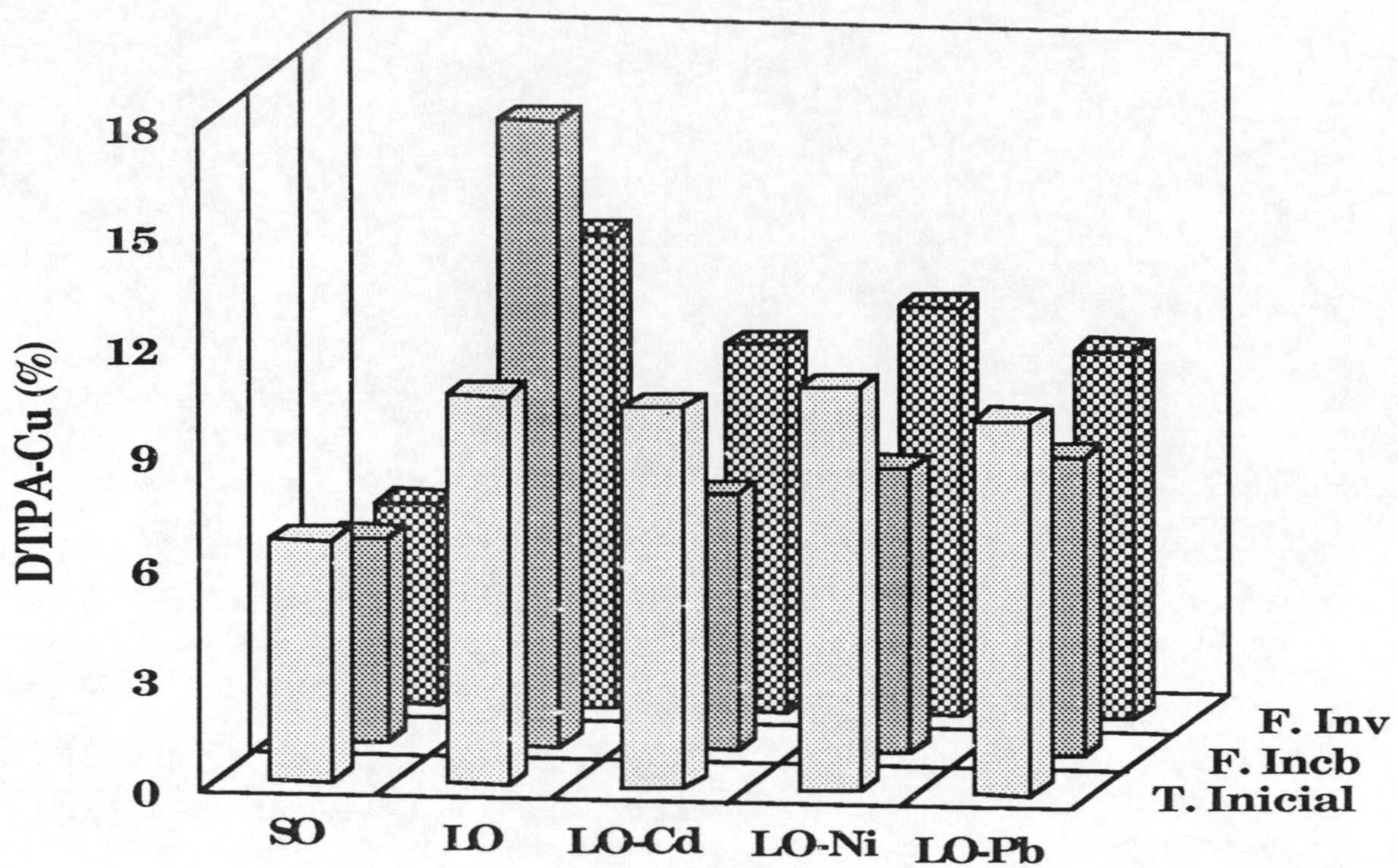
En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

**Tabla V.15.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de Cu, Zn, Fe y Mn solubles en el suelo al inicio y al final del experimento de incubación e invernadero. Valores medios de tres repeticiones.

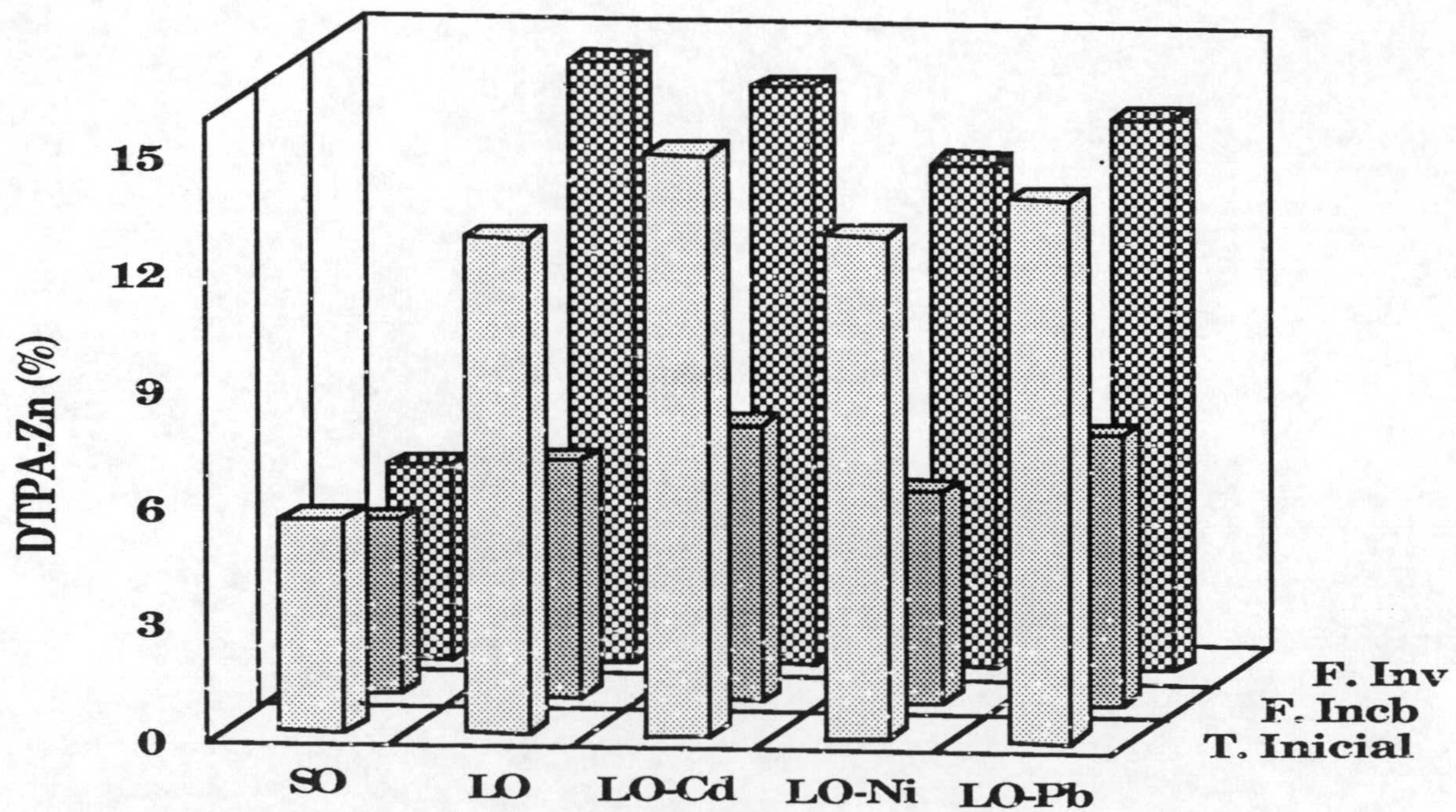
	Inicio	Final	
		Incubación	Invernadero
		<b>Cobre</b>	
SO	0.12cA	0.12d	0.12dA
LO	0.19bA	0.21aA	0.2bcA
LO-Cd	0.19bA	0.2abA	0.19cA
LO-Ni	0.21aA	0.19bcA	0.22aA
LO-Pb	0.20abA	0.18cA	0.21abA
		<b>Zinc</b>	
SO	0.15bA	0.14bA	0.14bA
LO	0.25aA	0.24aA	0.27aA
LO-Cd	0.26aA	0.29aA	0.24aA
LO-Ni	0.28aA	0.29aA	0.26aA
LO-Pb	0.28aA	0.26bA	0.29aA
		<b>Hierro</b>	
SO	0.10bA	0.11cA	0.13bA
LO	0.22aC	0.46aA	0.39aB
LO-Cd	0.24aB	0.2bB	0.32aA
LO-Ni	0.23aB	0.2bB	0.39aA
LO-Pb	0.2aB	0.23bB	0.37aA
		<b>Manganeso</b>	
SO	0.19dA	0.19cA	0.18dA
LO	1.7aC	3.1aA	2.1bB
LO-Cd	1.6bB	1bC	2bA
LO-Ni	1.6bB	1.3bC	2.9aA
LO-Pb	1.1cA	1.1bA	1.1cA

En cada columna y para cada metal pesado esencial, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

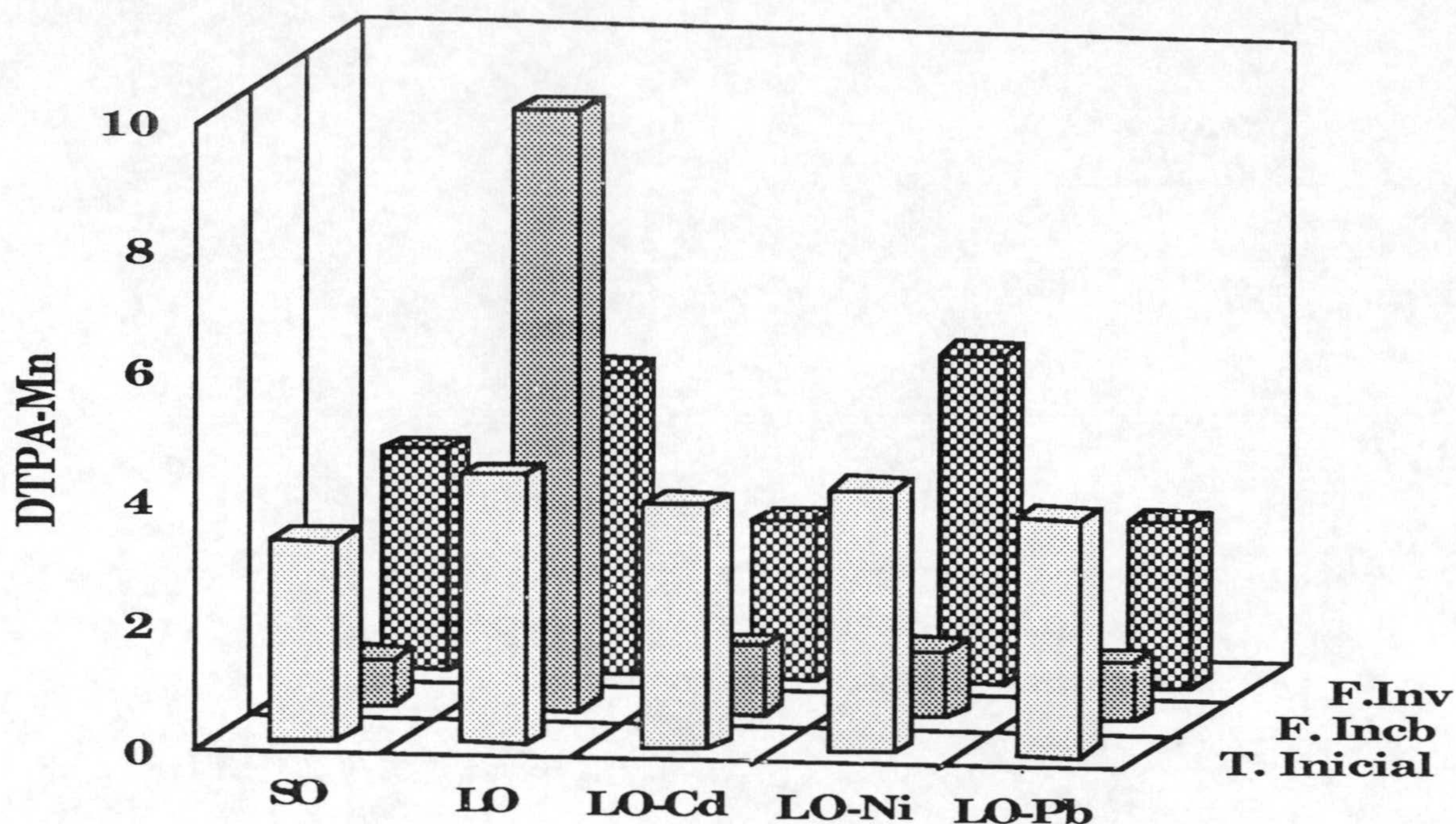
En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $P < 0.05$ )



**Figura V.7.** Porcentaje de movilidad de Cu en el extractante DTPA en el suelo al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv).



**Figura V.8.** Porcentaje de movilidad de Zn en el extractante DTPA en el suelo al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv).



**Figura V.9.** Porcentaje de movilidad de Mn en el extractante DTPA en el suelo al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv).

Zn, Fe y Mn extraídos con DTPA, así como la Tabla V.15 hace referencia a las fracciones solubles de estos elementos en el medio edáfico. Asimismo, las figuras V.7, V.8 y V.9 exponen, respectivamente, las movilidades de Cu, Zn y Mn en la solución complejante DTPA. No se han representado las movilidades del Fe, ni las de Mn, Cu, Zn en agua debido a su bajo porcentaje que, en todo caso, fue inferior al 1%.

El aporte de lodo residual, contaminado o no con Cd, Ni o Pb, incrementó los valores de Fe y Mn del suelo extraídos con DTPA y agua, a diferencia de lo observado con el contenido total en suelo de estos elementos. Asimismo, también aumentaron significativamente los niveles asimilables de Cu y Zn en el suelo. Estos aumentos evidenciaron que el lodo residual de Orgiva, al igual que lo observado con otros materiales de procedencia urbana (McBride, 1995; Genevini et al., 1986; Nogales et al., 1989), presenta una notable capacidad para aumentar, inmediatamente tras su aplicación al suelo, la asimilabilidad de estos elementos esenciales para la planta. Dicha capacidad constituiría un hecho positivo del uso agrícola de este residuo, sobre todo si se utiliza

como fertilizante en suelos deficientes en oligoelementos.

Después de la incubación de este material en el suelo o tras la recogida del trigo cultivado sobre suelo enmendado con lodo residual, los niveles de Cu, Zn, Fe y Mn del suelo, así como sus movilidades, aumentaron significativamente respecto al tiempo inicial. Comparativamente, las mayores concentraciones de Cu, Fe y Mn extraídas con DTPA o agua se observaron al final del experimento de incubación, mientras que los valores de Zn asimilables fueron superiores tras la recogida del cultivo de trigo. El efecto observado al final de ambos experimentos confirmaron la capacidad, tanto inmediata como residual, que presenta el lodo residual de Orgiva para enriquecer el suelo con fracciones asimilables de Cu, Zn, Fe y Mn. Ello sería atribuible a que estos elementos deben encontrarse en el lodo residual formando complejos orgánicos de bajo peso molecular, los cuales, a través de su degradación en el suelo, tenderá a liberarlos a este medio, aumentando su asimilabilidad (Doudley et al., 1987; Hue et al., 1988). Además de ello, también hay que considerar la acidificación del suelo inducida por el aporte de lodo residual (Tabla V.6), que favorecerá la solubilización de Cu, Zn, Fe y Mn innato en el suelo (Keefer et al., 1969; Street et al., 1978). Para algunos autores (Chang et al., 1982; Bidwell y Dowdy, 1987), la persistencia de la asimilabilidad de alguno de estos elementos en el suelo, fundamentalmente Cu y Zn, puede perdurar durante un largo período de tiempo. Este hecho podría constituir un riesgo potencial de toxicidad para la planta, si durante este período se vuelve a aplicar lodo residual al suelo. De cualquier forma, los contenidos totales de estos elementos en el suelo, no alcanzaron niveles teóricamente tóxicos para la planta (Chang et al., 1987; McBride, 1995).

En relación al efecto que ocasiona la aplicación de lodo residual contaminado con Cd, Ni o Pb, por lo general y salvo alguna excepción, los niveles de Cu, Zn, Fe y Mn extraídos del suelo con DTPA e agua fueron, al final de ambos experimentos, inferiores a los observados en el tratamiento que incluía lodo sin contaminar. Estos descensos, fueron más apreciables al final del experimento de incubación, donde se alcanzaron porcentajes de movilidad con DTPA de Mn, Cu y Zn inferiores a los registrados después de la recogida del cultivo.

V.2.6. EFECTO SOBRE EL CONTENIDO DE METALES PESADOS NO ESENCIALES (Cd, Ni y Pb) DE LA PLANTA Y EL SUELO

V.2.6.1. CADMIO.

Con la excepción del tratamiento que incluía lodo contaminado con Cd (LO-Cd), en el resto de los tratamientos ensayados no se detectaron, con la metodología analítica utilizada (Método IV.6.2.2), niveles de Cd en raíz, paja y grano de trigo, así como concentraciones de Cd totales o extraíbles con DTPA del suelo. Aunque, teóricamente, la aplicación de 200 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Orgiva introduciría 26 kg Cd ha<sup>-1</sup> en el suelo, lo que supondría una concentración total de 0,51 mg Cd kg<sup>-1</sup> suelo, éste no se detectó por espectrofotometría de absorción atómica con llama. En otros estudios, en los que se utilizó otras técnicas analíticas (espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito, espectrofotometría de emisión-ICP) sí se han detectado niveles de Cd en suelo y plantas debido al aporte de lodos residuales; niveles, que por lo general, tienden a aumentar linealmente con la dosis aplicada (Bidwell y Dowdy, 1987; Kim et al., 1988; Rappaport et al., 1988).

**Tabla V.16.** Concentración (mg kg<sup>-1</sup>) de cadmio en raíz, paja y grano de trigo. Valores medios de tres repeticiones

	<b>Raíz</b>	<b>Paja</b>	<b>Grano</b>
LO-Cd	37	22	14

En los tratamientos SO, LO, LO-Ni y LO-Pb no se detectó Cd en raíz, paja y grano con la metodología analítica utilizada

El trigo cultivado sobre el suelo mezclado con lodo contaminado con Cd (16 mg kg<sup>-1</sup> suelo) presentó niveles apreciables de este metal en las diferentes partes del cultivo analizadas (Tabla V.16). Este elemento tendió a acumular en la raíz, aunque también fue apreciablemente translocado a la parte aérea del trigo. En la parte aérea, se observó una mayor concentración de Cd en paja que en grano. Levi-Minzi y Petruzzelli (1983) apreciaron una tendencia

similar, al desarrollar un cultivo de trigo sobre un suelo contaminado con lodo y Cd, aunque en este estudio, los niveles de Cd en raíz fueron considerablemente más elevados que en la parte aérea. Asimismo, Kubota et al. (1992), después de analizar diferentes órganos de la parte aérea de un cultivo de trigo, dejaron patente que la concentración de Cd fue más elevada en el raquis, hojas y tallos, que en el grano de trigo.

Las concentraciones detectadas, tanto en paja como en grano, de este metal en el tratamiento LO-Cd, fueron muy superiores a los niveles normalmente encontrados de Cd en diferentes variedades de trigo (Lag y Steiness, 1978; Zook et al., 1970), aunque no se evidenciaron síntomas visuales de toxicidad (p.e. clorosis).

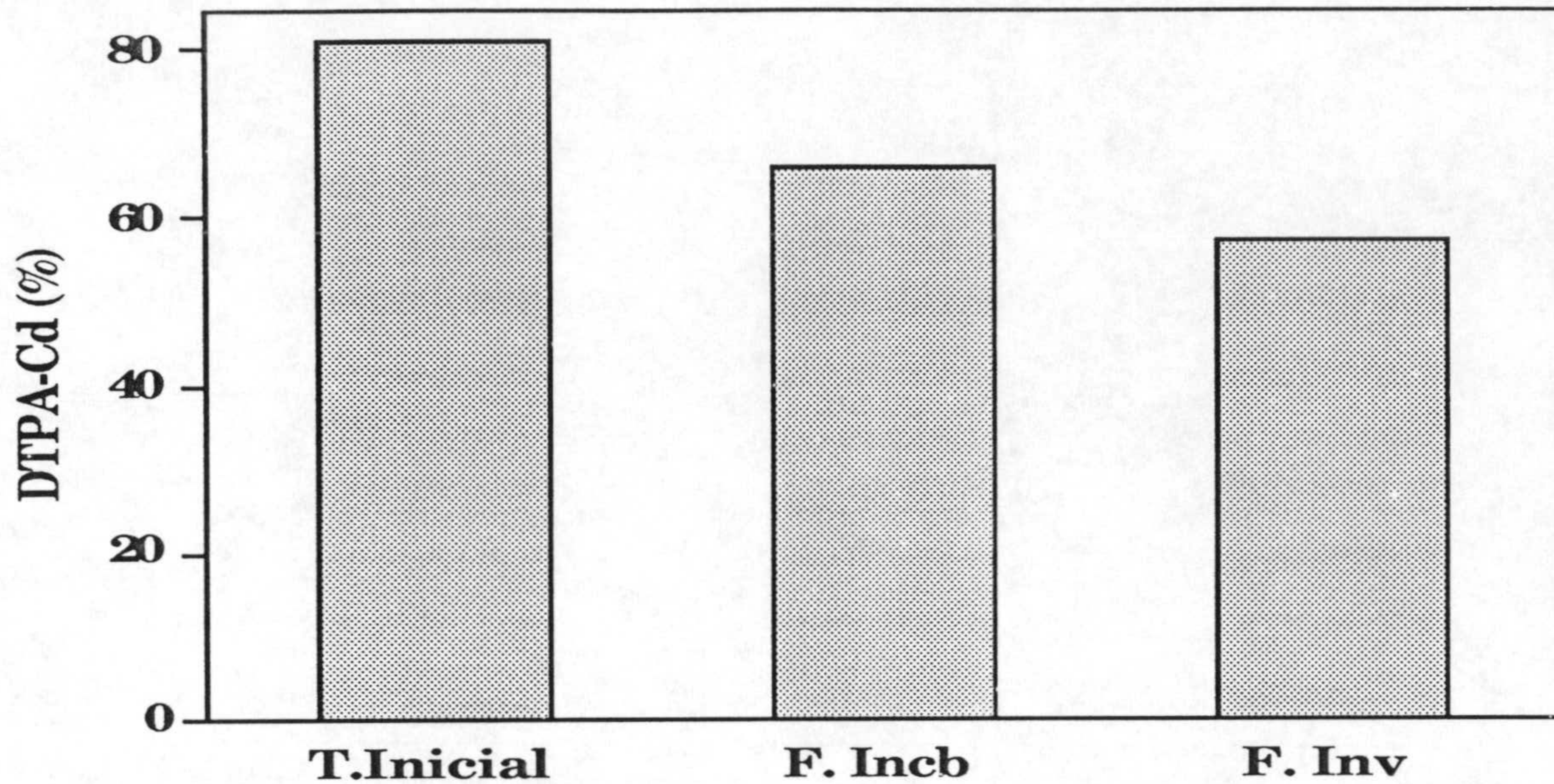
Pese a ello, las elevadas concentraciones de Cd en el grano de trigo ( $14 \text{ mg kg}^{-1}$ ) podría constituir un peligro para la salud humana, si este grano fuese consumido (Bingham, 1979; O.M.S., 1972).

**Tabla V.17.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de Cd en el suelo al inicio y final de ambos experimentos. Valores medios de tres repeticiones

	<b>Inicial</b>	<b>Final</b>	
		<b>Incubación</b>	<b>Invernadero</b>
		<b>Total</b>	
LO-Cd	16A	15A	15A
		<b>DTPA</b>	
LO-Cd	13A	1Bb	8.5C

En los tratamientos SO, Lo, LO-Ni y LO-Pb no se detectaron niveles de Cd totales y extraídos con DTPA del suelo, así como en ninguno de los tratamientos ensayados niveles de Cd solubles en suelo por la metodología analítica utilizada.

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $P < 0.05$ )



**Figura V.10.** Porcentaje de movilidad de Cd en el suelo del tratamiento LO-Cd al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv).

Tras la recogida del cultivo, más del 55% del Cd adicionado al suelo fue extraído con DTPA (Tabla V.17). Este porcentaje de extracción fue mayor (66%) cuando el lodo contaminado con Cd fue incubado en el suelo. En todo caso, y respecto al tiempo inicial, los valores de Cd extraído del suelo con DTPA, así como su movilidad (Figura V.10) disminuyeron apreciablemente, lo que implica que parte del Cd inicialmente asimilable tendió a fijarse en el suelo, mediante inmovilización microbiana, precipitación con óxidos e hidróxidos de Fe, Al o Mn, formación de complejos de baja solubilidad con la materia orgánica humificada del suelo (Adriano, 1986; Street et al., 1978). En estos estudios, en los que se adicionaba lodo residual contaminado o no con Cd, también se apreció una disminución de Cd asimilable del suelo en función del tiempo (Street et al., 1978; Bidwell y Dowdy, 1987; Brams y Anthony, 1988). Asimismo, los porcentajes de extracción de Cd del suelo con DTPA presentan valores similares a los observados en este estudio (Bell et al, 1991; Baker et al, 1979); porcentajes que tienden a disminuir acusadamente en suelos de naturaleza calcárea (Baca et al, 1991).



Por último, y en lo referente al contenido total de Cd en el suelo, los niveles detectados, tanto al inicio como al final de ambos experimentos fueron similares, alrededor de  $16 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ . De acuerdo a las normativas de Canadá y Holanda (Tabla V.13), estos valores superarían los niveles de concentración de Cd en suelos con riesgos de contaminación, encontrándose muy cerca de los niveles que aconsejarían la descontaminación del suelo.

#### V.2.6.2. NIQUEL

Al igual que lo observado en el Cd, no se detectaron, con la metodología analítica utilizada (Método IV.6.2.2), niveles de Ni en planta en aquellos tratamientos que no habían sido contaminados con este metal.

**Tabla V.18.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de níquel en raíz, paja y grano de trigo. Valores medios de tres repeticiones

	<u>Raíz</u>	<u>Paja</u>	<u>Grano</u>
LO-Ni	880	81	79

En los tratamientos SO, LO, LO-Ni y LO-Pb no se detectó Ni en raíz, paja y grano con la metodología analítica utilizada

En el tratamiento LO-Ni, la concentración de Ni en raíz de trigo fue diez veces superior a la cuantificada en la parte aérea (Tabla V.18). En ésta última, la concentración de microelemento en paja y grano fue similar. La elevada concentración de Ni en la raíz de trigo, efecto que también se ha puesto de manifiesto en otros cultivos cerealísticos y hortícolas (Checkai et al., 1986; Dang et al., 1990), deja patente la gran capacidad de intercambio catiónico que posee este órgano vegetal, la cual posibilitaría la extracción de este elemento del suelo (Hayne, 1980). En la parte aérea de otros cultivos, aunque por lo general se detectan mayores concentraciones de Ni en hojas y tallos que en granos o semillas (Cataldo et al., 1978a,b; Welch y Cary, 1975), durante la senescencia, por lo general se observa una removilización de Ni desde los órganos vegetativos a los reproductivos (Cataldo et al., 1978b); hecho

que, en gran medida, explicaría las concentraciones similares de Ni detectadas en paja y grano del cultivo ensayado. Por último, hay que señalar que las concentraciones de Ni alcanzadas en la parte aérea de nuestro cultivo deberían ser consideradas como tóxicas, de acuerdo a lo sugerido por Allaway (1968) y Roth et al., (1971) que establecen este nivel de toxicidad a partir de 50 mg Ni kg<sup>-1</sup> planta. Sin embargo, no se evidencian síntomas visuales de toxicidad en el cultivo, hecho que se confirma, además, por la escasa reducción de la cosecha de trigo observada en este tratamiento (Tabla V.8).

**Tabla V.19.** Concentración (mg kg<sup>-1</sup>) de níquel en el suelo al inicio y final de ambos experimentos. Valores medios de tres repeticiones

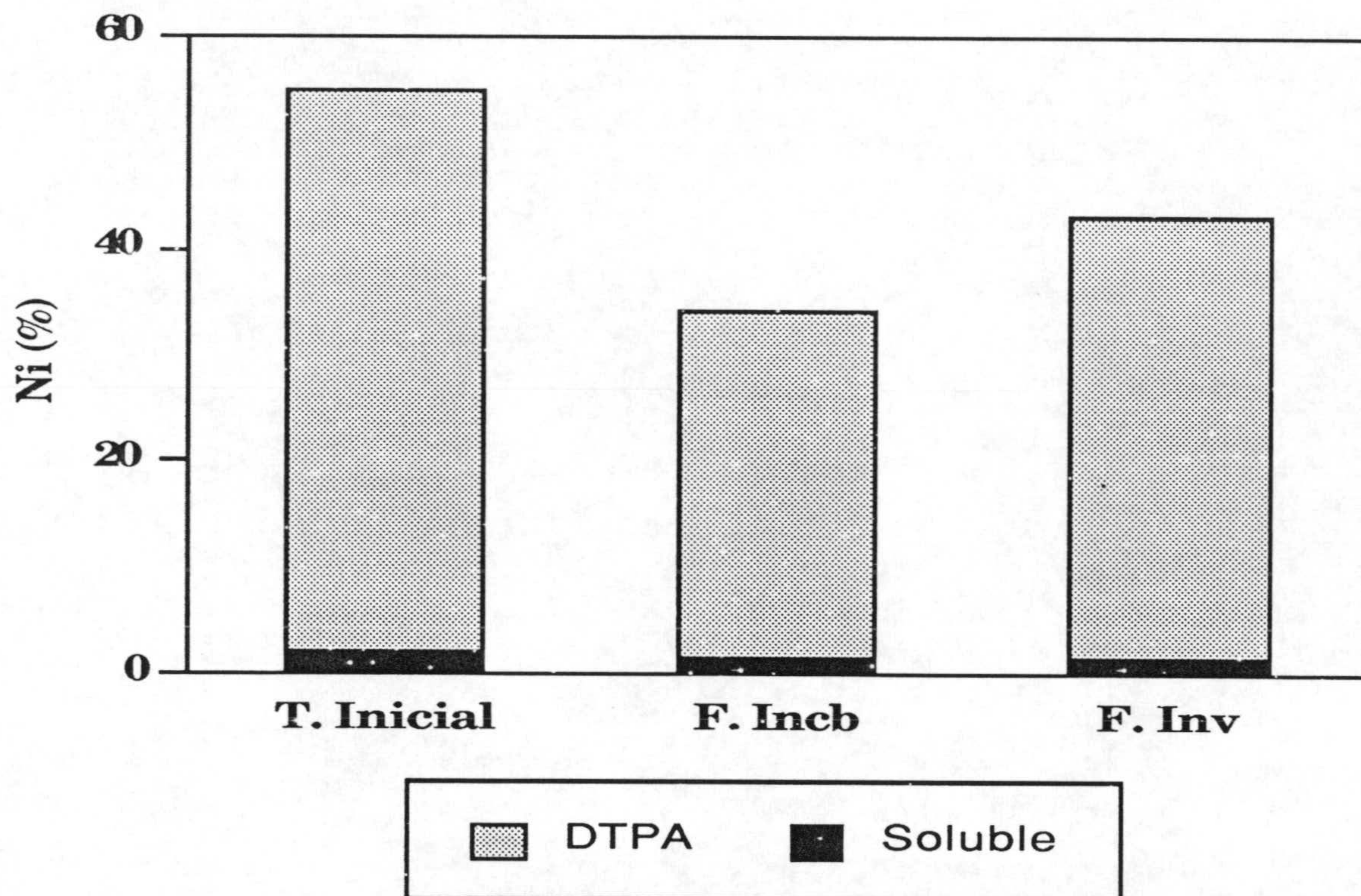
	Inicial	Final	
		Incubación	Invernadero
		<b>Total</b>	
SO	40bA	41bA	40bA
LO	40bA	41bA	40bA
LO-Cd	40bA	43bA	38bA
LO-Ni	432aA	423aA	437aA
LO-Pb	43bA	42bA	42bA
		<b>DTPA</b>	
SO	0.95dA	0.63bB	1.1bA
LO	0.99cC	1.9bA	1.4bB
LO-Cd	1cB	0.88bC	1.5bA
LO-Ni	240aA	144aC	189aB
LO-Pb	1.2bB	1bB	1.6bA
		<b>Solubles</b>	
LO-Ni	9.4A	7.4B	6.9C

En los tratamientos SO, LO, LO-Ni y LO-Pb no se detectó Cd soluble en el suelo con la metodología analítica utilizada

En cada columna y para cada fracción de níquel, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos (P <0.05).

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos (P <0.05)

A nivel de suelo, tanto al inicio como al final de los dos experimentos realizados (incubación e invernadero), el aporte de lodo residual de Orgiva, natural o contaminado con Cd o Pb, no modificó significativamente los valores de concentración de Ni totales (Tabla V.19) y extraídos del suelo con DTPA (Tabla V.19). Los rangos de movilidad de Ni extraído con la solución complejante DTPA en estos tratamientos fué muy baja, variando entre 1,5% y 4,6%. estos porcentajes son similares a los observados en suelos de diferente naturaleza de Canada (Whitby et al, 1978), Egipto (Elrashidi et al., 1979) y California (Valdares e al., 1983).



**Figura V.11.** Porcentaje de movilidad de Ni en el suelo del tratamiento LO-Ni al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv).

Las formas asimilables de este metal, tanto los extraídos con DTPA como los solubles (Tabla V.19), así como sus movilidades (Figura V.11),

disminuyeron al final de ambos experimentos, de forma más acusada cuando el lodo contaminado con Ni era incubado en el suelo. Ello dejó patente que parte del Ni adicionado al suelo y que se encontraba en forma asimilable, tendió a inmovilizarse mediante procesos similares a los indicados para el Cd ( Uren, 1992; Adriano, 1986). Pese a estos descensos, la elevada movilidad aún observada (entre 34% y 43% para el caso de las formas de Ni complejadas con DTPA) al final de ambos experimentos constituiría un riesgo para los cultivos que se desarrollan sobre él.

En el tratamiento LO-Ni, la concentración total de Ni en el suelo fue ligeramente superior a  $400 \text{ mg kg}^{-1}$ , que era la dosis de aplicación de este metal, mezclado e incubado previamente con lodo residual. De acuerdo a las normativas holandesa y canadiense (Tabla V.13), estos niveles superarían ampliamente los límites de riesgo de contaminación del suelo, obligando incluso a que este suelo necesitara una descontaminación.

#### V.2.6.3. PLOMO

**Tabla V.20.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de plomo en raíz y paja de trigo.

	Raíz	Paja
SO	12b	1c
LO	17b	6b
LO-Cd	22b	4bc
LO-Ni	51b	4bc
Lo-Pb	1088a	36a

En grano de trigo no se detectó plomo con la metodología analítica utilizada

En cada columna, los valores medios seguidos de diferente letra son significativos ( $P < 0.05$ )

La aplicación de lodo residual, natural o contaminado con Cd o Ni, aumentó la concentración de plomo en raíz de trigo (Tabla V.20). Este aumento fue especialmente acusado cuando se aplicó al suelo lodo contaminado con 1600 mg Pb kg<sup>-1</sup> suelo. En relación a la parte aérea del cultivo, se observó un aumento de la concentración de elemento en la paja del trigo en aquellos tratamientos que incluían lodo residual; aumento que lógicamente fue más apreciable cuando el subproducto se contaminó con plomo. En cambio, la concentración de plomo en grano no se modificó, estando, en todos los tratamientos ensayados, los niveles por debajo del límite de detección del método analítico utilizado.

Al igual que lo observado por Baumhardt y Welch (1972) en maíz, Rains (1975) en avena y Kubota et al. (1992) en otros cultivos cerealísticos, los resultados obtenidos dejaron patente que el plomo, tras su absorción por la raíz, fue escasamente transferido a la parte aérea del cultivo, no siendo translocado desde los órganos vegetativos a los granos de trigo. Ello puede ser motivado, tal como señala Rans (1975) a la tendencia que presenta el Pb a precipitarse o formar complejos insolubles en el sistema y en las paredes celulares, lo cual favorece su inmovilización, reduciéndose acusadamente el transporte de este metal. Además de ello, también hay que considerar la posibilidad de una absorción selectiva de este metal por células de transferencia existentes en los órganos reproductivos del cultivo ensayado (Welch, 1986), las cuales restringirían el movimiento del elemento a los granos de trigo (Kubota et al., 1992). Por tales motivos, el cultivo de trigo, al igual que ocurre con otros cultivos cerealísticos y a diferencia de los hortícolas, se comportaría como una barrera natural que evitaría la transferencia de este metal a la parte comestible del mismo, impidiendo así la entrada del plomo en la cadena trófica.

A nivel del suelo, la aplicación de lodo residual aumentó la concentración de Pb total y extraído con DTPA (Tabla V.21 ). Además, estas formas asimilables y sus movilidades (figura V.12) aumentaron significativamente al final de los experimentos de incubación e invernadero respecto al inicio de ambos. Ello implicaría que parte del plomo, que inicialmente se encontraba en forma soluble en el lodo, tendió a pasar a formas disponibles tras un período de integración de este material orgánico en el suelo.

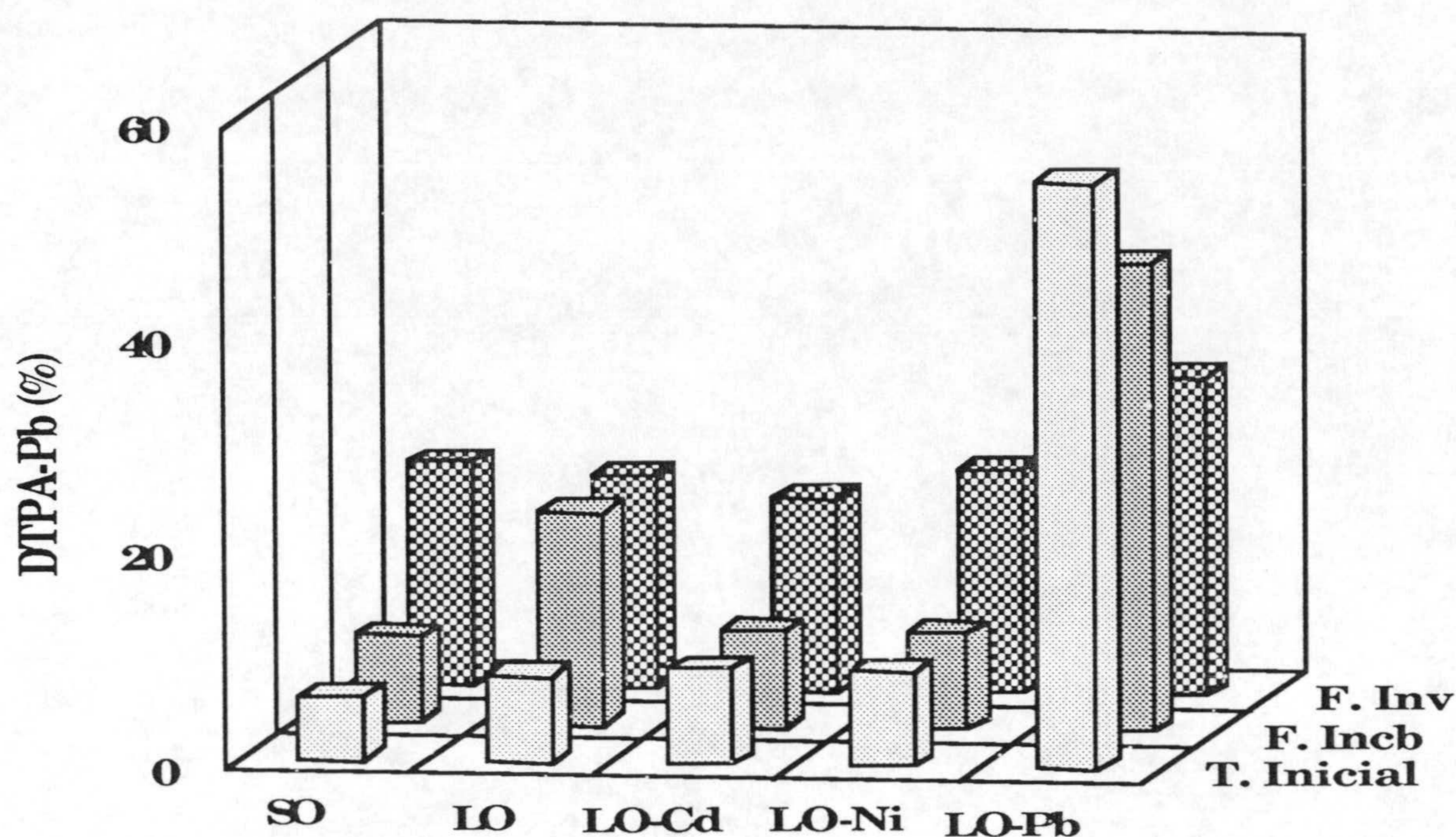
**Tabla V.21.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de plomo en el suelo al inicio y final de ambos experimentos. Valores medios de tres repeticiones

	Inicial	Final	
		Incubación	Invernadero
		<b>Total</b>	
SO	162cA	141cB	131cB
LO	232bA	200bB	185bC
LO-Cd	218bcA	196bB	175bC
LO-Ni	201bcA	194bB	177bC
LO-Pb	1807aA	1773aA	1780aA
		<b>DTPA</b>	
SO	10cC	12cB	27bA
LO	20bB	40bA	38bA
LO-Cd	19bB	18cB	32bA
LO-Ni	18bB	18cC	38bA
LO-Pb	1000aA	761aB	543aC
		<b>Solubles</b>	
LO-Pb	0.57A	0.32B	0.25C

En los tratamientos SO, LO, LO-Ni y LO-Pb no se detectó Pb soluble en el suelo con la metodología analítica utilizada

En cada columna y para cada fracción de plomo, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $P < 0.05$ ).

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $P < 0.05$ )



**Figura V.12.** Porcentaje de movilidad de Pb en el extractante DTPA en el suelo al inicio (T. Inicial) y final del experimento de incubación (F. Incb) e invernadero (F. Inv).

En el tratamiento que incluía lodo contaminado con plomo, los valores totales de este metal en el suelo alcanzaron niveles en torno a los 1800 mg Pb kg<sup>-1</sup> suelo (Tabla V.21). Las formas asimilables de metal en el suelo (solubles y extraídas con DTPA, Tabla V.21), así como sus movilidades (Figura V.12) disminuyeron apreciablemente al final de ambos experimentos, de forma más notable en el suelo que contuvo el cultivo de trigo. Estos descensos dejaron patente, al igual que lo observado para Cd y Ni, que el plomo adicionado como acetato al lodo residual, tiende a inmovilizarse mediante mecanismos de precipitación o insolubilización con la materia orgánica del subproducto, durante la degradación de éste en el suelo. En todo caso, el aporte de lodo contaminado con plomo daría lugar, en el suelo, a niveles elevados en la cantidad de Pb total y asimilable, así como de su movilidad, lo cual resultaría tóxico para animales y seres humanos si accidentalmente este suelo fuese ingerido por ellos (Wallace, 1994). Ello exigiría, de acuerdo con las normativas holandesa y canadiense (Tabla V.13), la descontaminación del medio edáfico.

**POTENCIAL FERTILIZANTE Y CONTAMINANTE  
DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO  
COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO.**

VI. MATERIAL Y METODOS

VII. RESULTADOS Y DISCUSION

---



## VI. MATERIAL Y METODOS

1. Materiales: suelo, lodo residual de Granada, lodo compostado y cenizas de lodo
  2. Tratamientos efectuados
  3. Experimento de incubación
    - 3.1. Desarrollo experimental
    - 3.2. Análisis efectuados
  4. Experimento de invernadero
    - 4.1. Preparación de las columnas lisimétricas
    - 4.2. siembra y cultivo
    - 4.3. Recolección
    - 4.4. Analisis efectuados
  5. Métodos utilizados para el análisis del lodo residual, lodo compostado, cenizas, suelo y planta
    - 5.1. Metales pesados totales del suelo, materiales orgánicos y cenizas
    - 5.2. Metales pesados potencialmente asimilables del suelo, materiales orgánicos y cenizas
    - 5.3. Test de fitotoxicidad
    - 5.4. Purificación de los ácidos húmicos contenidos en los materiales orgánicos
    - 5.5. Análisis elemental de los ácidos húmicos
    - 5.6. Cromatografía en gel Sephadex G-100 de los ácidos húmicos
    - 5.7. Espectroscopía infrarroja de acidos humicos
    - 5.8. Pirólisis-cromatografía de gases de ácidos húmicos
  6. Métodos utilizados para el análisis de los lixiviados
    - 6.1. Carbono orgánico total
    - 6.2. Nitratos
    - 6.3. Fósforo
    - 6.4. Metales pesados
  7. Tratamiento estadístico de los resultados
-

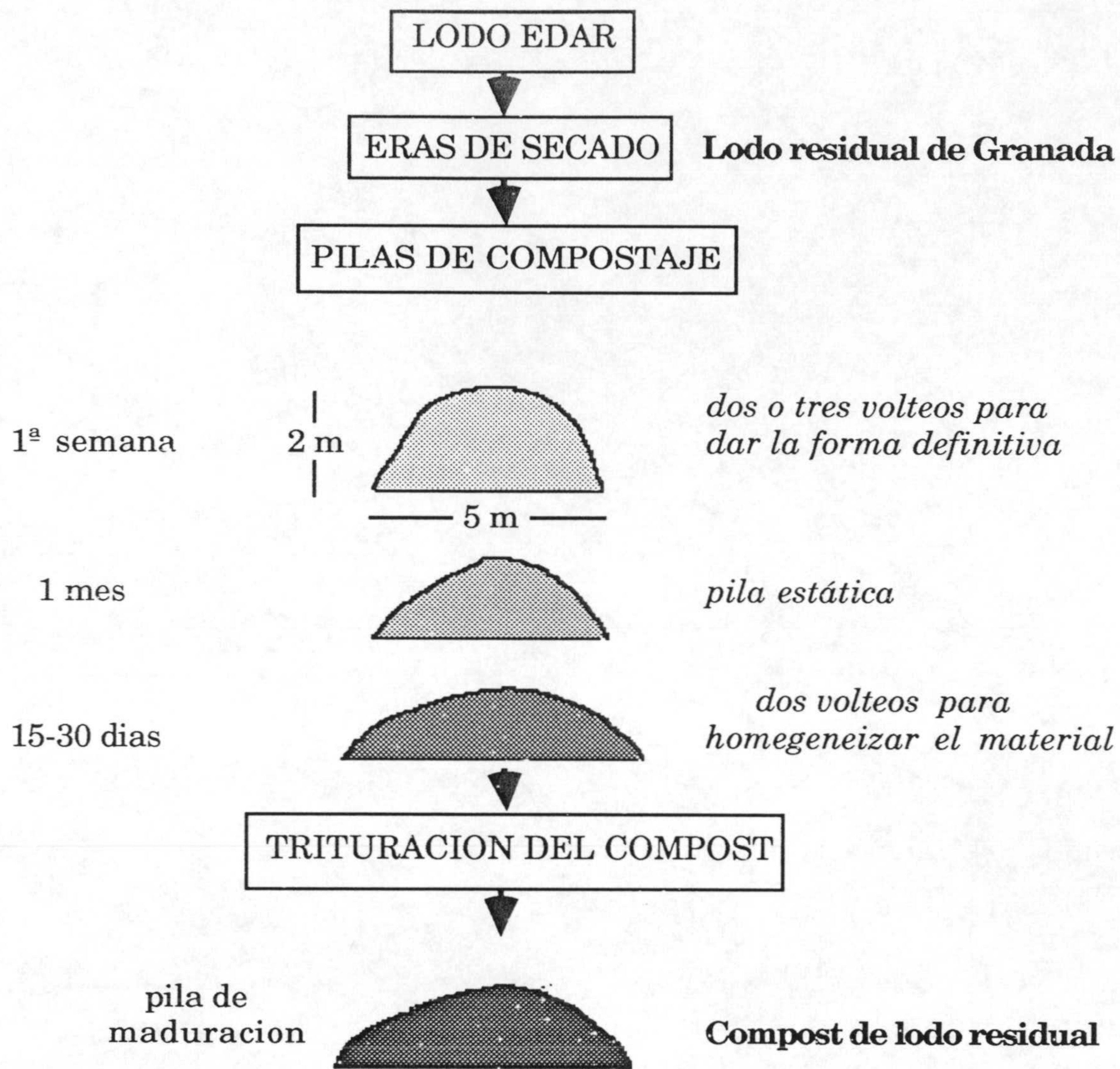
## **VI.1. MATERIALES: SUELO, LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO**

El suelo utilizado en ambos experimentos fue la capa arable (0-25 cm) de un suelo (Cambisol eútrico) degradado, susceptible de ser retirado del cultivo convencional y potencialmente reforestado, localizado en las cercanías de Alquife (Granada). La descripción del suelo según FAO (1989) y el análisis químico y textural del mismo se recogen en el apartado VII.1.1 y en la tabla VII.1.

Los lodos residuales y los lodos compostados fueron suministrados por la empresa "Abonos orgánicos del Sur", empresa que se encuentra localizada en las inmediaciones de Santa Fe. (Granada). Esta empresa composta los lodos deshidratados generados en la EDAR Los Vados-Sur y la EDAR Churriana-Oeste, que depuran las aguas residuales generadas de la ciudad de Granada.

Estas dos depuradoras utilizan un sistema convencional de depuración de aguas residuales urbanas, consistentes en dos grandes líneas de tratamiento, una correspondiente a la depuración de las aguas residuales urbanas y otra al tratamiento de los lodos que se van generando en las operaciones de decantación (Figura III.1).

La planta de la empresa "Abonos orgánicos del Sur" consiste en una extensión vallada de unas 2-3 ha, donde se realizan las labores de acondicionamiento, compostaje y adecuación del compost para su comercialización (Figura VI.1). Los lodos deshidratados procedentes de las depuradoras se extiende en capas para facilitar su secado (Foto 1). Una vez parcialmente seco, se amontona con la ayuda de una pala escavadora,



**Figura VI.1.** Proceso de compostaje de lodos residuales urbanos

**Tabla VI.1.** Tratamientos efectuados para el experimento de incubación e invernadero utilizando lodos de Granada

**SA:** Suelo de Aiquife

**LG:** Suelo + Lodo residual de Granada

**CL:** Compost de lodo residual de Granada

**LI:** Suelo + Cenizas de lodo residual de Granada



**Foto 1.** Planta de compostaje. Era de secado de los lodos deshidratados procedentes de las EDAR de Granada.



**Foto 2.** Planta de compostaje. Lodos de depurada compostados.

formando pilas de 2 m de alto, 5 m de ancho y longitud variable. Durante un mes la pila permanece estática, incrementándose su temperatura hasta valores de 50 a 60 °C. Pasado este mes, la pila se voltea un par de veces durante los siguientes 15 días, culminando de este modo la fermentación aerobia (Foto 2). Una vez compostado, el material pasa a un molino eléctrico, donde adquiere su textura fina.

Los materiales orgánicos utilizados en los experimentos de incubación e invernadero correspondieron al lodo secado en las eras (lodo residual de Granada) y al lodo compostado (compost de lodo residual de Granada). Ambos materiales, antes de su aplicación al suelo, fueron completamente secados al aire, molidos y tamizados (< 2 mm). Las características químicas de estos materiales aparecen recogidas en las tablas VII.2, VII.3 y VII.5.

Las cenizas de lodo residual procedieron del lodo secado, una vez molido y tamizado (<2 mm), que fue incinerado en horno mufla Gallemkamp mod. FR-614 a 450 C. El análisis de las cenizas se recoge en la tabla VII.4

## **VI.2. TRATAMIENTOS EFECTUADOS**

Los tratamientos efectuados, comunes a ambos experimentos de incubación e invernadero, se exponen en la tabla VI.1.

En el experimento de incubación, la dosis de lodo residual y compost de lodo aplicada al suelo fue de 100 Tm ha<sup>-1</sup>. Asimismo, las cenizas se aplicaron en una cantidad equivalente a 100 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual incinerado. Cada tratamiento se efectuó por cuadruplicado. En el caso del experimento de invernadero, la dosis de aplicación fue de 200 Tm ha<sup>-1</sup>, efectuándose cinco repeticiones por tratamiento.

## VI. 3. EXPERIMENTO DE INCUBACIÓN

### VI.3.1. DESARROLLO EXPERIMENTAL

El experimento de incubación se efectuó utilizando recipientes de vidrio de 200 ml de capacidad. En cada uno de ellos se depositó 100 g de suelo tamizado (< 2 mm), sólo o mezclado con 4 g de lodo residual, lodo compostado o la ceniza resultante de la incineración de 4 g de lodo residual. La humedad de incubación correspondió al 80% de la capacidad de campo del suelo, que se ajustó mediante el aporte de agua destilada. Posteriormente, todos los recipientes se cubrieron con Parafilm "M", permitiendo así el intercambio gaseoso sin pérdidas de humedad (Dubey, 1969).

La incubación de las diferentes muestras de cada uno de los tratamientos ensayados se llevó a cabo en una cámara cerrada a 28 °C, con temperatura regulada con termostato, efectuándose las determinaciones con la siguiente periodicidad: 0, 1, 2, 4, 8 y 16 semanas, por lo que de acuerdo con el número de tratamientos y repeticiones hubo necesidad de preparar inicialmente 96 recipientes. A cada uno de los intervalos programados, la muestra de suelo fue retirada de cada recipiente, secada al aire y guardada herméticamente en bolsa de plástico.

### VI.3.2. ANÁLISIS EFECTUADOS

Se realizaron los siguientes análisis de las muestras de suelo contenidos en los recipientes

a) Periódicamente:

pH (Método IV.5.4)

Metales pesados potencialmente asimilables (Método VI.5.2)

Metales pesados hidrosolubles (Método IV.5.12)

b) A tiempo inicial (0 semanas) y final (16 semanas)

Agregados estables (Método IV.5.2)

Capacidad de retención del agua (Método IV.5.3)  
Metales pesados totales (Método VI.5.1)  
Nitrógeno kjeldahl total (Método IV.5.8)  
Carbono orgánico total (Método IV.5.13)  
Fósforo y potasio potencialmente asimilables (Método VI.5.2)  
Fraccionamiento de la materia orgánica (Método IV.5.14)

## **VI.4. EXPERIMENTO DE INVERNADERO**

### **VI.4.1. PREPARACIÓN DE LAS COLUMNAS LISIMÉTRICAS**

El experimento de invernadero se realizó utilizando lisímetros cilindro-cónicos de PVC transparente, con un dispositivo al final que permite la recogida de las aguas percoladas. Con objeto de evitar el crecimiento de algas en el interior de las columnas, éstas fueron pintadas de negro que las protegen de la luz. El tamaño de las columnas lisimétricas fue de 26 cm de alto por 8.5 cm de diámetro superior. El llenado de las columnas con el suelo y los diferentes materiales a estudiar se realizó de la siguiente forma. En primer lugar, en la parte inferior cónica de 5 cm de altura se colocó un filtro de lana de vidrio sobre el cual se depositó 400 g de arena de cuarzo lavada previamente con ClH 1:1, con objeto de asentar sobre ella el suelo y además de favorecer que el agua, una vez atravesado el suelo, descienda hacia el fondo de la columna, donde, mediante un tubo de teflon de salida con llave de Hoffman, el agua percolada pueda ser recogida en un bote colector. Sobre la arena, se adicionó, aproximadamente, 1.2 Kg de suelo tamizado (< 5 mm). Esta capa de suelo ocupaba una altura en la columna de 10 cm (Capa B). Sobre esta capa de suelo, se adicionó otra de 1.2 kg del mismo tipo de suelo, mezclado con la dosis ensayada (200 Tm ha<sup>-1</sup>/96 g) de lodo residual, lodo compostado o las cenizas resultantes de la incineración de 96 g de lodo residual y con una fertilización basal constituida por 140, 70 y 130 kg ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O, respectivamente (Capa A). Una vez realizado el llenado de las columnas, éstas se trasladaron al invernadero, bajo condiciones controladas de temperatura, donde fueron colocadas sobre estructuras de soporte metálicas, conteniendo cada una de estas baterías 8 columnas. En función del número de tratamientos (4), repeticiones (5) y series (una con cultivo y otra sin cultivo)

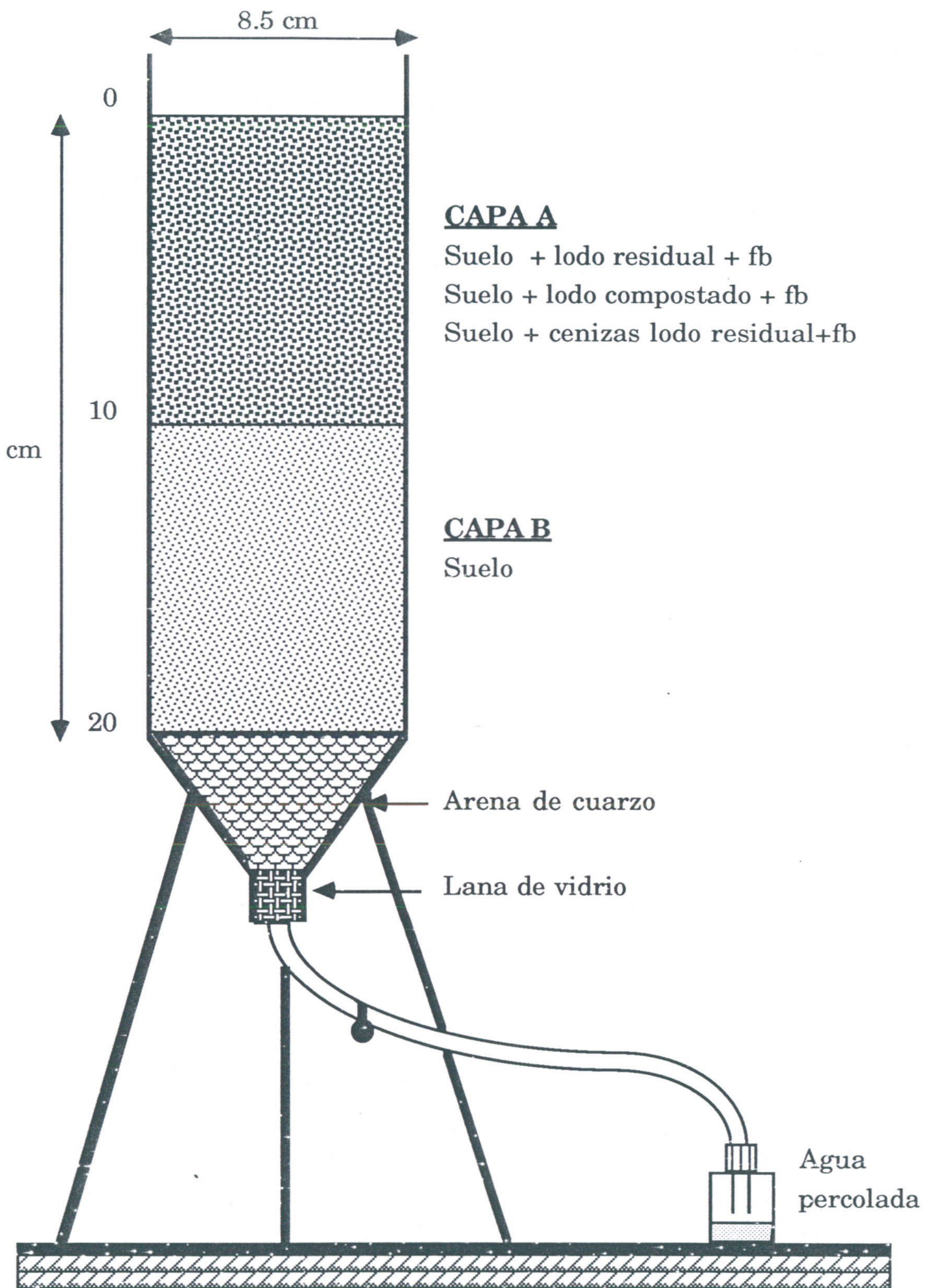


Figura VI.2. Esquema de la columna lisimétrica. fb: fertilización basal





Foto 3. Columna lisimétrica



Foto 4. Disposición de las columnas lisimétricas en el invernadero.

hubo necesidad de preparar un total de 40 columnas que fueron colocadas según un diseño de parcelas al azar. La figura VI.2 recoge el esquema de una de estas columnas, que aparece fotografiada en la foto 3. Asimismo, la foto 4 recoge la disposición de éstas columnas, sobre las estructuras de soporte, en el invernadero.

#### VI.4.2. SIEMBRA Y CULTIVO

La mitad de las columnas fueron sembradas con 12 semillas de trigo (*Triticum aestivum* L. var. Mesa), que se depositaron a 1 cm de profundidad en la capa A. A los 20 días de la siembra hubo necesidad de volver a realizar una nueva siembra de estas semillas, debido a su bajo poder de germinación. Posteriormente y a los 12 días de esta segunda siembra, y en los tratamientos que incluían suelo sólo (SA), suelo + compost de lodo (CLG) y suelo + cenizas de lodo (LIG), las plántulas se seleccionaron, dejando cinco de ellas por columna lisimétrica. La emergencia de las plántulas en el tratamiento que incluía lodo residual (LG) se retrasó durante 40 días, hecho atribuible a la presencia de sustancias fitotóxicas en este material, que retrasó acusadamente la germinación de las semillas. Sin embargo, tras el lavado del suelo por los riegos efectuados durante este periodo, la emergencia tuvo lugar, desarrollándose el cultivo adecuadamente, de forma similar a como tuvo lugar en los otros tratamientos ensayados. Los riegos se efectuaron con una periodicidad de tres días, adicionando 100 ml de agua a todas las columnas establecidas en el invernadero. A los 52 días del inicio de la resiembra, se adicionaron a todas las columnas 500 ml de agua destilada, abriéndose las llaves Hoffman situadas al final de los lisímetros con objeto de recoger las aguas percoladas de cada uno de ellos. Antes y después de la recogida del primer lixiviado, a todas las columnas se le adicionaron 70 Kg ha<sup>-1</sup> de nitrógeno disuelto en 100 ml de agua (Figura VI.3).

#### VI.4.3. RECOLECCIÓN

A los 38 días de la recogida del primer lixiviado, y una vez que el cultivo se había desarrollado completamente hasta la maduración del grano, se llevó a cabo la recolección del material vegetal. Tres días antes de la recogida del material vegetal, se volvieron a abrir las llaves Hoffman situadas al final de los lisímetros, previa adición de 500 ml de agua, recogiendo las

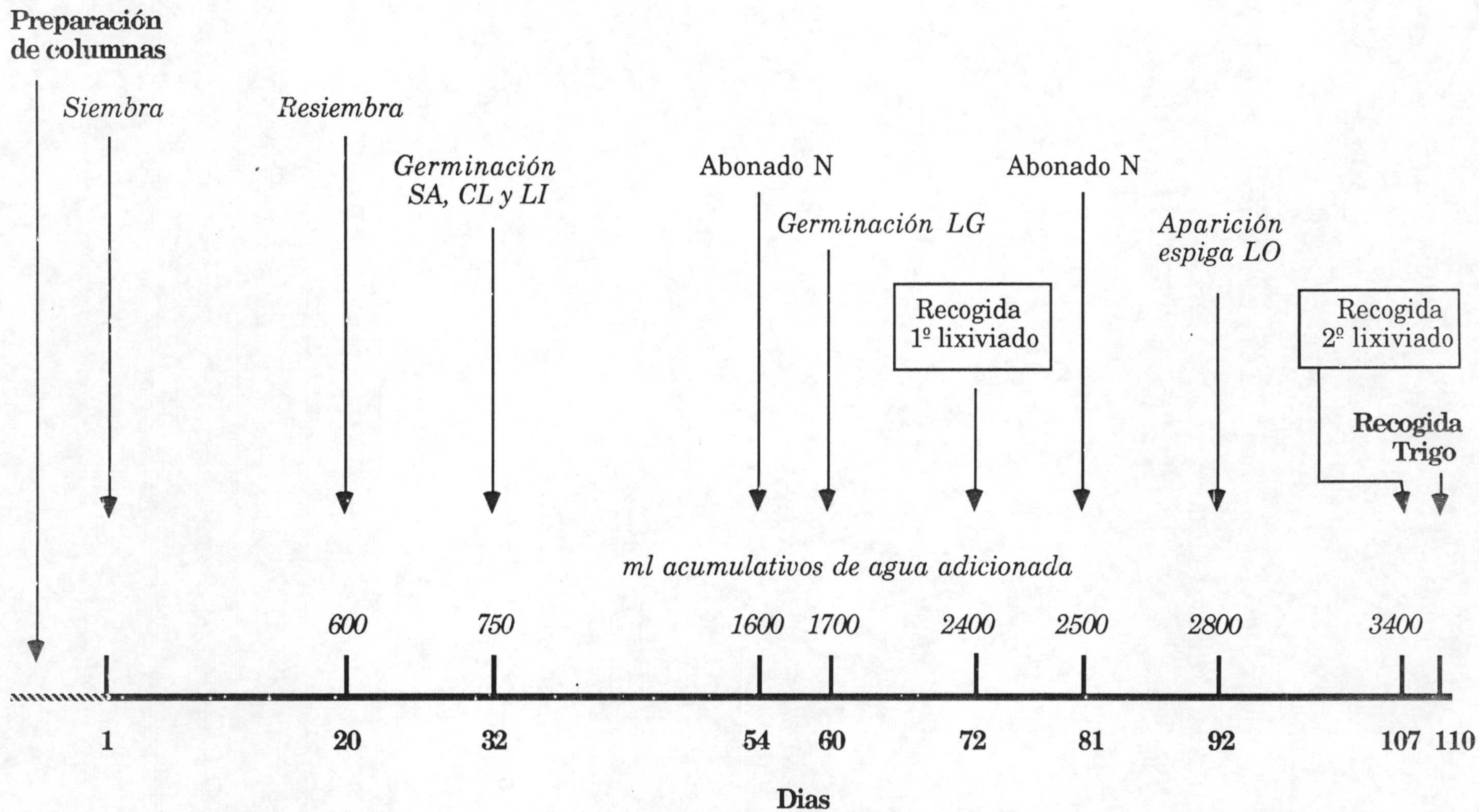


Figura VI.3. Esquema representativo del desarrollo temporal del experimento de lisímetros

aguas lixiviadas de cada una de las columnas. La recolección del material vegetal se llevó a cabo de forma similar a como se realizó en el experimento de invernadero utilizando lodo de Orgiva (Apartado IV.4.3 de la presente memoria de Tesis Doctoral).

Por último, cada una de las columnas lisimétricas fue cortada, separándose las dos capas de suelo, que fueron secadas al aire, molidas y tamizadas (< 2 mm); siendo cada una de estas capas, correspondientes a cada tratamiento y repetición, conservadas en bolsas de plástico hasta su posterior análisis.

#### VI. 4.4. ANALISIS EFECTUADOS

En relación a cada capa del suelo:

Agregados estables (Método IV.5.2)

Capacidad de retención del agua (Método IV.5.3)

pH (Método IV.5.4)

Metales pesados totales (Método VI.5.1)

Metales pesados, fósforo y potasio potencialmente asimilables (Método VI.5.2)

Metales pesados hidrosolubles (Método IV.5.12)

Carbono orgánico total (Método IV.5.13)

Fraccionamiento de la materia orgánica (Método IV.5.14)

En relación a la planta

N, P y K de paja y grano (Método IV.6.1)

Metales pesados totales en paja, grano y raíces (Método IV.6.2)

En relación a las aguas percoladas

Conductividad eléctrica (Método IV.5.5)

Carbono orgánico total (Método VI.6.1)

Nitratos (Método VI.6.2)

Fósforo total (Método VI.3)

Metales pesados totales (Método VI.6.4)

## VI.5. MÉTODOS UTILIZADOS PARA EL ANÁLISIS DEL LODO RESIDUAL, LODO COMPOSTADO, CENIZAS, SUELO Y PLANTA

La mayoría de los métodos utilizados para el análisis de los materiales orgánicos, cenizas, suelo y planta aparecen recogidos en el capítulo IV de la presente memoria de Tesis Doctoral. Estos métodos fueron los siguientes:

- Análisis granulométrico del suelo (Método IV.5.1)
- Estabilidad de agregados del suelo (Método IV.5.2)
- Capacidad de retención de agua del suelo (Método IV.5.3)
- pH del suelo y materiales orgánicos (Método IV.5.4)
- Conductividad eléctrica del suelo y materiales orgánicos (Método IV.5.5)
- Capacidad de intercambio catiónico del suelo (Método IV.5.6)
- Carbonato total del suelo (Método IV.5.7)
- Nitrógeno kjeldahl total del suelo y materiales orgánicos (IV.5.8.)
- Metales pesados hidrosolubles del suelo, materiales orgánicos y cenizas (Método IV.5.12)
- Carbono orgánico total del suelo y materiales orgánicos (Método IV.5.13)
- Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo y materiales orgánicos (Método IV.5.14)
- Determinación química de N, P y K en muestras vegetales (Método IV.6.1)
- Determinación química del Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Co y Cr en muestras vegetales (Método IV.6.2).

Sin embargo, algunos de los métodos reseñados en el capítulo IV fueron cambiados por otros nuevos.

- Metales pesados totales de suelo, materiales orgánicos y cenizas (Método IV.5.10 cambiado por método VI.5.1)
- Metales pesados, fósforo y potasio potencialmente asimilables de suelo, materiales orgánicos y cenizas (método IV.5.11 sustituido por método VI.5.2)

Por último, y con objeto de una mejor caracterización y conocimiento del lodo residual de Granada y del lodo compostado, en estos materiales orgánicos se realizaron, específicamente, las siguientes determinaciones:

Test de fitotoxicidad (Método VI.5.3)

Purificación de los ácidos húmicos (Método VI.5.4)

Análisis elemental de los ácidos húmicos (Método VI.5.5)

Cromatografía en gel Sephadex G-100 de los ácidos húmicos (Método VI.5.6)

Espectroscopía de los ácidos húmicos (Método VI.5.7)

Pirólisis-cromatografía de los ácidos húmicos (Método VI.8).

#### VI.5.1. METALES PESADOS TOTALES DEL SUELO, MATERIALES ORGÁNICOS Y CENIZAS (MacGrath y Cunliffe, 1985)

En este caso, para la mineralización de la muestra se optó por la digestión con agua regia (ClH-NO<sub>3</sub>H 4:1) en vez de la mineralización con NO<sub>3</sub>H-ClO<sub>4</sub>H (2:1) debido a que, aunque ambas son similares en cuanto a recuperación de metales del suelo (Cristensen, 1982), la repetibilidad es mejor en el caso del agua regia (Lustenhouver y Hin, 1988).

En un erlenmeyer de 50 ml añadir 0.5 g, aproximadamente, de suelo o de lodo residual, 10 ml de agua regia (ClH-NO<sub>3</sub>H 4:1) Empapar la muestra. Sobre el erlenmeyer poner un pequeño embudo y calentar, en baño de arena, inicialmente a 105 °C y subir a 155 °C, manteniendola durante 3-6 horas. Una vez frio, se le añade 12.5 ml del ClH al 20% y calentar a 80 °C durante 20 minutos. Enfriar y transferir a un matraz aforado de 50 ml. Determinación directa de los metales pesados en el mineralizado, diluido o no, mediante espectrofotómetro de absorción atómica IL mod. 357.

#### VI.5.2. METÁLES PESADOS POTENCIALMENTE ASIMILABLES DEL SUELO, MATERIALES ORGÁNICOS Y CENIZAS (Soltampour y Scwab, 1977)

Se utilizó la extracción de metales pesados con AB-DTPA (CO<sub>3</sub>HNH<sub>4</sub> 1M-DTPA 0.005M, pH 7.6) en vez de la extracción con DTPA (0.005M DTPA-0.01M Cl<sub>2</sub>Ca-0.1M TEA, pH 7.3.), en función de los siguientes hechos: a) El AB-DTPA presenta una efectividad para extraer metales pesados potencialmente asimilables del suelo similar a la del DTPA, existiendo entre ambos una estrecha correlación (Barbarick y Workman, 1987; Martens y Lindsay, 1990), b) la presencia de CO<sub>3</sub>H- en el extractante permite la extracción de P asimilable del suelo, con una efectividad similar al método comunmente utilizado (Olsen et al., 1954), c) El NH<sub>4</sub><sup>+</sup> presente extrae los cationes

intercambiables (K, Na, Ca y Mg) del suelo. Por todo ello, este extractante empieza a ser utilizado ampliamente en diferentes laboratorios, ya que su uso permite un importante ahorro de tiempo y de gastos en reactivos, además de obtenerse resultados fiables y reproducibles (Havlin y Soltampour, 1981; Olsen y Sommers, 1982).

## PROCEDIMIENTO

Extracción de los metales pesados del suelo (relación suelo: extractante 1:2) con  $\text{CO}_3\text{H}_2\text{NH}_4$  1M-DTPA 0.005M, pH 7.6). Para los lodos residuales, la relación lodo:extractante fue 1:10. Agitación a 120 ciclos/min durante 2 horas. Filtración. Medida de los metales pesados del filtrado en un espectrofotómetro de absorción atómica IL 357. Para los lodos residuales, la relación lodo:extractante fue 1:10. Medida del P por el método del nitrovanadomolibdico (C.I.I., 1969) y del K y Na por fotometría de llama (C.I.I., 1969).

### VI.5.3. TEST DE FITOTOXICIDAD

El test de fitotoxicidad del lodo residual de Granada y del lodo compostado se llevó a cabo mediante ensayos de germinación "in vitro" con *Lepidium sativum* L., comunmente denominada berro de agua, de acuerdo con la metodología descrita por Zucconi et al. (1981a,b) modificada.

Mezclas de lodo residual o lodo compostado con agua destilada (relación lodo:agua 1:10), fueron agitadas durante 1 h, centrifugadas a 5000 rpm durante 20 minutos y filtradas a través de papel Wathmen de  $0.45\mu\text{m}$  de tamaño de poro. En placas Petri de 8 cm de diametro con un disco de papel de filtro en su interior, se adicionan 0.8 ml de disoluciones del extracto al 100, 30 y 10%, colocando 15 semillas de berro por placa. Como tratamiento control se utilizó 0.8 ml de agua destilada. Se establecieron 10 repeticiones por tratamiento.

Las semillas fueron incubadas a 25 °C en oscuridad, siendo retiradas cinco placas por tratamiento a las 24 h y las cinco restantes a las 48 h. Para detener la germinación se añadió 1 ml de etanol al 50% por placa. A cada tiempo programado, se contaron las semillas germinadas por placa, se determinó el porcentaje de germinación y se midió la longitud de la radícula. Siendo po y lo el porcentaje de semillas germinadas y su longitud de raiz y p

y l los mismos parámetros en cada tratamiento, se obtiene el índice de germinación (IG).

$$\text{IG: } \frac{p \times l}{p_0 \times l_0} \times 100$$

#### VI.5.4. PURIFICACIÓN DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS CONTENIDOS EN LOS MATERIALES ORGÁNICOS

Los ácidos húmicos precipitados, según el método de fraccionamiento de la materia orgánica (Método IV.5.14) aplicado al lodo residual y al lodo compostado, se redisuelven en NaOH 0.1N y se centrifugan a 12000 rpm durante 20 minutos. Se decanta el sobrenadante donde estan disueltos los ácidos húmicos y se precipitan a pH=2 con ClH-FH 1N. Se vuelve a centrifugar, despreciando el sobrenadante. El residuo se recoge con agua destilada, se dializa a través de una membrana de celofán y de deseca por liofilización. Finalmente se muelen y se guardan en desecador.

#### VI.5.5. ANÁLISIS ELEMENTAL DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS

Se utilizó un microanalizador Hewlett Packard mod. 185 CHN que quema la muestra y arrastra los gases mediante una corriente de helio hasta una columna de cromatografía que los separa.

Una muestra seca de ácidos húmicos de 0.6 mg se mezcla con un agente oxidante ( $\text{MnO}_2\text{-WO}_3$ ), produciéndose la ignición en un horno, a 1070 C, parcialmente lleno de CuO. Los gases son arrastrados con una corriente de helio de  $100 \text{ ml min}^{-1}$ , hasta un horno de reducción a 490 °C, lleno de Cu, que reduce los oxidos de nitrógeno a  $\text{N}_2$ . A continuación llegan a la columna de cromatografía de gas que separa el  $\text{N}_2$ ,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  producidos en la combustión y, por último, se produce su registro cuantitativo sobre papel. El  $\text{O}_2$  se determina por diferencia a 100 respecto a los otros tres elementos una vez referidos los porcentajes a muestra total o libre de cenizas.



### VI.5.6. CROMATOGRAFÍA EN GEL SEPHADEX G-100 DE LOS ÁCIDOS HÚMICOS

El gel Sephadex, constituido por un polímero de dextrano modificado, pertenece a la serie G-100 (Farmacia Fine Chemicals, Uppsala, Suecia), que es capaz de separar rangos de pesos moleculares comprendidos entre 1000 y 100000 daltons.

#### MÉTODO

El Sephadex G-100 se prepara espolvoreando 20 g de gel deshidratado en 800 ml de agua destilada. Se adicional 20 ml de acida sódica al 0.,02% como bacteriostático y se deja en reposo, durante 24 h, para que se hidrate. Preparado el gel, se rellena una columna de 200 ml de la casa Pharmacia K 25/65". El eluyente utilizado es agua destilada con acida sódica y flujo de paso de 1.5 ml min<sup>-1</sup>. (Dorado et al., 1972).

La muestra de ácido húmico se disuelve en NaOH 0.1N a razón aproximada de 3 mg ácido húmico ml<sup>-1</sup> disolvente. El volumen eluido se hace pasar por un espectofotómetro de flujo continuo (Shimadzu UV 240), realizándose la lectura a 450 nm frente a un blanco de agua destilada. En el espectrofotómetro hay acoplado un registrador que dibuja la curva de los valores de absorbancia mientras está pasando la muestra.

La fracción de mayor peso molecular es excluida y será la primera en salir aprovechando los poros entre las esferulas del gel. El volumen de elución de esta fracción es  $V_0$ . Las fracciones de menor tamaño son retenidas por el gel y salen más tarde. Con los volúmenes de elución y el total que ocupa el gel, se puede cuantificar el efecto de retención mediante el llamado coeficiente de reparto:

$$K_{av} = \frac{V_e - V_0}{V_t - V_0}$$

$V_e$ = Volumen de elución de cada fracción;  $V_0$ = Volumen de elución de la fracción excluida;  $V_t$ = Volumen total que ocupa el gel

Además del coeficiente de reparto ( $K_{av}$ ), se ha calculado la proporción de cada fracción frente al total.

#### VI.5.7. ESPECTROSCOPIA INFRARROJA DE ACIDOS HUMICOS

La espectroscopía infrarroja permite caracterizar los ácidos húmicos, al dejar patente la existencia y diferente intensidad de los grupos funcionales. Los ácidos húmicos son estructuras policondesadas complejas, que presentan numerosos grupos activos al infrarrojo, dando bandas muy solapadas de baja resolución. En la bibliografía consultada se han encontrado muchas referencias que hacen mención a las bandas mejor definidas (Tabla VI.2), que permiten el estudio comparativo entre ácidos húmicos, así como las relaciones entre las intensidades de dichas bandas (Tabla VI.3)

#### MÉTODO

Se pesan 1.4 mg de ácidos húmicos y 200 mg de BrK anhidro. Se muelen hasta obtener un polvo fino y una mezcla homogénea con la matriz de bromuro. La mezcla se prensa y la pastilla obtenida se guarda en desecador. La pastilla se introduce en un espectrofotómetro de doble haz Perkim Elmer mod. 580B, con un microprocesador incorporado. Como blanco se utilizó una pastilla de BrK anhidro.

#### VI.5.8. PIRÓLISIS-CROMATOGRAFÍA DE GASES DE ÁCIDOS HÚMICOS

La pirólisis-cromatografía de gases consiste en la fragmentación térmica de los materiales orgánicos presentes en la muestra, obteniéndose una mezcla de moléculas más simples que son separadas por un cromatógrafo de gases.

#### PROCEDIMIENTO

Una pequeña cantidad de ácidos húmicos (1-2 mg), se moja con una gota de agua destilada, introduciéndose en los microtubos de pirólisis en forma de suspensión. Se utilizó un CDS Pyroprobe 190, y la temperatura de pirólisis ha sido de 800 C durante 10 segundos, con un incremento de la temperatura de 10 C ms<sup>-1</sup>. La sonda está directamente acoplada a un

**Tabla VI.2.** Relación de bandas de absorción mas características del espectro infrarrojo de los ácidos húmicos (Stevenson, 1982)

3400-3300	Vibración de tensión del grupo -OH
2940-2900	tensión de -CH alifático
1725-1720	tensión de C=O de ácidos y cetonas
1660-1630	tensión de C=O de amidas I y II, de quinonas y cetonas
1620-1600	tensión de enlaces C=C aromático, C=O cetonas conjugadas
1590-1517	tensión del enlace -NH (amidas II)
1510	tensión del anillo aromático
1460-1450	tensión de los grupos -CH alifáticos
1400-1390	flexión de -OH y tensión de C=O del grupo -OH fenólico, flexión de grupos CH <sub>2</sub> y CH <sub>3</sub> .
1280-1200	tensión y flexión de -OH del grupo COOH, Co de amidas III
1170-950	tensión de C=O en polisacáridos

**Tabla VI.3.** Relaciones entre las intensidades de las bandas de absorción mas características que se han considerado en el estudio de interpretación de los ácidos húmicos.

Relación	
R1	2920/1720
R2	2929/1510
R3	1510/1220
R4	1650/2920
R5	1650/1510
R6	1650/1040

**Tabla VI.4.** Relación y origen de los productos pirolíticos mas relevantes

		ORIGEN
ACETONITRILO	E1	Pr
ACIDO ACETICO	K	Ps
BENCENO	B	Ps, Pr, Lg
PIRROL	O	Pr
TOLUENO	E3	Pr, Lg
FURFURAL	N	Ps
FENOL	Y	Ps, Pr, Lg

Pr: proteína, Ps: polisacáridos, Lg: Productos de descomposición de la lignina (Saiz-Jimenez y Leeuw, 1986)

cromatógrafo de gases Carlo Erba mod. 6000. Los pirogramas se cuantifican en un integrador Mega Carlo Erba, apareciendo la relación de áreas y los tiempos de retención de cada fracción.

## CÁLCULOS

Se seleccionan los picos correspondientes al acetonitrilo, ácido acético, benceno, pirrol, tolueno, furfural y fenol (Tabla VI.4). Los valores de área de cada una de las fracciones consideradas se normalizan frente a la suma total de las áreas. Normalizados los valores se hacen las comparaciones entre tratamientos, a partir de las relaciones que se obtienen entre algunos de los productos de pirólisis, el índice de similitud y el índice de diversidad. Los niveles convencionales de similitud son: 0.75-0.85 alto, 0.70-0.75 medio y 0.60-0.70 bajo.

## VI. 6. MÉTODOS UTILIZADOS PARA EL ANÁLISIS DE LOS LIXIVIADOS

### VI.6.1. CARBONO ORGÁNICO TOTAL (M.A.P.A., 1986)

El carbono orgánico de una alícuota (10 ml) de agua percolada se oxida con dicromato potásico en presencia de ácido sulfúrico. El exceso de oxidante se valora con sulfato ferroso amónico y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido.

### VI.6.2. NITRATOS (Ramney y Bartlett, 1972)

Los nitratos contenidos en los lixiviados reaccionan con el sulfato de brucina en una solución 13N de ácido sulfúrico para formar un compuesto coloreado que se determina espectrofotométricamente a 410 nm

### VI.6.3. FÓSFORO

Análisis espectrofotométrico a 650 nm del compuesto formado en la reacción de los fosfatos libres del agua con el molibdato amónico y el tartrato de potasio y amonio.

#### VI.6.4. METALES PESADOS

Determinación directa de los metales pesados presentes en el agua percolada mediante espectrofotómetro de absorción atómica IL 357.

#### VI.7. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS

En los experimentos de incubación, así como en el de invernadero con el lodo residual de Orgiva, se siguió un diseño de bloques al azar. El efecto de la aplicación de los diferentes subproductos al suelo sobre los diferentes parámetros estudiados, se valoró mediante un ANOVA de un solo factor, y la comparación entre medias se llevó a cabo mediante un test de Duncan. Se consideraron significativos aquellos efectos cuya  $p < 0.05$ .

En el experimento de invernadero con el lodo residual de Granada, se siguió igualmente un diseño de bloques al azar. El efecto de la aplicación de los diferentes subproductos, así como la presencia o no de cultivo, sobre los diferentes parámetros estudiados, se evaluó mediante un ANOVA de dos factores, a través del cual se pudo determinar el efecto independiente de cada uno de ellos, así como la interacción entre los mismos. La comparación entre medias se llevó a cabo mediante un test de Duncan. Se consideraron significativos aquellos efectos cuya  $p < 0.05$ . El análisis estadístico se realizó en cada una de las capas del suelo independientemente, ya que no podían considerarse como un factor más en el diseño.

## VII. RESULTADOS Y DISCUSION

1. Características de los materiales: suelo, lodo residual de Granada, lodo compostado y cenizas de lodo.
    - 1.1. Descripción y análisis del suelo.
    - 1.2. Características del lodo residual de Granada, lodo compostado y cenizas de lodo.
    - 1.3. Características de la materia orgánica del lodo residual de Granada y del lodo compostado
    - 1.4. Fitotoxicidad potencial del lodo residual y lodo compostado
  2. Efecto de la incubación del lodo residual de Granada, lodo compostado y cenizas de lodo en el suelo.
    - 2.1. Efecto sobre las propiedades físicas y fisicoquímicas.
    - 2.2. Evolución de la materia orgánica.
    - 2.3. Macronutrientes (N, P y K)
    - 2.4. Efecto sobre el contenido de metales pesados esenciales (Fe, Mn, Cu y Zn) del suelo.
    - 2.5. Efecto sobre los metales pesados no esenciales (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) del suelo.
  3. Efecto de la aplicación de lodo residual de Granada, lodo compostado y cenizas de lodo sobre suelo, planta y agua de lixiviación.
    - 3.1. Efecto sobre los rendimientos de cosecha de trigo.
    - 3.2. Producción de lixiviados y salinidad de los mismos
    - 3.3. Efecto sobre las propiedades físicas y fisicoquímicas del suelo.
    - 3.4. Efecto sobre la materia orgánica
    - 3.5. Efecto sobre los macronutrientes (N, P y K) de la planta, suelo y aguas de lixiviación.
    - 3.6. Efecto sobre los metales pesados esenciales (Cu, Zn, Fe y Mn).
    - 3.7. Efecto sobre los metales pesados no esenciales (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) de planta, suelo y agua de lixiviación
-

## **VII.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES: SUELO, LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO.**

### **VII.1.1. DESCRIPCIÓN Y ANÁLISIS DEL SUELO.**

El análisis físico, químico y textural del suelo utilizado en los experimentos de incubación e invernadero con lisímetros se recoge en la tabla VII.1. Se utilizó la capa arable de un Typic Xerochrept localizado en las inmediaciones de Alquife (Granada). La descripción del perfil del suelo según Soil Survey Staff (1994) se expone a continuación:

Ubicación: Marquesado del Zenete, llanos de La Pelegrina, zonas de cultivo del núcleo urbano de Alquife.

Posición fisiográfica: Terraza para cultivo.

Forma del terreno circundante: Llano.

Pendiente: Suavemente inclinado, <2%

Vegetación o uso: Cultivos abandonados, invasión de matorral ruderal.

Material original: Derrubios de micasquitos y cuarcitas.

Drenaje: Bien drenado, Clase 4.

Condiciones de humedad: Levemente húmedo.

Pedregosidad: Moderadamente pedregoso, Clase 1.

Afloramientos rocosos: No, Clase 0.

Erosión: Hídrica laminar.

Clasificación: Typic Xerochrept, coarse-loamy, no ácido, méxico.

#### **Horizonte: Ap (0-25 cm)**

Color pardo en seco (10YR 5/3) y entre prado a pardo oscuro (10YR 3/2,5) en húmedo. Estructura migajosa muy débil. Textura franco arenosa. Blando, muy friable, no plástico y no adherente. Frecuentes poros finos y muy finos, intersticiales. Frecuentes gravas constituídas por filitas y en menor

número cuarzo y cuarcitas, todas bien conservadas y con formas angulosas o subredondeadas. No calcáreo. Poca actividad biológica. Comunes raíces finas y muy finas. Límite inferior neto y plano.

**Horizonte: Bw (25-75 cm)**

Color pardo en seco (10YR 5/3,5) y más oscuro en húmedo (10YR 3/3). Estructura en bloques subangulares medianos, moderada. Textura franco arcillo arenosa. Ligeramente duro, friable, ligeramente plástico y ligeramente adherente. Poros intersticiales, finos y muy finos, en bajo número. Abundantes gravas filíticas y en menor número algunos cuarzos y cuarcitas, todos ellos bien conservados, con formas más redondeadas que en el horizonte Ap. No hay evidencias de actividad biológica. No calcárea. Pocas raíces finas y muy pocas medianas. Límite inferior difuso y plano.

**Horizonte: C (>75 cm)**

Coluvio de gravas y cantos micáceos con alguna cuarcita y cuarzo sin meteorizar. Tienen un color gris mas o menos oscuro y formas redondeadas. El contenido en tierra fina es inferior al 20 por 100, tiene colores semejantes al Bw y es más arenosa. Levemente calcáreo.

El suelo utilizado presentó una textura franco arenosa en el límite con la textura arenoso franca, según el diagrama de clases texturales (Soil Survey Staff, 1951). El nivel de materia orgánica es de alrededor del 0.4%, lo que condiciona la baja fertilidad del suelo y sus síntomas de degradación. La escasa fertilidad del suelo se confirma a través de los bajos niveles detectados de N y P y K extraídos con AB-DTPA (Olsen et al., 1954; Sillampäa, 1982; Haby et al., 1990).

El suelo presentó un pH neutro. El agua útil del suelo fue muy baja, del orden del 4.8%, debido al caracter textural arenoso y al mismo tiempo al bajo contenido en materia orgánica.

El porcentaje de carbono extraíble con álcali respecto al carbono total es también bajo (13%), inferior a los porcentajes observados en otros suelos. Al igual que lo observado en el suelo de Órgiva, la mitad del carbono extraíble se encuentra en forma de ácidos húmicos, con una tasa de polimerización (AF/AH) inferior a 0.6. El índice y grado de humificación presentó valores



Tabla VII.1. Características analíticas del suelo utilizado

<b>Características generales</b>			
Arena g kg <sup>-1</sup>	756	P TOTAL g kg <sup>-1</sup>	0.58
Limo g kg <sup>-1</sup>	166	P AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>	0.7
Arcilla g kg <sup>-1</sup>	78	K TOTAL g kg <sup>-1</sup>	2.5
pH (H <sub>2</sub> O)	7.0	K AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>	4.4
COT g kg <sup>-1</sup>	2.3	Capacidad de campo %	8.6
NKT g kg <sup>-1</sup>	0.6	Punto de marchitamiento %	3.8
C/N	4	Agregados estables %	46.8
<b>Fraccionamiento de la materia orgánica y parámetros de humificación</b>			
CET mg kg <sup>-1</sup>	290	AF/AH	0.57
NH mg kg <sup>-1</sup>	60	IH	0.3
AH mg kg <sup>-1</sup>	140	GH %	68
AF mg kg <sup>-1</sup>	80	TH %	9
CET/COT %	13		
<b>Metales pesados mg kg<sup>-1</sup></b>			
	<u>TOTALES</u>	<u>Asimilables (AB-DTPA)</u>	<u>Solubles</u>
Fe	78000	8	nd
Mn	798	3.8	nd
Cu	43	0.89	nd
Zn	155	2	nd
Cd	nd	nd	nd
Ni	42	nd	nd
Pb	26	1.2	nd
Co	15	nd	nd
Cr	38	nd	nd

COT: Carbono orgánico total, CET: Carbono extraíble total, NH: Fracción no humificada, AH: Ácidos húmicos, AF: Ácidos fúlficos, IH: Índice de humificación, GH: Grado de humificación, TH: Tasa de humificación. NKT: Nitrógeno Kjeldahl Total

(IH=0.3 y GH=68%) similares a los de otros suelos, en los que la materia humificada presentó un elevado grado de estabilidad (Sequi et al., 1991; Ciavatta y Govi, 1993).

Los contenidos de metales pesados totales del suelo fueron inferiores a los máximos niveles permitidos en suelos con  $\text{pH} > 7$  que vayan a ser abonados con lodos residuales (RD 1310/1990, Tabla III.8). Sin embargo, debido a que el suelo utilizado presentó un pH de 7, los niveles de algunos metales como Zn y Ni, se encontrarían ligeramente por encima de los máximos permitidos, si se considerara dentro del grupo de suelos con  $\text{pH} < 7$ , de acuerdo con la normativa anteriormente citada.

#### VII.1.2. CARACTERÍSTICAS DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO.

La composición analítica del lodo residual de Granada, compost de lodo y cenizas obtenidas de la incineración de dicho lodo se recogen, respectivamente, en las tablas VII.2, VII.3 y VII.4.

El lodo residual y el lodo compostado presentaron pH neutros, con conductividades relativamente elevadas (entre 9.8 y 11  $\text{dSm}^{-1}$ ). Ello podría desaconsejar su utilización agrícola, especialmente si se emplean como sustratos hortícolas tradicionales (Mustin, 1987) o si se aplican a suelos donde se vaya a desarrollar cultivos sensibles a la salinidad (Maas, 1984).

La materia orgánica total fue superior para el lodo residual que para su compost. Pese a ello, éste último presentó niveles de materia orgánica superiores al 25%, con lo que cumple la normativa vigente (BOE, 1991) sobre contenido mínimo de materia orgánica exigido en productos que sean comercializados como compost.

Los niveles de concentración de N, P y K en el lodo residual se encuentran dentro de los rangos citados en la bibliografía, considerados como niveles medios (Scinners, 1977; Genevini et al., 1986; Kirkham, 1982). El compost de lodo residual presentó niveles de N y P total, así como de P asimilable, inferiores a los del material del que procede. En cambio, los valores de K total y K asimilable fueron más elevados. De acuerdo con Lauzanne (1986), los niveles

**Tabla VII.2. Características analíticas del lodo residual de Granada**

<b>Características generales</b>			
Cenizas %	35	P TOTAL g kg <sup>-1</sup>	19
pH	7.6	P AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>	836
CE <sub>25</sub> dS m <sup>-1</sup>	9.8	K TOTAL g kg <sup>-1</sup>	4
Materia orgánica total g kg <sup>-1</sup>	500	K AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>	633
NKT g kg <sup>-1</sup>	38		
C/N	7.7		
<b>Metales pesados mg kg<sup>-1</sup></b>			
	<u>TOTALES</u>	<u>Asimilables (AB-DTPA)</u>	<u>Solubles</u>
Fe	10433	1213	5.4
Mn	131	25	nd
Cu	165	38	2.5
Zn	1114	273	nd
Cd	3.5	nd	nd
Ni	21	5.4	nd
Pb	173	61	nd
Co	10	5.2	nd
Cr	53	nd	nd

nd: no detectado

NKT: Nitrógeno Kjeldahl Total

**Tabla VII.3.** Características analíticas del compost de lodo residual de Granada

<b>Características generales</b>			
pH	7.3	P TOTAL g kg <sup>-1</sup>	14
CE <sub>25</sub> dS m <sup>-1</sup>	11	P AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>	473
Materia orgánica total g kg <sup>-1</sup>	310	K TOTAL g kg <sup>-1</sup>	11
NKT g kg <sup>-1</sup>	24	K AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>	786
C/N	7.5		
<b>Metales pesados mg kg<sup>-1</sup></b>			
	<u>TOTALES</u>	<u>Asimilables (AB-DTPA)</u>	<u>Solubles</u>
Fe	19600	407	32
Mn	289	42	nd
Cu	159	40	8.2
Zn	1064	248	4.5
Cd	2.6	nd	nd
Ni	27	1.9	nd
Pb	171	42	nd
Co	22	4.2	nd
Cr	74	nd	nd

nd: no detectado

NKT: Nitrógeno Kjeldahl Total

**Tabla VII.4.** Características analíticas de las cenizas de lodo residual de Granada

<b>Características generales</b>					
P TOTAL	g kg <sup>-1</sup>	9.5	K TOTAL	g kg <sup>-1</sup>	11
P AB-DTPA	mg kg <sup>-1</sup>	52	K AB-DTPA	mg kg <sup>-1</sup>	1210
<b>Metales pesados mg kg<sup>-1</sup></b>					
	<u>TOTALES</u>	<u>Asimilables (AB-DTPA)</u>	<u>Solubles</u>		
Fe	28650	1460	0.8		
Mn	380	23	nd		
Cu	674	68	nd		
Zn	2524	616	nd		
Cd	9	nd	nd		
Ni	58	2	nd		
Pb	480	117	nd		
Co	25	1.3	nd		
Cr	117	nd	nd		

nd: no detectado

de dichos nutrientes podrían ser considerados como medios para nitrógeno y fósforo y altos para el potasio. La disminución en la concentración de N detectada en el compost pone de manifiesto la pérdida por volatilización de este nutriente durante el proceso de compostaje, hecho frecuente en estos sistemas ecobiológicos de estabilización de residuos orgánicos (Poincelot, 1975; Nogales et al., 1982). En todo caso, en base a los valores de N y las relaciones C/N determinados en el lodo y el compost, estos materiales presentan un adecuado potencial para suministrar este nutriente al suelo y la planta (Stevenson, 1986).

Los metales pesados totales contenidos en el lodo residual de Granada se encontraron por debajo de los límites permitidos de estos elementos, independiente del pH del suelo al que se apliquen, de acuerdo con la normativa española (RD 1310/1990, Tabla III.9) así como las normativas de Estados Unidos o Canadá (Tablas III.12 y III.15). Asimismo, los niveles de metales que presentó el compost de lodo residual, se encontró por debajo de los límites impuestos por la normativa española (BOE, 1991. Tabla III.10). Comparativamente, ambos residuos orgánicos presentaron niveles similares de Cu, Zn, Cd, Ni y Pb, siendo la concentración de el resto de ellos más elevada en el compost que en el lodo del que procede.

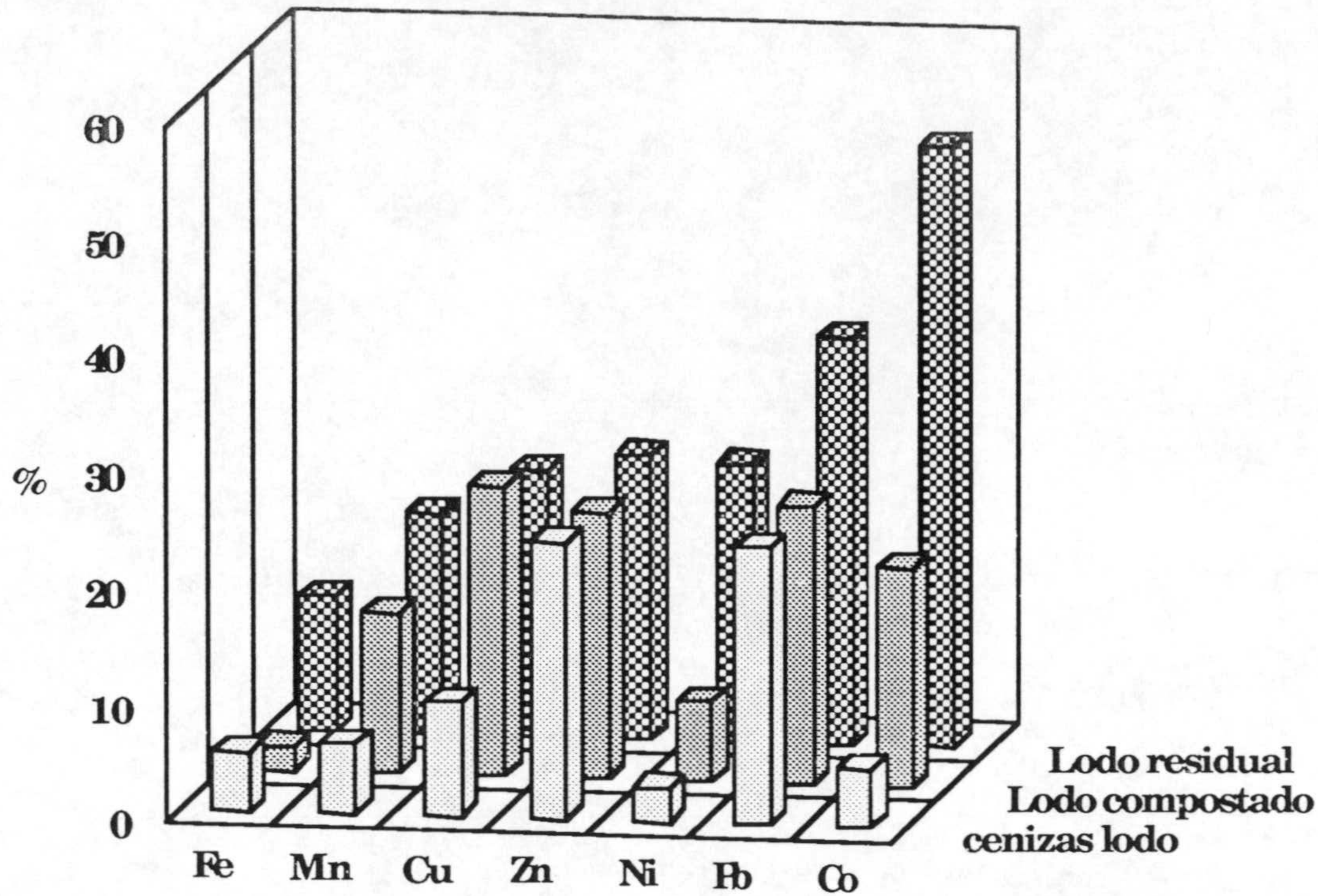
Al igual que lo programado para el lodo residual de Órgiva, las dosis de lodo o compost de lodo utilizadas en los experimentos de incubación e invernadero (100 y 200 Tm ha<sup>-1</sup>, respectivamente), supusieron un aporte de metales pesados al suelo (Tabla VII.5) superior, por lo general, al máximo anual permitido, según RD 1310/1990. La dosis máxima permitida de aplicación anual (en una media de diez años) de estos subproductos sería menor a la impuesta por la legislación vigente, aunque variable dependiendo del tipo de metal que se considere como limitante (Tabla VII.5).

Las movilidades de los metales pesados extraídos del lodo residual de Granada con AB-DTPA (Figura VII.1), fueron más elevadas que las registradas en el lodo residual de Órgiva (Figura V.1). La mayor movilidad correspondió al plomo (52%), mientras que la más baja se obtuvo en el hierro (12%). El lodo residual compostado presentó, con la excepción del Cu y Zn, movilidades más bajas que el lodo residual, confirmando así la tendencia relativa a la disminución de las formas asimilables de los metales pesados

durante el proceso de compostaje de los residuos orgánicos (García et al., 1991; Canarutto, 1991). Por último, los metales contenidos en las cenizas de lodo presentaron movilidades, por lo general, más bajas que el lodo del que se derivan.

**Tabla VII.5.** Cantidades totales de metales pesados introducidos en el suelo con el lodo residual y el compost de lodo residual de Granada, y dosis máxima de aplicación anual permitida de estos residuos de acuerdo con el RD 1310/1990

	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Cr</b>
<b>Cantidad máxima (kg ha<sup>-1</sup>) permitida anualmente de aplicación de metales pesados al suelo (RD 1310/1990)</b>						
	12	30	0.15	3	15	3
<b>Metales pesados (kg ha<sup>-1</sup>) incorporados al suelo con el lodo y compost de lodo residual de Granada</b>						
<b>Lodo residual</b>						
100 Tm ha <sup>-1</sup>	16.5	111	0.35	2.1	17	5.3
200 Tm ha <sup>-1</sup>	33	223	0.7	4.3	35	11
<b>Compost de lodo</b>						
100 Tm ha <sup>-1</sup>	16	106	0.26	2.7	17	7.4
200 Tm ha <sup>-1</sup>	32	212	0.52	5.4	34	15
<b>Dosis máxima (Tm ha<sup>-1</sup>) permitida (RD 1310/1990) de aplicación de lodo y compost de lodo residual de Granada</b>						
<b>Lodo residual</b>	73	27	43	140	87	57
<b>Compost de lodo</b>	75	28	57	110	88	40



**Figura VII.1.** Porcentajes de movilidad de las fracciones de metales pesados extraídas con DTPA en los diferentes residuos urbanos ensayados

### VII.1.3. CARACTERÍSTICAS DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA Y DEL LODO COMPOSTADO

El compost de lodo residual presentó valores de carbono orgánico total, carbono extraíble con álcali y fracciones humificadas más bajos que los del lodo del que procede (Tabla VII.6). Pese a estos descensos, ambos materiales orgánicos presentan porcentajes de extractabilidad (CET/COT) similares, que, por lo general, fueron más bajos que los observados en otros residuos orgánicos de procedencia urbana (García, 1990; Díaz-Burgos, 1990; Díaz-Marcote, 1995; Ciavatta y Govi, 1993). Respecto al lodo de Órgiva, los índices de humificación del lodo residual de Granada y del compost de lodo fueron más bajos (0.55) mientras que el grado de humificación (GH) fue más elevado (65%). Ello deja patente que la materia orgánica de estos materiales presenta un mayor grado de estabilidad (Sequi et al., 1991).



**Tabla VII.6.** Fraccionamiento de la materia orgánica y parámetros de humificación de los residuos orgánicos

	Lodo	Compost de lodo
<b>COT g kg<sup>-1</sup></b>	290	180
<b>CE g kg<sup>-1</sup></b>	54	35
<b>NH g kg<sup>-1</sup></b>	19	12
<b>AH g kg<sup>-1</sup></b>	19	10
<b>AF g kg<sup>-1</sup></b>	16	13
<b>% CET/COT</b>	18	19
<b>AF/AH</b>	0.84	1.3
<b>IH</b>	0.53	0.52
<b>GH</b>	65	66
<b>TH</b>	12	13

El descenso de la materia orgánica del compost, cuantificada en un 38%, se debe a la mineralización de ésta durante el proceso de compostaje. Asimismo, la disminución, durante el compostaje, del carbono de extracto húmico total y de la fracción precipitable a pH ácido (AH) y no precipitable (AF), se debe a que en estas fracciones se incluyen estructuras carbonadas fácilmente mineralizables junto a otras más resistentes. Parece ser que haya predominado la mineralización de dichas sustancias sobre la humificación, lo que parece lógico al tratarse de materiales con un alto contenido en materia orgánica biodegradable. Esta debe haber sido la razón por la cual el índice de humificación (AF/AH) ha experimentado un aumento en el transcurso del proceso de compostaje. La cromatografía en gel Sephadex G-100 (Tabla VII.7) de los ácidos húmicos del lodo residual nos indica que éste está compuesto por una sola fracción de alto peso molecular (>100000 daltons) o excluída. Esta dominancia se debe a la existencia en el lodo de estructuras poco degradadas y altamente polimerizadas, en relación a la abundancia en los lodos de materiales de naturaleza grasa que son extraídos junto a otros como sustancias "húmicas" (Boyd et al., 1980.; Díaz-Marcote, 1995) La existencia de esta fracción excluída de forma tan dominante explicaría el mayor

porcentaje de CET y AH presente en este material, comentado en el punto anterior.

**Tabla VII.7.** Porcentaje de las fracciones de los ácidos húmicos separadas por cromatografía en Gel Sephadex G-100

$K_{av}$	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0
Lodo	100										
Compost de lodo	67.3				26.4						6.3

$K_{av}$ : Coeficiente de reparto (0: fracción excluida  $PM > 100000$ ; 1: fracción retenida  $PM < 1000$  daltons)

Con el compostaje se produce la disminución del porcentaje de la fracción excluida y el incremento de las fracciones intermedia y de menor peso molecular, lo cual es indicativo de un proceso de evolución de la estructura "húmica" hacia formas más estables, en donde se produce la rotura de largas cadenas poliméricas y aumento de la condensación (De Nobili et al., 1989).

**Tabla VII.8.** Cenizas y análisis elemental de ácidos húmicos  
(Relaciones atómicas)

	C %	H %	N %	Cenizas %	C %	H %	N %	O %
					(Porcentaje en la muestra libre de cenizas)			
Lodo	59.2	8.46	6.07	1.13	59.88	8.56	6.14	25.42
Compost de lodo	55.86	7.07	5.95	2.96	57.56	7.29	6.13	29.02
SUELOS					50-65	4-6	2-4	30-35

SUELOS: Rangos normales del análisis elemental en los suelos

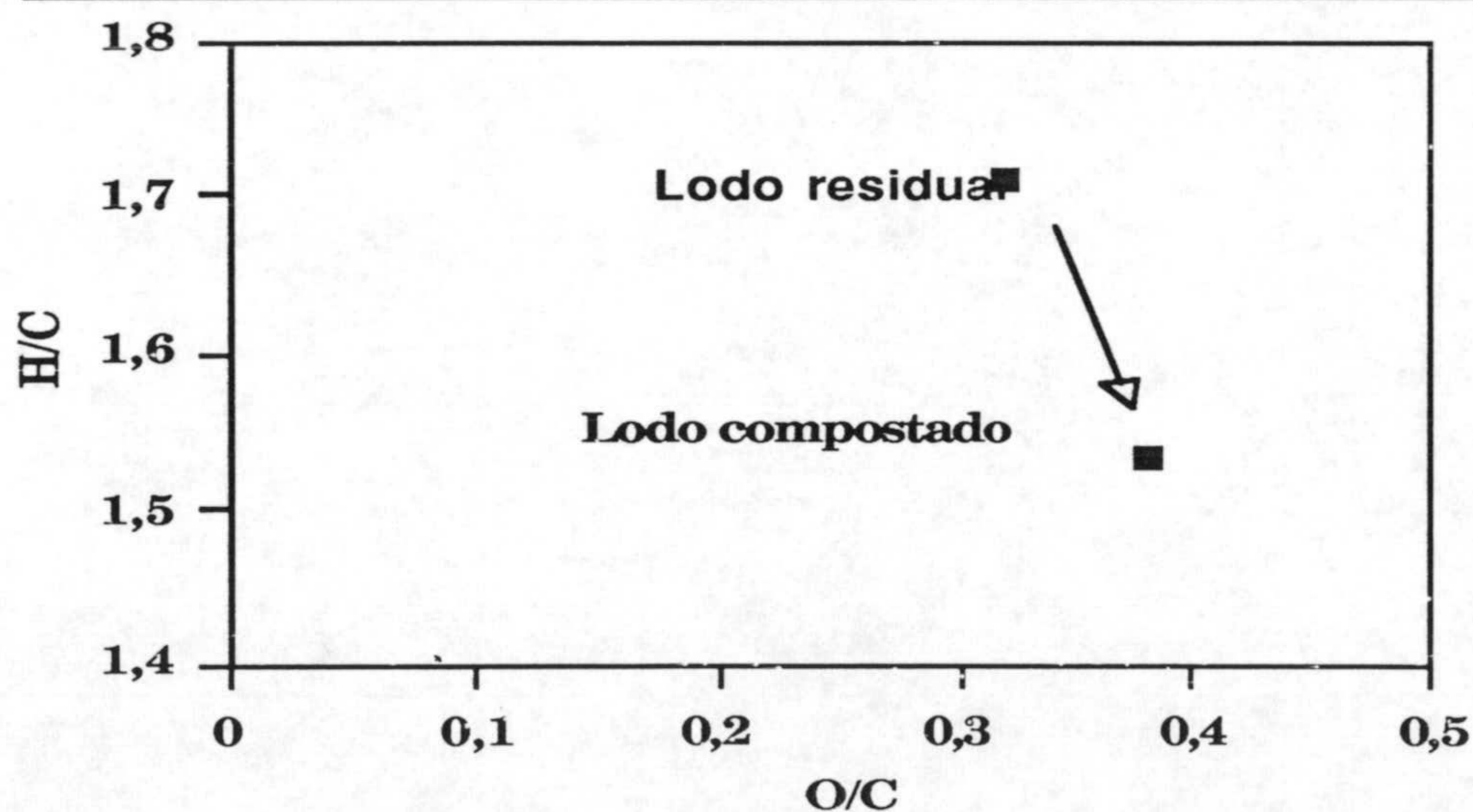
El análisis elemental de los ácidos húmicos del lodo y compost (Tabla VII.8) dejó patente que los contenidos de hidrógeno y nitrógeno se encuentran en proporciones mayores que los observados en suelos, mientras que carbono y oxígeno están dentro de los valores medios (Stevenson, 1982; Boyd et al., 1980; Gonzalez-Vila y Martin, 1987). Al comparar los valores corregidos según

el contenido en cenizas de los dos subproductos estudiados, lodo y compost de lodo, se observa una ligera disminución, con el compostaje, del porcentaje de carbono e hidrógeno, mientras que el nitrógeno se mantiene constante y el oxígeno aumenta ligeramente.

La representación de las razones atómicas H/C frente a O/C (Tabla VII.9), tal y como propone Van Krevelen (Figura VII.2), indican que durante el compostaje se ha producido la oxidación, indicativo de un proceso de degradación en condiciones aerobias, así como la deshidrogenación de la estructura orgánica inicial, que hace suponer que se ha producido el enriquecimiento en estructuras aromáticas. Asimismo, se ha observado un incremento en la razón C/N que puede deberse a la incorporación de estructuras nitrogenadas, en formas más estables, a la molécula "húmica". De cualquier forma, hay que señalar que las diferencias entre los valores son muy pequeñas.

**Tabla VII.9.** Análisis elemental (Relaciones atómicas)

	C %	H %	N %	O %	H/C	O/C	C/N
Lodo	4.99	8.56	0.44	1.59	1.71	0.32	11.34
Compost de lodo	4.78	7.29	0.44	1.81	1.53	0.38	10.86



**Figura VII.2.** Representación de las relaciones atómicas (Diagrama de Van Krevelen) en el lodo residual y el lodo compostado.

Con los valores de absorbancia en el infrarrojo (Tabla VII.10) representativos de las bandas de absorción más características del espectro infrarrojo de los ácidos húmicos (Apartado VI.5.7., Tablas VI.2 y VI.3), se han obtenido una serie de relaciones que se muestran en la tabla VII.11, con objeto de poder comparar los espectros de los ácidos húmicos del lodo residual y de su compost, ya que se trata de una técnica no cuantitativa.

**Tabla VII.10.** Absorbancias en el infrarrojo

	2920	1720	1650	1535	1510	1450	1220	1040
Lodo	0.540	0.303	0.569	0.381	0.335	0.265	0.303	0.283
Compost de lodo	0.796	0.549	0.830	0.540	0.516	0.442	0.461	0.423

**Tabla VII.11** Relación entre algunas absorbancias en el infrarrojo

	R1	R2	R3	R4	R5	R6
Lodo	1.78	1.61	1.11	1.05	1.70	2.01
Compost de lodo	1.45	1.54	1.12	1.04	1.61	1.96

**R1:** 2920/1712; **R2:** 2920/1510; **R3:** 1510/1220; **R4:** 1650/2920; **R5:** 1650/1510; **R6:** 1650/1040

Tras observar dichas relaciones se puede decir que la diferencia principal entre el lodo y el compost de lodo lo da la relación R1, la cual disminuye desde 1.78 a 1.45. Las relaciones R2 y R5 también experimentan una disminución durante el compostaje, mientras que R3, R4 y R6 permanecen prácticamente invariables. La importante disminución de R1 implica el incremento de la intensidad de absorción de la banda correspondiente al carbono del grupo ácido frente al de grupos alifáticos, indicando el incremento de la oxidación durante el proceso. La disminución de R2 y R5 implican el aumento de la intensidad en la banda 1510, es decir, que se produce un aumento de la tensión del anillo aromático y, por tanto, un incremento de la condensación de la molécula húmica.

Los resultados que se representan en la tabla VII.12 completan la

caracterización de los ácidos húmicos contenidos en los residuos orgánicos en función del estudio de su estructura según la técnica de pirólisis-cromatografía de gases (Apartado VI.5.7)

**Tabla VII.12.** Porcentaje de las fracciones obtenidas mediante pirólisis-cromatografía de gases de los ácidos húmicos

	<b>Lodo</b>	<b>Compost de lodo</b>
Acetonitrilo (E1)	9.03	4.38
Acético (K)	8.16	7.58
Benceno (B)	9.33	12.17
Pirrol (O)	6.81	11.16
Tolueno (E3)	24.27	17.35
Furfural (N)	21.86	22.85
Fenol (Y)	20.53	24.50
N/O	3.21	2.04
K/O	1.20	0.68
B/E3	0.38	0.70
O/Y	0.33	0.46
B/Y	0.45	0.50
B+E3+O+Y	60.94	65.15
E1+K+N	39.06	34.82
Índice de diversidad (H)	2.54	2.48

Índice de similitud entre lodo y compost de lodo: 0.74

Con el compostaje se ha producido el incremento generalizado de las estructuras aromáticas (más estables) y la disminución de las estructuras alifáticas (más biodegradables).

Del mismo modo, los índices que normalmente se usan en el estudio de la evolución de la materia orgánica del suelo, han servido para confirmar el proceso de estabilización de la materia orgánica del lodo tras el compostaje: 1) N/O y K/O son índices que disminuyen con el avance del proceso; el acético y el furfural, derivados de los carbohidratos, desaparecen más rápidamente

que las estructuras nitrogenadas heterocíclicas como el pirrol; 2) B/E3, B/Y y O/Y son índices de humificación que aumentan con el grado de estabilidad alcanzado. (Tanto el benceno como el pirrol son estructuras más resistentes a la biodegradación que el fenol y el tolueno, e indicativos de un mayor grado de condensación); 3) el índice de diversidad es una función monótona que alcanza los valores más bajos a medida que el material pierde su heterogeneidad. Los valores más altos indican un mayor contenido en material sin descomponer o poco descompuesto, es decir, con muchos fragmentos equiabundantes, y disminuye a medida que el grado de evolución aumenta y se produce una especificación, como la predominancia de las estructuras aromáticas. De cualquier forma, el índice de similitud entre el lodo y el compost de lodo es relativamente alto (0.74) debido a la misma procedencia del material.

#### VII.1.4. FITOTOXICIDAD POTENCIAL DEL LODO RESIDUAL Y LODO COMPOSTADO

La producción metabólica de toxinas caracteriza la etapa inicial de descomposición de la materia orgánica fresca (Costa et al., 1991). Dicha producción, elevada en las primeras etapas de descomposición, disminuye a medida que se alcanzan mayores estados de estabilización de la materia orgánica (Zucconi et al., 1981a). Por otra parte, si el proceso no se completa adecuadamente, la materia orgánica aplicada al suelo continuará su proceso de evolución mediado por microorganismos, liberando toxinas, fundamentalmente ácidos volátiles, al medio edáfico. Como consecuencia, productos no estabilizados pueden ocasionar daños a los cultivos cuando son usados como acondicionadores del suelo. Numerosos factores físicos y biológicos, unidos a la formación de toxinas, provocan fitotoxicidad en los cultivos, reduciendo los rendimientos de cosecha.

Este hecho, constatado ampliamente, ha inducido al estudio de métodos físicos, químicos y biológicos, capaces de determinar el grado de peligrosidad de los productos orgánicos para el desarrollo de las plantas. En relación a ello, Zucconi et al. (1981) proponen un método para el análisis de la posible toxicidad ocasionada por materiales orgánicos que denominan índice de germinación. En este método (Apartado VI.5.3) se valora el efecto de los materiales orgánicos estudiados sobre la germinación de semillas de berro

de agua (*Lepidium sativum*, L.), elegidas éstas por su rápida respuesta a la germinación (24 horas) y su elevada sensibilidad a numerosos tipos de toxinas.

La tabla VII.13 muestra los resultados obtenidos, a 24 y 48 horas, para la germinación "in vitro" de *Lepidium sativum*. en presencia de extractos de lodo residual y lodo compostado a diferentes concentraciones.

**Tabla VII.13.** Efecto del lodo residual y del lodo compostado sobre la germinación de *Lepidium sativum* L. a las 24 y 48 horas

	Semillas germinadas (%)	Longitud de raíz (mm)	Índice de germinación
<u>24 horas</u>			
Control	100	24.46	100
Lodo residual 10%	95	24.37	95
Lodo residual 30%	95	19.55	76
Lodo residual 100%	94	8.29	32
Lodo compostado 10%	95	24.37	95
Lodo compostado 30%	103	21.74	92
Lodo compostado 100%	98	13.37	54
<u>48 horas</u>			
Control	100	6.33	100
Lodo residual 10%	101	6.25	100
Lodo residual 30%	97	4.99	76
Lodo residual 100%	101	2.78	44
Lodo compostado 10%	100	6.62	104
Lodo compostado 30%	100	5.76	91
Lodo compostado 100%	100	3.87	61

Según Zucconi et al. (1981a), un valor del índice de germinación por encima del 60% no muestra fitotoxicidad. Según esto, los resultados obtenidos para lodo o compost de lodo a las 24 horas de incubación indican que solamente al 100% son tóxicos los materiales estudiados, presentando el compost de lodo valores muy cercanos al nivel considerado como no tóxico (54%). En este

material la toxicidad deja de ser patente a las 48 horas de incubación, lo que parece indicar que la inhibición de la germinación no es permanente, sino que consiste en un retraso de la misma. No ocurre así con el lodo, en donde el índice propuesto se mantiene por debajo del 60% a las 48 horas de incubación de las semillas. Las diluciones al 10 y 30% de los materiales estudiados no afectaron a la germinación de las semillas de *Lepidium sativum.*, siendo ésta mayor para el lodo compostado.

## VII.2. EFECTO DE LA INCUBACIÓN DEL LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO EN EL SUELO.

### VII.2.1. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y FISICOQUÍMICAS.

#### VII.2.1.1. AGREGADOS ESTABLES.

La adición al suelo de los materiales ensayados (lodo residual, lodo compostado y cenizas) no provocó variaciones en el porcentaje de agregados estables del mismo, probablemente debido a que la dosis utilizada fue insuficiente para motivar algún cambio significativo. Por otra parte, se advierte una mejora de la estabilidad estructural (alrededor de un 10%) al final del periodo de incubación en todos los tratamientos ensayados respecto al suelo original, debido, probablemente, a las condiciones de humectación e incubación a las que fue sometido el suelo durante el experimento (Tabla VII.14).

**Tabla VII.14.** Agregados estables al benceno (%) del suelo al final del experimento de incubación. Valores medios de tres repeticiones

	SA	LG	CL	LI
Agregados estables (%)	57	59	59	56

Porcentaje inicial de agregados estables al benceno en el suelo: 47.1



### VII.2.1.2. CAPACIDAD DE CAMPO DEL SUELO.

En relación a la capacidad de retención de agua a la capacidad de campo (Tabla VII.15), la adición de lodo o compost de lodo incrementó positivamente esta propiedad del suelo, al igual que lo observado por otros autores para lodos residuales (Epstein, 1975; Klavdiko y Nelson, 1979; Díaz-Burgos, 1990), incremento atribuido a la capacidad de absorción que presentan estos materiales orgánicos (Vigerust, 1983).

**Tabla VII.15.** Capacidad de campo (CC) al final del experimento de incubación. Valores medios de tres repeticiones.

	SA	LG	CL	LI
Capacidad de campo (%)	7.7 b	9.2 a	8.6 a	8.0 b

Valores medios seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

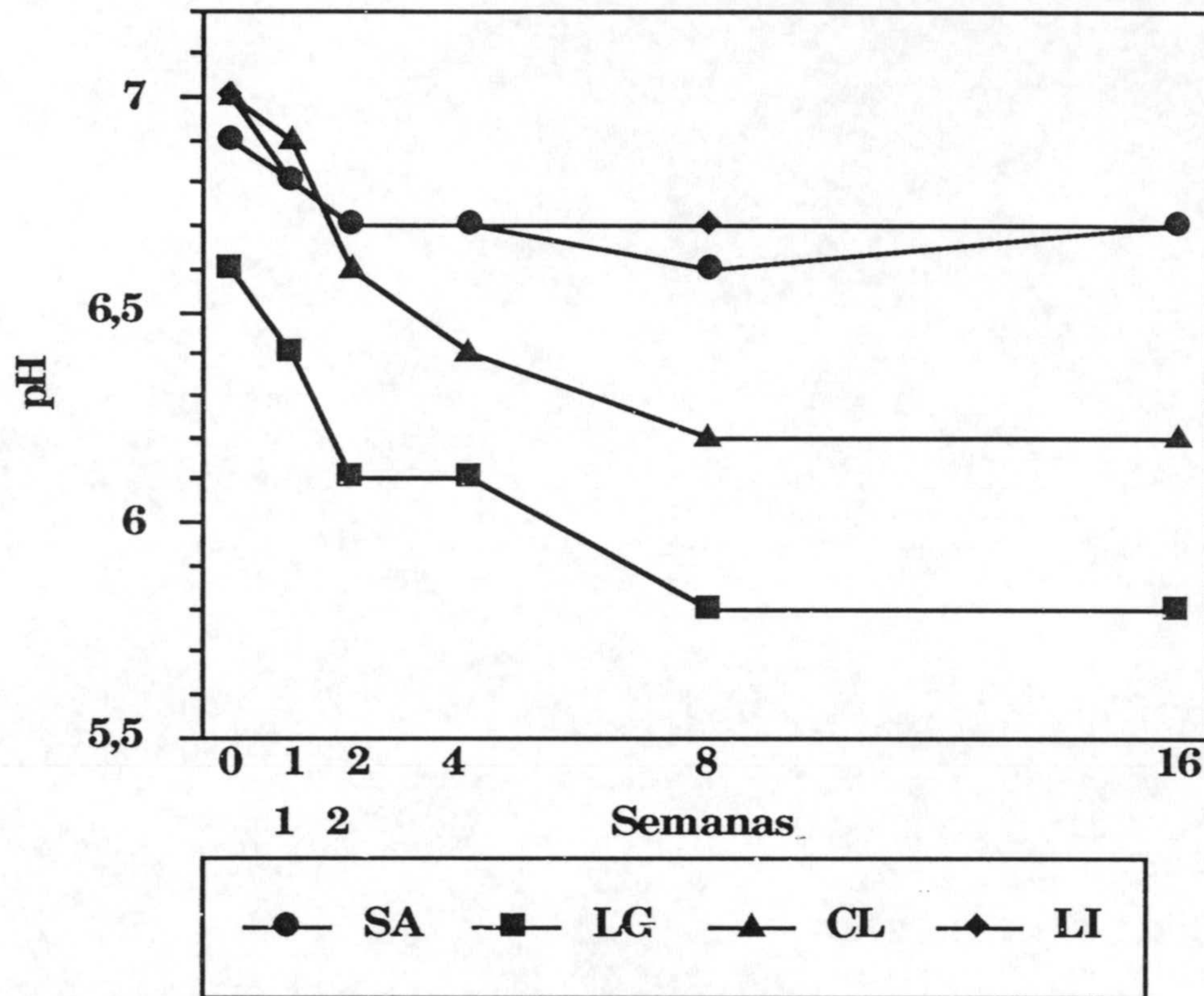
Capacidad de campo inicial del suelo: 8.6 %

### VII.2.1.3. pH

La aplicación al suelo de  $100 \text{ Tm/ha}^{-1}$  de lodo residual de Granada o del material resultante del compostaje del mismo, provocó una disminución apreciable del pH del suelo al final del experimento de incubación. Por otra parte, la adición de cenizas procedentes de la incineración del lodo, no modificó significativamente la reacción del suelo (Figura VII.3). Mellbye et al. (1982) y Bierman et al. (1995) también observaron una escasa influencia de las cenizas sobre el pH del suelo o, a lo sumo, un ligero aumento del mismo cuando ellas se adicionaron a suelos de naturaleza ácida.

El descenso del pH del suelo detectado por el aporte de estos subproductos, lodo residual o compost, confirma lo apreciado por otros autores acerca de la capacidad acidificante que muestra el lodo residual cuando se añade al medio edáfico (Morel, 1977; Frezquez et al., 1990; Wen et al., 1995). Esta disminución habría que atribuirle fundamentalmente a la liberación de ácidos orgánicos, sintetizados por los microorganismos durante la degradación de la materia orgánica aportada al suelo (Miller, 1973; Frezquez et al., 1990) Además de

ello, la mineralización del nitrógeno orgánico contenido en estos materiales favorecerá la liberación de iones amonio al suelo, los cuales al oxidarse liberarán hidrogeniones a este medio (Voos y Sabey, 1987).



**Figura VII.3.** Evolución del pH del suelo en los diferentes tratamientos ensayados. Valores medios de tres repeticiones

Observando la evolución temporal del pH en los tratamientos orgánicos (LG y CL), se apreció que en el suelo enmendado con lodo residual, la disminución comenzó a hacerse efectiva desde el momento de aplicación de este subproducto. En cambio, en el tratamiento CL, las diferencias significativas respecto al suelo control (SA), se registraron a partir de la segunda semana de incubación, aunque el descenso del pH observado en este tratamiento fue, durante todo el experimento, menos acusado que en el tratamiento que incluía lodo residual (LG). Ello indicaría que el compost de lodo, aunque presenta un  $\text{pH} > 7$  y, por tanto, cumpliría este criterio de madurez

(Jann et al., 1959, Tabla III.5), no es un material completamente estabilizado, debido probablemente, a que el proceso de compostaje del lodo residual no se completó adecuadamente.

### VII.2.2. EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

El aporte de 100 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual y lodo compostado aumentó de forma significativa los niveles de carbono orgánico total (COT) y de su fracción extraíble con álcali (CET) del suelo (Tabla VII.16). El incremento producido, evidentemente fue mayor en el tratamiento LG que en el CL, consecuencia directa de la aplicación de un material más rico en materia orgánica

**Tabla VII.16.** Carbono orgánico total (COT), carbono extraíble total (CET) y porcentaje del carbono extraíble respecto al total del suelo al inicio y final del experimento de incubación.

	COT (g kg <sup>-1</sup> )		CET (mg kg <sup>-1</sup> )		CET/COT (%)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
SA	2.26cA	1.81cB	290cA	230cB	13a	13b
LG	12.18aA	9.19aB	1700aA	1050aB	14a	12b
CL	10.02b	7.66b	1010bA	690bB	10b	9c
LI	1.95cA	1.47cB	280cA	240cB	14aB	16aA

En cada columna los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos (P<0.05).

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos (P<0.05)

Al final del periodo de incubación, los niveles de COT y CET disminuyeron apreciablemente en todos los tratamientos ensayados (Tabla VII.16). El porcentaje de materia orgánica mineralizada en cada uno de ellos varió entre un 20 y un 24%, proviniendo estas pérdidas tanto de la materia orgánica natural contenida en el suelo como de la adicionada a través de los residuos orgánicos.

Los descensos del CET en el tratamiento que incluía lodo residual (LG) debe atribuirse a la pérdida tanto de sustancias no humificadas (NH) como a la drástica reducción del contenido de ácidos húmicos (Tabla VII.17). En el suelo enmendado con lodo compostado (CL), la disminución del CET está provocada casi exclusivamente por el descenso de las sustancias no humificadas, mientras que los ácidos húmicos presentaron una variación menor, lo que confirma lo observado en el apartado VII.1.3. acerca de la mayor estabilidad de esta fracción en el lodo compostado que en el lodo residual. Los ácidos fúlvicos no sufrieron variación en estos tratamientos orgánicos, si bien se aprecia un ligero aumento, aunque no significativo, de los mismos en el suelo abonado con compost de lodo (Tabla VII.17).

**Tabla VII.17.** Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo al inicio y final del experimento de incubación.

	NH (mg kg <sup>-1</sup> )		AH (mg kg <sup>-1</sup> )		AF (mg kg <sup>-1</sup> )	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
SA	80d	90c	62cA	48bB	140cA	90dB
LG	620aA	500aB	730aA	200aB	360a	340a
CL	480bA	230bB	280bA	200aB	240b	260b
LI	120c	90c	50c	50b	110d	100c

En cada columna los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $p < 0.05$ ).

En cada fila los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $p < 0.05$ ).

**NH:** Fracción no humificada, **AH:** Ácidos húmicos, **AF:** Ácidos fúlvicos

La desaparición de ciertas cantidades de la fracción no humificada del carbono extraíble (NH) debe ser atribuída al hecho de que estas sustancias pueden servir de soporte energético a los microorganismos del suelo (Baca et al., 1992; Ciavatta et al., 1993). Por otra parte, en relación a la pérdida de AH en el tratamiento LG, es interesante destacar la existencia en el lodo de estructuras poco degradadas y altamente polimerizadas, de naturaleza grasa, que son extraídas junto a otras como sustancias húmicas. Una vez en el suelo, estos compuestos deben sufrir un proceso de degradación rápida que

implica una reducción en los niveles de la fracción considerada como húmica.

La evolución de los índices de humificación durante el periodo de incubación (Tabla VII.18) dejaron patente los siguientes hechos:

1) La relación AF/AH del suelo no se modificó en los tratamientos SA y LI a lo largo del tiempo considerado, debido a la escasa variación temporal en los contenidos de la fracción húmica del suelo en dichos tratamientos. El valor de la relación AF/AH al inicio del ensayo en el tratamiento LG parece indicar un alto grado de humificación de la materia orgánica contenida en él (0.5). En realidad, este suceso es consecuencia de la elevada cantidad de sustancias precipitadas a  $\text{pH} < 2$ , que no deben considerarse como húmicas, tal como se indica en el apartado III.5.3. Como consecuencia, al final del periodo de incubación, dicho índice experimenta un aumento al desaparecer parte de las mismas en el proceso de degradación de la materia orgánica. Esta misma tendencia, aunque con variaciones menos evidentes, se apreció en el tratamiento CL.

2) La relación entre compuestos no humificados y humificados del CET (índice de humificación, IH), varió significativamente en el suelo enmendado con compost, en el cual se alcanzó al final del periodo de incubación un valor de 0.5, considerado como representativo de materiales bien humificados (De Nobili et al., 1989; Ciavatta y Govi, 1993). En el resto de tratamientos, los índices de humificación fueron más elevados.

3) El grado de humificación (GH), que indica la proporción de material húmico presente en el CET, disminuyó, aunque no significativamente, en todos los tratamientos, con excepción del CL. En éste se produce una ligera disminución de la fracción extraíble total a la vez que se advierte un ligero aumento en la concentración de AF.

4) La tasa de humificación (TH) proporciona información sobre la estabilidad del sustrato orgánico. Ésta puede aumentar por un incremento absoluto de los compuestos humificados o bien por la disminución del carbono orgánico total por procesos degradativos de la materia orgánica, aumentando la fracción húmica por un simple efecto de concentración.

Tabla VII.18. Parámetros de humificación del suelo al inicio y final del experimento de incubación.

	AF/AH		IH		GH (%)		TH (%)	
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
SA	2.3a	1.8a	0.41dB	0.68bA	71aA	60bB	9.1aA	7.6bB
LG	0.5dB	1.7aA	0.57cB	0.92aA	64bA	52cB	9.0aA	6.0cB
CL	0.8cB	1.3bA	0.92aA	0.51cB	52dB	66aA	5.3c	6.0c
LI	2.4a	2.2a	0.77bA	0.60cB	56dB	62abA	8.0bB	10aA

En cada columna los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos (P<0.05).

En cada fila, y para cada parámetro, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos (P<0.05)

**IH**= Índice de humificación,  $NH/AH+AF$

**GH**= Grado de humificación,  $AH+AF/CET \times 100$

**TH**= Tasa de humificación,  $AH+AF/COT \times 100$

En nuestro experimento, este índice no varió temporalmente en el tratamiento CL, mientras que en los tratamientos SA y LG se apreció una disminución significativa, motivada por el descenso de COT y, fundamentalmente, de la fracción humificada. En el tratamiento LI, la tasa aumentó significativamente al final del ensayo, debido a un efecto de concentración de la fracción húmica, al disminuir en el tiempo el COT.

En función de estas variaciones se puede concluir que, en las condiciones de incubación ensayadas, el compost de lodo se comportó como un material más estabilizado que el lodo del que procede. En el primero, las variaciones detectadas fueron: disminución de la fracción no humificada y un ligero aumento de la considerada como humificada, mientras que en el segundo existen pérdidas en las cantidades de ambas fracciones.

### VII.2.3. MACRONUTRIENTES

#### VII.2.3.1. NITRÓGENO Y FÓSFORO

La aplicación de 100 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual y lodo compostado aumentó considerablemente, como cabría esperar, el contenido de nitrógeno total del suelo (Tabla VII.19). Dicho aumento resultó ser más notable, en el tratamiento LG que en el tratamiento CL, atribuido a la mayor cantidad de elemento presente en el lodo que en el compost de lodo.

Al final del periodo de incubación se detectó, en todos los tratamientos ensayados, una disminución del contenido total de nitrógeno del suelo. Estas pérdidas, seguramente están relacionadas con una elevada actividad desnitrificante de algunos microorganismos presentes en el suelo, los cuales encontrarían condiciones óptimas de humedad, temperatura y pH para que ella tenga lugar de forma notable durante el periodo de incubación (Alexander, 1980). Este mismo efecto ha sido observado por otros autores tanto en experimentos de incubación como de invernadero, especialmente cuando adicionaban elevadas dosis de lodo residual al suelo (Ryan et al., 1973; Pomares-García y Pratt, 1978).

Asimismo, el aporte de estos materiales orgánicos aumentó acusadamente los niveles de fósforo total y asimilable (extraído con AB-DTPA)

**Tabla VII.19.** Concentración de macronutrientes totales y asimilables (extraídos con AB-DTPA) en el suelo al inicio y final del experimento de incubación.

	NKT g kg <sup>-1</sup>		P TOTAL g kg <sup>-1</sup>		P AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>		K TOTAL g kg <sup>-1</sup>		K AB-DTPA mg kg <sup>-1</sup>	
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final
SA	0.60cA	0.37cB	0.57c	0.62c	0.8d	0.9d	22	24a	46bA	39cB
LG	3.2a	2.0a	1.8aA	1.5aB	3.6b	3.4c	23	24a	59a	58a
CL	1.5b	1.1b	1.3b	1.1b	8.5a	8.1b	19	19b	56a	56a
LI	0.61cA	0.38cB	0.43d	0.40d	2.5cA	11aB	22A	18bB	61aA	47bB

NKT: Nitrógeno Kjeldahl Total

En cada columna los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos (P<0.05).

En cada fila, y para cada elemento, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos(P<0.05)



del suelo (Tabla VII.19). Al final del experimento, las variaciones observadas fueron escasamente significativas, con tendencia a la disminución en el caso del P total. Los aumentos de P asimilable dejarían patente que el P orgánico contenido en estos residuos urbanos tendió a mineralizarse, lo que parece lógico a tenor de las relaciones C/P y de los niveles de P presentes en estos materiales. De acuerdo con Dalal (1977) y Stevenson (1986), el P contenido en materiales orgánicos, con niveles de este nutriente superiores a  $3 \text{ g kg}^{-1}$  o relaciones C/P inferiores a 100, tenderá a mineralizarse adecuadamente en el suelo.

En el tratamiento que incluía cenizas de lodo, aunque los niveles de P total del suelo fueron escasamente modificados, la concentración de P extraído con AB-DTPA aumentó acusadamente al final del experimento de incubación. Ello deja patente el potencial que presentan estos residuos inorgánicos para aumentar los niveles de P asimilable del suelo, por lo que son consideradas por algunos autores (Mellbye et al.; Bierman et al., 1995) como enmendantes fosfóricos de suelos deficientes.

#### VII.2.3.2. POTASIO

La aplicación de lodo residual, compost de lodo o cenizas de lodo no modificó significativamente los niveles totales de potasio en el suelo (Tabla VII.19).

Considerando el K asimilable (Tabla VII.19), el aumento detectado en el suelo con la aplicación de lodo, compost de lodo y cenizas de lodo, puede considerarse como una cesión de este macroelemento al medio edáfico, que en estos materiales, se encuentra mayoritariamente en forma inorgánica, la cual resulta asimilable de inmediato (Debnath y Hayres, 1972). Dicha capacidad de cesión de potasio asimilable al suelo ha sido anteriormente evidenciada por otros autores en materiales orgánicos como compost de basuras en experimentos de incubación (Ortega et al., 1985), de invernadero (Terman y Hays, 1973) y de campo (Hortenstine y Rothwell, 1972; Díaz-Marcote, 1995), así como en cenizas de lodo (Bierman y Rosen, 1994)). Al final del periodo de incubación, los niveles de K extraído con AB-DTPA no se modificaron significativamente, a excepción del tratamiento LI, donde se observa un descenso en la asimilabilidad de K.

VII.2.4. EFEECTO SOBRE EL CONTENIDO DE METALES PESADOS ESENCIALES (Fe, Mn, Cu y Zn) DEL SUELO

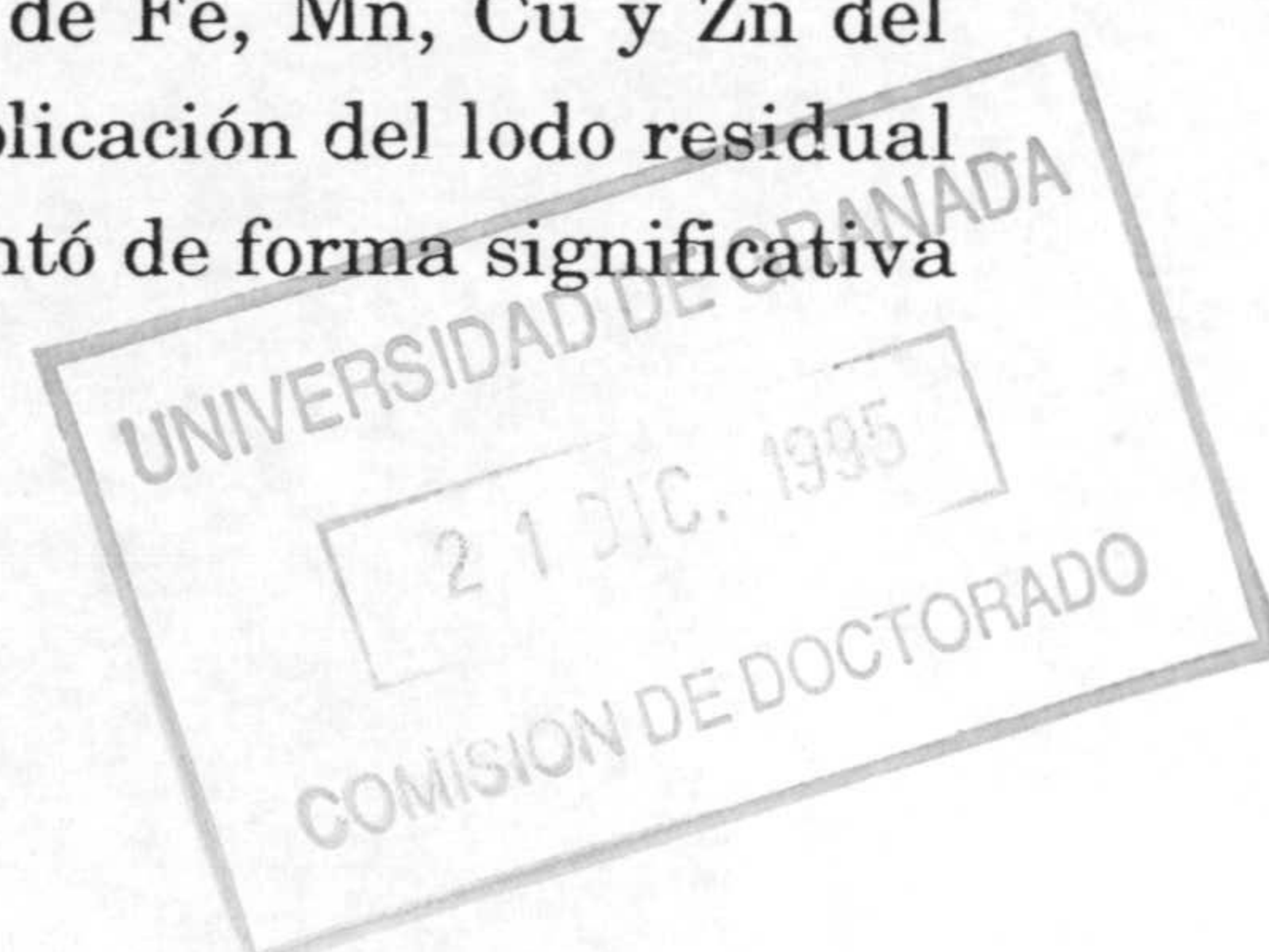
**Tabla VII.20.** Concentración total de Cu, Zn, Fe y Mn del suelo al inicio y al final del experimento de incubación. Valores medios de tres repeticiones

	<u>Inicio</u>	<u>Final</u>
	<b>Cobre (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	36b	31c
LG	40a	35b
CL	35b	38a
LI	39a	38a
	<b>Zinc (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	108c	111c
LG	140a	129a
CL	119b	118b
LI	124b	122
	<b>Hierro (g kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	62	64
LG	62	62
CL	59	59
LI	60	61
	<b>Manganeso (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	690	571ab
LG	688	661a
CL	678A	530bB
LI	709A	600abB

En cada columna y para cada metal pesado esencial, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $p < 0.05$ ).

En cada fila, los valores medios seguidos de diferente letra mayúscula son significativos ( $p < 0.05$ ).

La tabla VII.20 recoge la concentración total de Fe, Mn, Cu y Zn del suelo en los diferentes tratamientos ensayados. La aplicación del lodo residual de Granada, compost de lodo y cenizas de lodo, aumentó de forma significativa



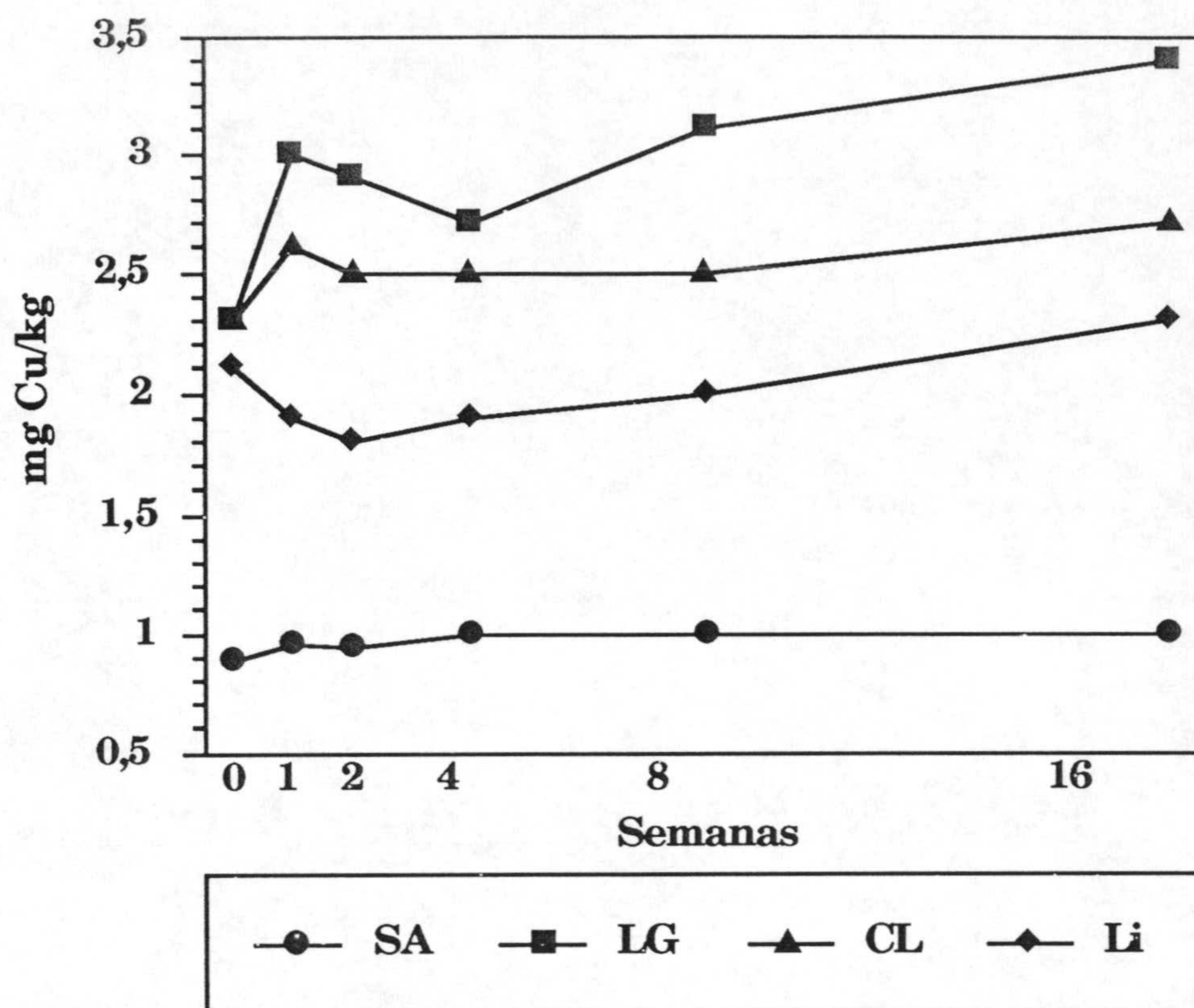
la concentración total de Zn en el suelo, no afectando, en cambio, significativamente los niveles totales de Fe y Mn. El Cu total aumentó únicamente cuando el suelo fue enmendado con lodo residual o sus cenizas. Aunque todos los metales pesados esenciales mostraron variaciones entre el tiempo inicial y final de incubación, éstas no tuvieron un carácter significativo, con la excepción del Mn total en los tratamientos CL y LI. Por otra parte, los valores de Cu y Zn total detectados en el suelo al final del experimento de incubación se encontraron por debajo de los niveles de concentración de suelos con riesgo de contaminación según las normativas holandesa y canadiense (Tabla V.13).

#### VII.2.4.1. EVOLUCIÓN DEL Cu Y Zn ASIMILABLE DEL SUELO

Las figuras VII.4 y VII.5 recogen la evolución, respectivamente, del Cu y Zn extraído del suelo con AB-DTPA durante el experimento de incubación. No se representan los valores de Cu y Zn solubles en agua ya que no se han detectado por la metodología analítica utilizada (Método VI.5.12).

La aplicación de los materiales ensayados (lodo, compost y cenizas) aumentó significativamente la concentración de Cu y Zn potencialmente asimilables del suelo, aumento que se mantuvo significativo frente al suelo control durante todo el periodo de incubación. En otros estudios, se han evidenciado, asimismo, aumentos en el suelo de la forma asimilable de estos metales, tanto por el aporte de lodo residual (Geneveni et al., 1986; Bidwell y Dowdy, 1987), compost de lodo (Chino et al., 1992) y cenizas obtenidas de la incineración de lodo (Mellbye et al., 1982; Bierman y Rosen, 1994).

Los aumentos en la concentración de Cu y Zn asimilable debe ser consecuencia, en el caso de las cenizas, de que estos metales se encuentren en ellas en forma inorgánica, de manera que resultan asimilables de inmediato. En el caso de los materiales orgánicos aplicados, los niveles de asimilabilidad aumentan, tal como indican Kabata-Pendias y Pendias (1984) y Hue et al. (1988), probablemente debido a que Cu y Zn se encuentran, en el lodo y en el compost de lodo, formando complejos con compuestos orgánicos de bajo peso molecular que se liberan rápidamente al suelo, incrementando así la disponibilidad de este elemento.



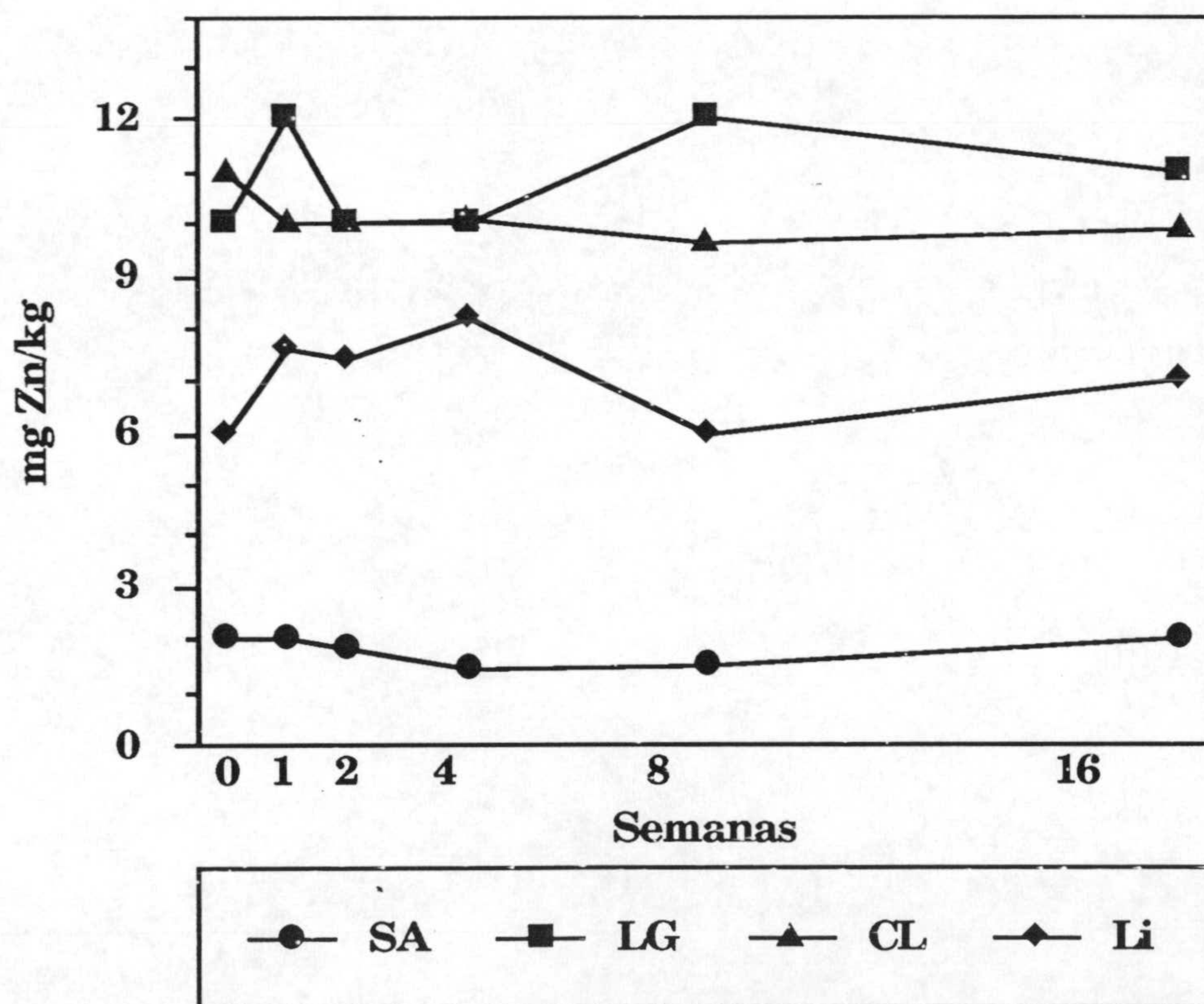
**Fig VII.4.** Evolución del Cu extraído del suelo con AB-DTPA en los diferentes tratamientos ensayados. Valores medios de tres repeticiones.

Durante el periodo de incubación, los niveles de asimilabilidad del Cu muestran tendencia ascendente, alcanzándose los valores máximos para cada tratamiento en la última semana de incubación. Las diferencias obtenidas durante las semanas consideradas en el ensayo son, aunque significativas, bastante pequeñas.

Esta tendencia al aumento no se ve reflejada en otros estudios de este tipo para suelos incubados (Khan y Soltampour, 1979; Shuman, 1980) o para suelos incubados con compost de RSU (Nogales et al., 1989) o lodos de depuradora (Adams y Kissel, 1989), en los que se aprecia un claro descenso en la concentración de Cu asimilable desde el inicio hasta el final del experimento. Otros autores como Keefer et al. (1986) o Senesi et al. (1989) argumentan la escasa movilidad del Cu como consecuencia de la alta afinidad que presenta por la materia orgánica.

Aunque en este experimento el fenómeno no acontece de igual forma, hay que señalar que, aunque las diferencias entre los niveles iniciales y finales de Cu extraíble son significativas en cada tratamiento, no son muy grandes. En los tratamientos LG y CL, los procesos de degradación de la materia orgánica podrían explicar la tendencia al aumento que se observa, más intensa en el suelo enmendado con lodo al ser este subproducto un material menos estabilizado.

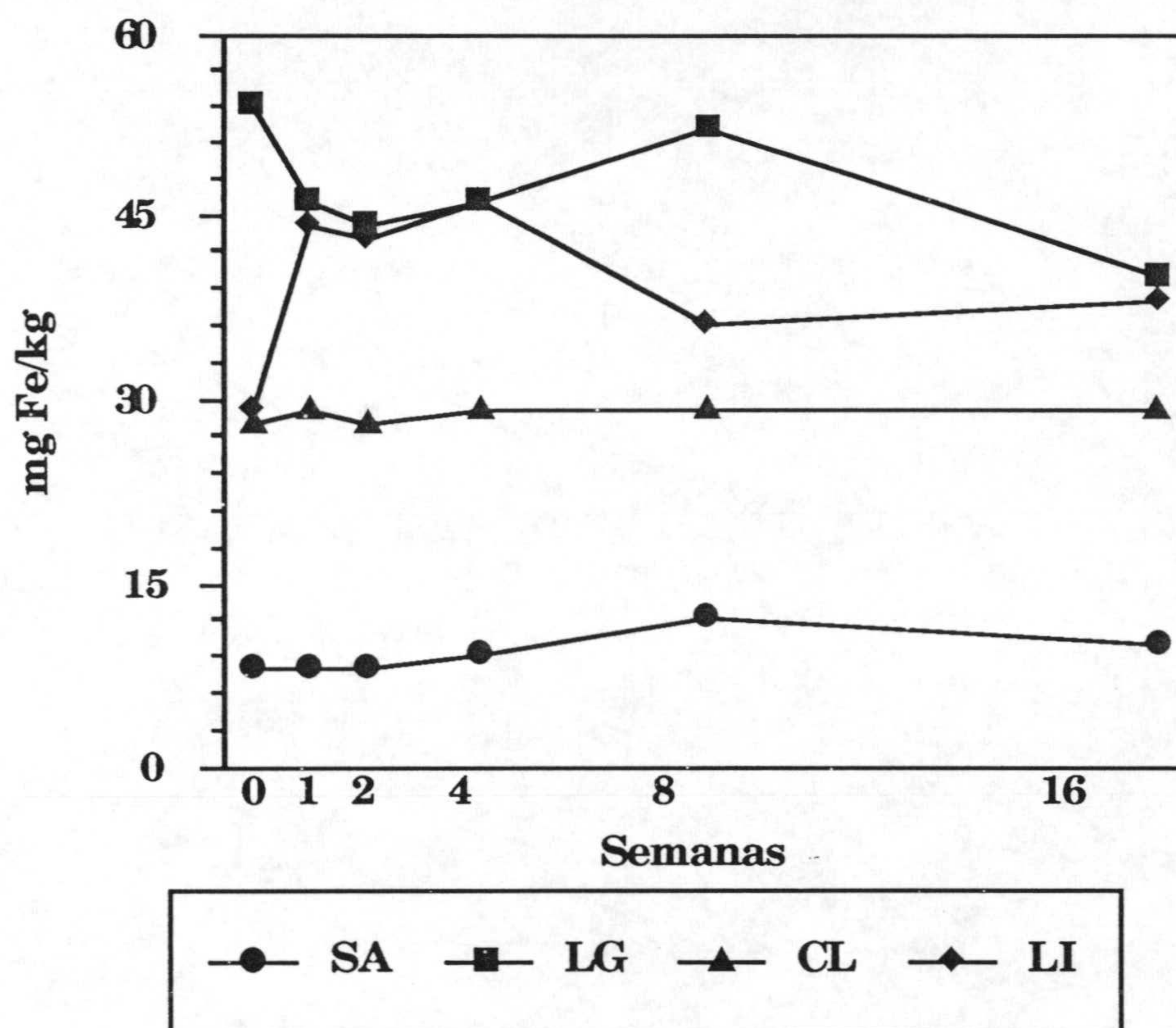
En el caso del Zn asimilable, es interesante observar como solamente en el suelo al que se aplicó cenizas de lodo, las diferencias entre las semanas consideradas se mantuvieron significativas, no ocurriendo lo mismo en los tratamientos orgánicos (LG y CL). Este fenómeno indica la baja movilidad del Zn en suelos con alto contenido en materia orgánica debido a la afinidad que presenta este elemento por la misma (Senesi et al., 1989) y la predominancia de formas queladas en la solución a pH cercanos a la neutralidad (Adams y Kissel, 1989).



**Fig VII.5.** Evolución del Zn extraído del suelo con AB-DTPA en los diferentes tratamientos ensayados. Valores medios de tres repeticiones.

#### VII.2.4.2. EVOLUCIÓN DEL HIERRO ASIMILABLE.

Las concentraciones de Fe extraído con AB-DTPA se exponen en la figura VII.6. No se recogen los niveles de Fe soluble del suelo por no haber sido detectado por la metodología analítica utilizada.



**Fig VII.6.** Evolución del Fe extraído del suelo con AB-DTPA en los diferentes tratamientos ensayados. Valores medios de tres repeticiones.

Una visión global de los resultados obtenidos nos permite apreciar que todos los materiales aplicados al suelo aumentaron significativamente los niveles de Fe extraíble del suelo original, fenómeno evidenciado anteriormente por otros autores, una vez aplicado al suelo lodos de depuradoras (Abdou y El-Neunah, 1980) u otros materiales orgánicos tales como compost de basuras urbanas (Giordano et al., 1975; De Haan, 1981; Navarro, 1986), así como cenizas de lodo (Bierman et al., 1995).

El aumento en los niveles de Fe asimilable se produjo de forma mas notable en el suelo enmendado con lodo que en los que se aplicó compost de

lodo o cenizas obtenidas de su incineración, probablemente debido a la mayor cantidad de metal disponible que aporta este material (Wallinford et al., 1975; Dahiya y Singh, 1980); manteniéndose estas diferencias a lo largo de todo el periodo de incubación.

En relación al tratamiento control (SA), se detecta un aumento significativo en la disponibilidad de Fe a lo largo del periodo de incubación considerado, alcanzándose el nivel máximo en la octava semana. Estos resultados contrastan con lo observado en estudios del mismo tipo por otros autores (Khan y Soltampour, 1979; Nogales et al., 1986). Aunque ellos no ofrecen una explicación, argumentan que los descensos detectados no eran inducidos por un proceso de fijación microbiana.

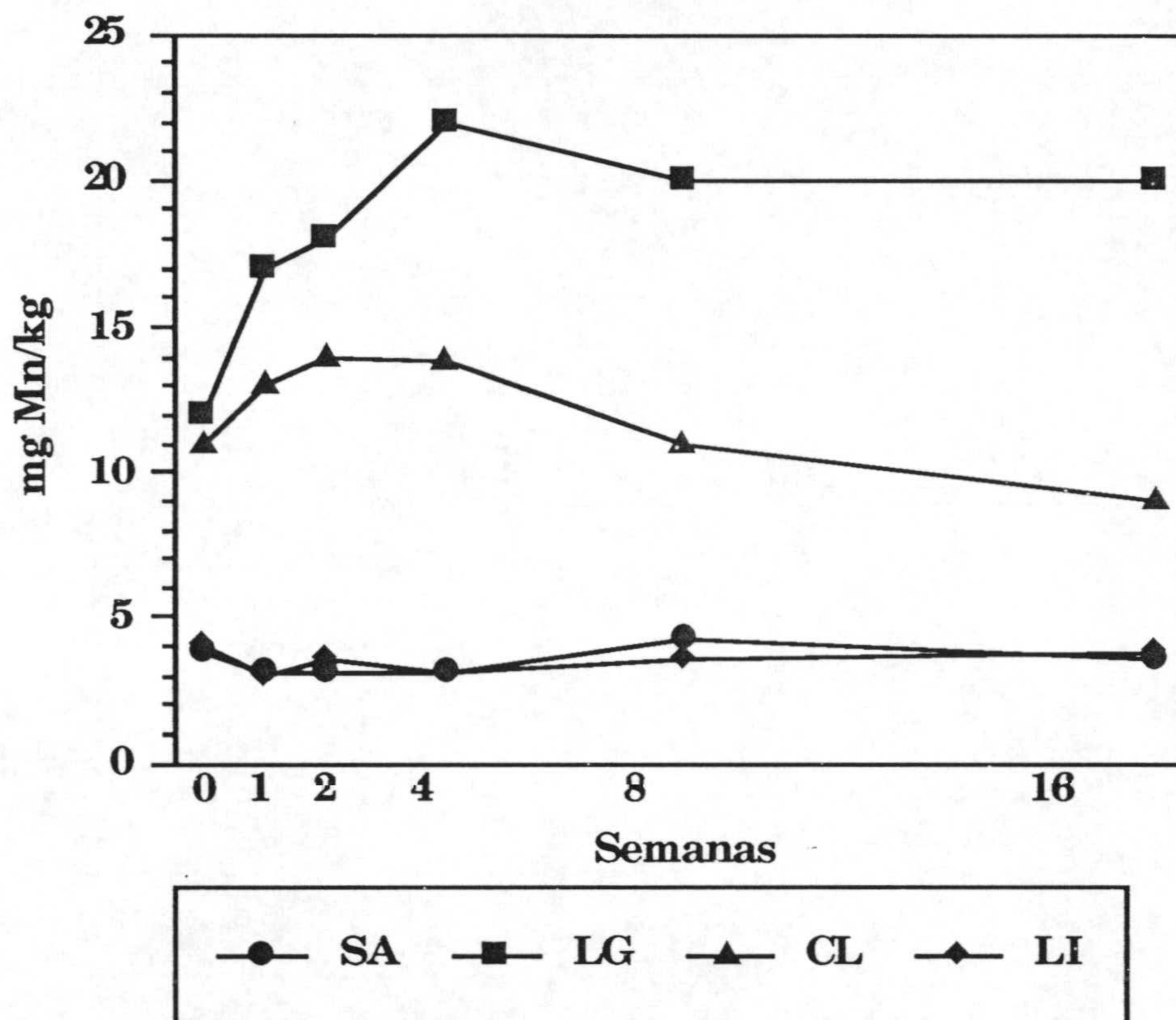
En el tratamiento LG, los niveles de Fe AB-DTPA mantienen fluctuaciones a lo largo del tiempo. El periodo de incubación se inicia con una fijación del Fe añadido que dura hasta la cuarta semana. A continuación la asimilabilidad del metal aumenta hasta igualarse a la concentración inicial en la octava semana, para volver a disminuir al final del periodo considerado (16 semanas). El aumento en la concentración de Fe extraíble ocasionado por la aplicación de lodo al suelo, se debería, probablemente, a la cantidad de esta forma de metal que aporta el subproducto, más que al papel solubilizador atribuido por algunos autores a las sustancias húmicas presentes en él (Corey et al., 1981). El aumento manifestado en la octava semana podría estar directamente relacionado con la bajada de pH detectada en ella, aunque esto no explicaría la posterior fijación de metal evidenciada en la última semana, ya que el pH se mantuvo a niveles bajos (5.8; Tabla VII.3).

En el suelo abonado con compost de lodo, las concentraciones de Fe extraíble con AB-DTPA no se modificaron apreciablemente a lo largo del periodo de incubación considerado. Por último, la evolución de este metal en el tratamiento LI fue similar a la observada en el suelo control.

#### VII.2.4.3. EVOLUCIÓN DEL Mn ASIMILABLE

La aplicación de lodo y compost al suelo provocó un aumento significativo en la concentración de Mn extraído con AB-DTPA del mismo, diferencias que se mantuvieron significativas a lo largo de todo el experimento (Figura

VII.7). Por otra parte, las cenizas añadidas al suelo no ocasionaron variaciones apreciables en el nivel de Mn asimilable. En este sentido, Mellbye et al. (1982) y Bierman et al., (1995) encontraron una disminución en el contenido de DTPA Mn del suelo en base al incremento de pH que ocasiona en el suelo la aplicación de cenizas de lodo.



**Fig VII.7.** Evolución del Mn extraído del suelo con AB-DTPA en los diferentes tratamientos ensayados. Valores medios de tres repeticiones.

Los niveles de disponibilidad de Mn se evidenciaron mayores en el suelo al que se añadió lodo que en el enmendado con compost, diferencias que se mantienen significativas durante todo el proceso de incubación. Dado que la cantidad de Mn asimilable presente en el compost es mayor que la del lodo, las diferencias entre los dos tratamientos podrían atribuirse al tipo de materia orgánica contenida en estos residuos.

En el suelo testigo, tratamiento SA, se apreció una ligera disminución en los niveles de extractabilidad a medida que transcurre el tiempo de incubación hasta la cuarta semana, aumentando posteriormente hasta alcanzar un valor máximo en la octava semana, disminuyendo al final del



periodo de incubación. Este hecho, constatado en estudios de este tipo (Khan, 1979; Navarro, 1986), se debe probablemente a que en las condiciones del ensayo ( $T^a$ , humedad y aireación), se vió favorecida la estimulación de microorganismos oxidantes de Mn, que con frecuencia constituyen del 5 al 15% de la microflora total del suelo (Alexander, 1980), los cuales oxidan parte del Mn extraíble a formas menos asimilables e insolubles. Asimismo, la humedad del suelo puede inducir una rehidratación de este elemento que podría ser fijado en los coloides del suelo en un estado menos soluble y no extraído con DTPA (Fujimoto y Sherman, 1945; Dahiya y Singh, 1977). Esta misma tendencia se detecta en el tratamiento LI, mostrandose algo mas significativa la diferencia entre la primera y última semana.

En el tratamiento CL, los niveles de Mn asimilable presentaron una tendencia al aumento, que duró hasta la cuarta semana, a partir de la cual disminuye, para alcanzar en la última semana el valor mínimo. Parece que al ser el compost un material parcialmente humificado, durante las primeras semanas de incubación, ocasionó en el suelo una disminución del potencial de oxidoreduccion, efecto señalado por diversos autores cuando se aplican enmiendas orgánicas al suelo (Wallinford et al., 1975), que implicaría la liberación de Mn a la solución del suelo. Posteriormente, las condiciones en las que se desarrolla el ensayo inducirían la fijación del metal.

En el suelo enmendado con lodo (LG), se detectó un aumento de Mn extraíble a lo largo del periodo de incubación considerado, el cual podría ser atribuido a una o mas de las siguientes causas: a) disminución del potencial redox del suelo, al descender el nivel de oxígeno necesario para el metabolismo de microorganismos implicados en la degradación de los compuestos orgánicos aplicados (Velez-Ramos y Standifer, 1977; Alexander, 1980; Adriano, 1986); b) descenso acusado del pH del suelo que aumentará la asimilabilidad del Mn en este medio (Adriano, 1986); c) Elevada selectividad que presentan los ácidos húmicos de los suelos enmendados con lodo, los cuales tienen la capacidad de liberar algunos metales lábiles como el Mn (Senesi et al., 1989).

Por último, hay que indicar que, al igual que lo señalado para Fe, Mn y Cu, no se detectaron en el suelo concentraciones de Mn soluble.

VII.2.5. EFEECTO SOBRE LOS METALES PESADOS NO ESENCIALES (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) DEL SUELO.

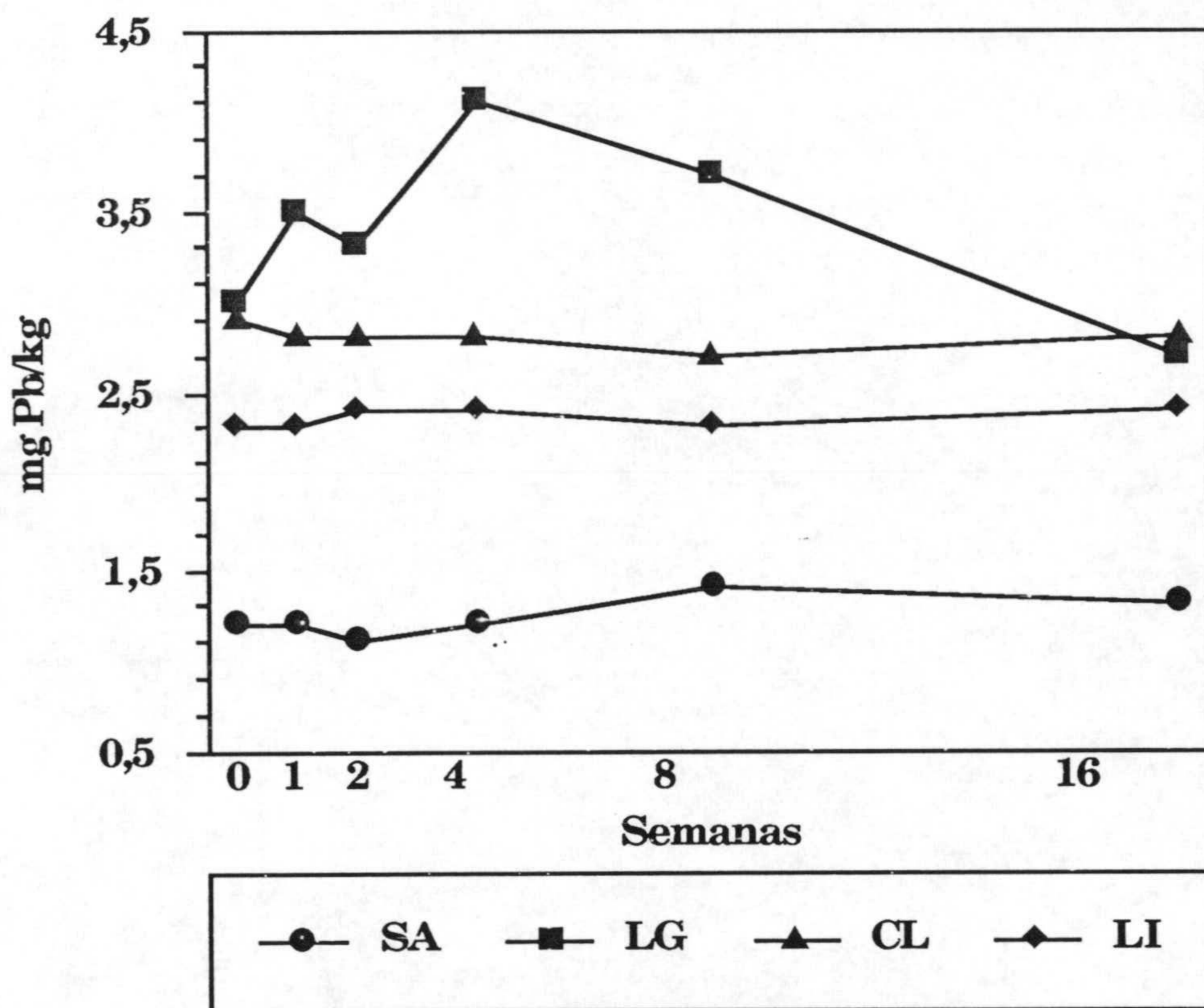
La tabla VII.21 recoge las concentraciones totales de Ni, Pb, Co y Cr del suelo al inicio y al final del experimento de incubación. No se detectaron niveles de Cd total por la metodología analítica utilizada (Método VI. 5.1).

**Tabla VII.21.** Concentración total de Ni, Pb, Co y Cr del suelo al inicio y al final del experimento de incubación. Valores medios de tres repeticiones

	<u>Inicio</u>	<u>Final</u>
	<b>Niquel (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	42b	43b
LG	47a	48a
CL	44ab	43b
LI	46ab	47a
	<b>Plomo (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	26c	25c
LG	34b	35b
CL	28c	29c
LI	45a	43a
	<b>Cobalto (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	15	15
LG	16	15
CL	15	15
LI	15	16
	<b>Cromo (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	
SA	38	37
LG	39	40
CL	38	36
LI	38	36

En cada columna y para cada metal pesado no esencial, los valores medios seguidos de diferente letra minúscula son significativos ( $p < 0.05$ ).

Las concentraciones totales determinadas de los diferentes metales pesados no esenciales se encontraron escasamente afectadas por la aplicación al suelo de lodo residual, compost de lodo y cenizas de lodo, así como tampoco fueron modificadas apreciablemente por el periodo de incubación. Las únicas variaciones reseñables fueron el aumento, en algún caso significativo, de los valores totales de Pb y Ni debido al aporte de lodo residual o sus cenizas. Al final del periodo de incubación los valores detectados de estos metales podrían incluirse dentro de los niveles de concentración cuantificados en suelos normales (Tabla V.13).



**Fig VII.8.** Evolución del Pb extraído del suelo con AB-DTPA en los diferentes tratamientos ensayados. Valores medios de tres repeticiones.

Respecto a las formas asimilables de estos metales, únicamente se detectaron los correspondientes a Pb extraído del suelo con AB-DTPA (Figura VII.8). En este caso, el aporte de los diferentes materiales ensayados aumentó significativamente, desde el inicio del experimento, los valores de Pb AB-DTPA, aumento que, con algunas fluctuaciones, se conservó durante todo el

periodo de incubación. Los aumentos observados serían consecuencia de las cantidades de Pb asimilables introducidas con estos materiales. Además de ello, también debe considerarse el papel de la materia orgánica contenida en el lodo y su compost que, de acuerdo con Adriano (1986), puede aumentar la asimilabilidad de Pb innato del suelo mediante la formación de complejos quelados solubles.

### **VII.3. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE LODO RESIDUAL DE GRANADA, LODO COMPOSTADO Y CENIZAS DE LODO SOBRE SUELO, PLANTA Y AGUA DE LIXIVIACIÓN.**

#### **VII.3.1. EFECTO SOBRE LOS RENDIMIENTOS DE COSECHA DE TRIGO.**

El desarrollo del cultivo de trigo se encontró condicionado por dos hechos que, en gran medida, supeditaron los rendimientos de cosecha que se obtuvieron al final del experimento.

1) Por una parte, el potencial fitotóxico que presenta el lodo (Tabla VII.13), lo que provocó que, tras su adición ( $200 \text{ Tm/ha}^{-1}$ ) al suelo, inhibiese temporalmente la germinación de las semillas de trigo. Esta inhibición desapareció a los 60 días del inicio del experimento, posiblemente debido a procesos de estabilización y mineralización en el suelo de la materia orgánica del lodo, así como al lavado, a través de la columna lisimétrica, de las posibles sustancias fitotóxicas contenidas en este residuo.

2) Por otra parte, la escasa producción de grano obtenida en todos los tratamientos, más acentuada aún en el tratamiento LG, como consecuencia del retraso detectado en la germinación anteriormente mencionado. Los bajos rendimientos de cosecha evidenciados en el ensayo deben estar relacionados con uno o más de los siguientes factores: a) tipo de recipiente utilizado, el cual presenta escasa superficie al estar diseñado para la recogida de lixiviados; b) compactación que presentó el suelo al utilizar una fracción menor de 5 mm del mismo; y c) variedad de trigo elegida, la cual presenta bajos rendimientos.

**Tabla VII.22.** Parámetros fisiológicos determinados en el cultivo de trigo. Valores medios de cinco repeticiones.

	Raiz(0-10cm) (g)	Raiz(10-20cm) (g)	Paja (g)	Grano (g)	Parte aérea (g)	Paja/Grano	Altura planta	Longitud espiga	Peso 1000 granos	Nº granos maceta
SA	0.50ab	0.11	2.68a	0.42	4.58a	6.44	24	3.3b	28a	15
LG	0.35b	0.01	1.67b	0.35	2.72b	4.80	26	4.0a	13b	11
CL	0.58ab	0.08	3.02a	0.67	5.45a	4.53	25	4.4a	29a	23
LI	0.77a	0.19	3.12a	0.39	5.33a	7.91	26	3.4b	31a	13

En cada columna, los valores medios seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

Pese a estos condicionantes, una vez concluido el periodo de crecimiento, se recogieron las cantidades que muestra la tabla VII.22. En relación a los parámetros determinados, hay que señalar que no se recogió grano en tres de los cinco lisímetros utilizados en el tratamiento LG. Asimismo hay que indicar que, aunque la germinación de las semillas en este tratamiento no comenzó hasta los 60 días de iniciado el experimento, se alcanzaron al final del mismo, alturas de planta y longitudes de espiga similares al resto de los tratamientos ensayados.

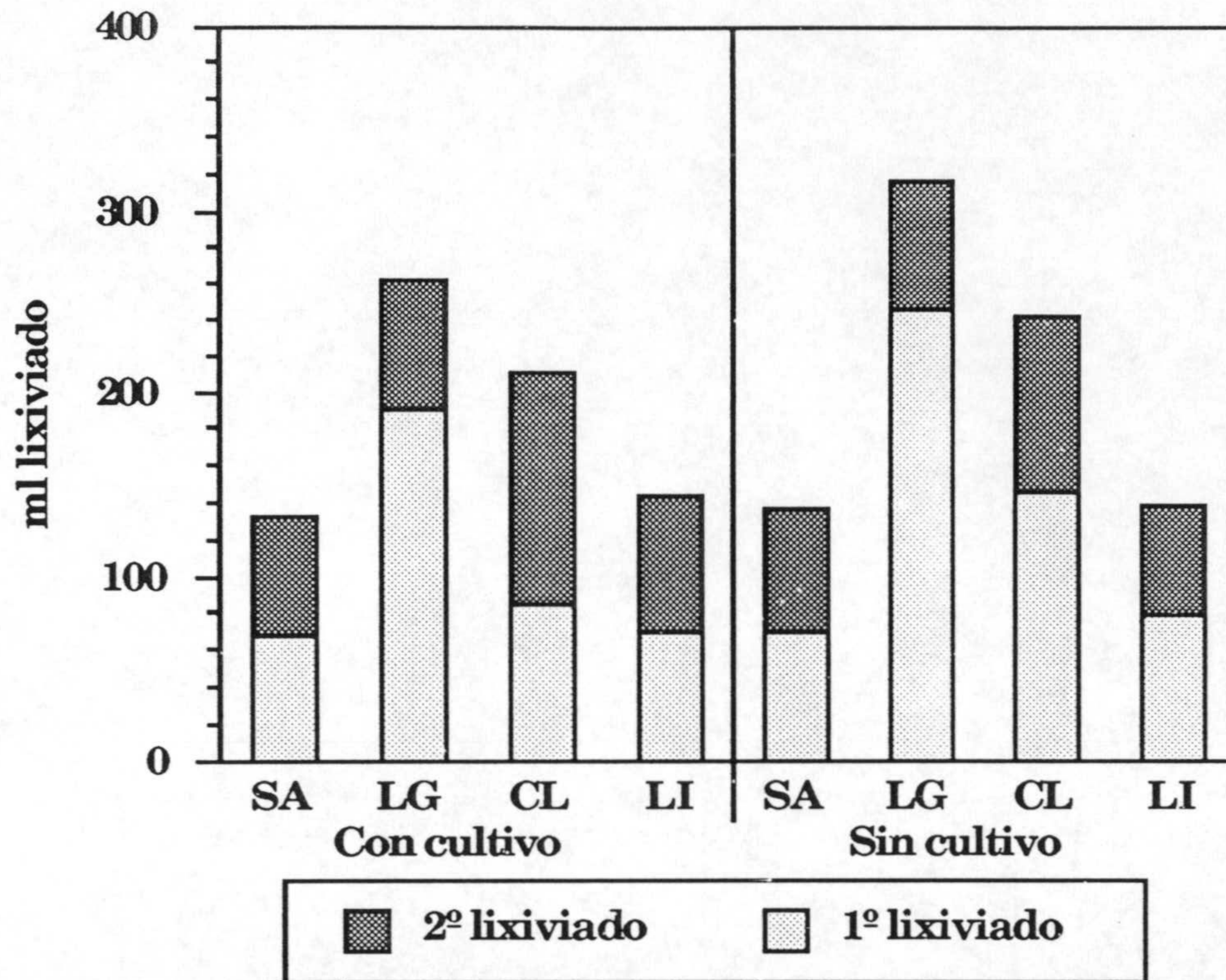
En relación al peso seco de la paja, destacar el descenso significativo apreciado en el trigo que se desarrolló en el suelo enmendado con lodo respecto al resto de tratamientos. Esta diferencia en el valor de peso seco se encuentra directamente relacionada con el retraso en la germinación ocurrido en este tratamiento. El que no existan diferencias entre los otros tres tratamientos parece indicar que los requerimientos de macronutrientes necesarios para el adecuado desarrollo del cultivo estuvieron asegurados con el abonado de fondo realizado previa puesta de las semillas. Los valores de peso seco de grano obtenidos, no muestran diferencias significativas entre tratamientos, si bien se aprecia un ligero aumento de peso en el tratamiento CL con respecto a los demás, mientras que en el tratamiento LG, los valores fueron menores. La raíz del trigo llegó a penetrar en la capa inferior del suelo (10-20 cm) de la columna, aunque los pesos de ella fueron muy bajos. En la capa superficial no se observaron diferencias significativas entre las diferentes tratamientos ensayados a nivel de peso de raíz, aunque éste fue más elevado en el tratamiento LI y menor en el tratamiento que incluía lodo residual (LG).

Respecto a los parámetros de calidad de grano, lógicamente se detectó una disminución de los mismos en el tratamiento LG, debido a la no presencia de grano en tres de los cinco lisímetros utilizados en este tratamiento.

### VII.3.2. PRODUCCIÓN DE LIXIVIADOS Y SALINIDAD DE LOS MISMOS

Con el fin de realizar la recogida de lixiviados y, tal como se explica en el apartado VI.4.1 de material y métodos, a los 72 días del inicio del experimento y el día anterior a la recogida del cultivo, se aplicaron 500 ml de agua "extra" a los mismos, recogándose cantidades de agua diferentes, según el tratamiento. Dichas cantidades aparecen recogidas en la figura VII.9 y de

la misma se derivan las siguientes conclusiones:



**Fig. VII.9.** Mililitros de lixiviado recogidos en los diferentes tratamientos a los 40 días de la germinación de la semillas y al final del experimento.

En la primera recogida, el volumen de agua recuperado en los lisímetros que contenían, en la capa superficial del suelo, alguno de los materiales orgánicos (lodo o compost de lodo), fue significativamente superior a los obtenidos en los tratamientos SA y LI. En ambos tratamientos orgánicos (LG y CL), la presencia de cultivo, que en estos momentos se encontraba en pleno crecimiento, ejerció un notable efecto, disminuyendo la cantidad de agua recogida respecto a la recuperada en los lisímetros que no estuvieron cultivados.

En la segunda recogida de lixiviados, las cantidades de agua recuperadas fueron muy similares en todos los tratamientos considerados, a excepción del tratamiento que incluía compost de lodo, en donde se recogieron cantidades de líquido significativamente superiores.

Globalmente, y si se suman los lixiviados de ambas recogidas, la

producción de ellos disminuyó en el siguiente orden: LG>CL>LI=SA. Las diferencias observadas podrían explicarse en función de que, previamente a la adición de 500 ml de agua "extra" a los lisímetros, las capas superficiales de los suelos enmendados con materiales orgánicos presentarían un mayor nivel de agua retenida, debida a la naturaleza de los subproductos adicionados. Por ello, parece lógico pensar que una mayor cantidad de agua tendería a percolar por la columna si, a un suelo ya saturado, se le adiciona más cantidad de agua.

La conductividad ( $\text{dSm}^{-1}$ ) de los lixiviados y los mg totales de sales recogidos en estos percolados se muestra en la tabla VII.23.

En la primera recogida, los lixiviados procedentes de los tratamientos orgánicos (LG y CL) presentan menor conductividad que los del tratamiento control (SA) y que los obtenidos del suelo al que se aplicó cenizas de lodo (tratamiento LI). En relación al lavado de sales, a pesar de no existir diferencias significativas entre los tratamientos, la cantidad recogida es asimismo mayor en los tratamientos SA y LI.

Al considerar el efecto que ocasiona la presencia o ausencia de trigo en la CE y mg de sales recogidos en estos lixiviados, se advierte la existencia de una interacción tratamiento\*cultivo que nos indica que ambos factores deben considerarse conjuntamente. En relación a esto, la presencia de trigo condiciona un mayor lavado de sales y un aumento de la CE del lixiviado, efectos que no aparecen tan claros en el tratamiento LG, dado el escaso desarrollo del cultivo en él.

En la segunda recogida, el lavado de sales es superior en el tratamiento CL respecto al resto de tratamientos, mostrando la presencia de trigo un efecto similar al observado en la primera recogida.

Parece ser que las sales contenidas en el suelo o introducidas en él con el fertilizante mineral, son lavadas rápidamente en aquellos suelos que poseen un escaso contenido de materia orgánica (Tabla VII.27), como es el caso de los tratamientos SA y LI. En los tratamientos que incluían residuos orgánicos, y pese a que estos materiales presentaron niveles apreciables de conductividad (Tablas VII.2 y VII.3), inicialmente las sales contenidas en ellos no serán



**Tabla VII.23.** Conductividad (dS m<sup>-1</sup>) de los lixiviados y mg de sales recogidos en los mismos. Valores medios de cinco repeticiones

	Primer lixiviado						Segundo lixiviado								
	Con cultivo		Sin cultivo		$\bar{x}$		Con cultivo		Sin cultivo		$\bar{x}$				
	CE	mg sales	CE	mg sales	CE	mg sales	CE	mg sales	CE	mg sales	CE	mg sales			
SA	6.7	313	1.3	66	4.0a	189	1.3	62	2.5	117	1.9b	90c			
LG	0.98	120	1.2	204	1.1c	170	2.6	126	2.3	120	2.4ab	123bc			
CL	4.0	236	1.2	123	2.6b	180	3.4	293	1.7	111	2.5ab	202a			
LI	5.5	274	3.2	174	4.3a	224	3.6	190	3.3	133	3.3a	162ab			
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>						<i>CE</i>	<i>mg sales</i>	<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>						<i>CE</i>	<i>mg sales</i>
						<i>p&lt;0.05</i>	<i>p&lt;0.05</i>							<i>p&lt;0.05</i>	<i>p&lt;0.05</i>

En cada columna de medias, los valores seguidos de diferente letra son significativos (p <0.05)

lavadas, evitándose incluso el lavado de las sales adicionadas con el fertilizante mineral. Posteriormente, el proceso de degradación de la materia orgánica contenida en estos subproductos facilitaría la liberación de estas sales a la solución del suelo, permitiendo su lavado a través de las aguas de percolación.

### VII.3.3. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y FISICOQUÍMICAS DEL SUELO.

#### VII.3.3.1. AGREGADOS ESTABLES

Las condiciones a las que estuvo sometido el suelo control (tratamiento SA) en el experimento de invernadero, ocasionaron un aumento en el porcentaje de agregados estables del mismo (Tabla VII.24) al final del ensayo., independientemente de si dicho suelo se mantuvo bajo cultivo o no.

Este hecho, observable de igual forma en el tratamiento LI, está favorecido por la aplicación, al medio edáfico, de elevadas cantidades de materia orgánica en forma de lodo o compost de lodo, cuyo efecto sobre la estructura del suelo está relacionado con la liberación, en el proceso de mineralización, de sustancias orgánicas, responsables de la formación de enlaces que mantienen la estabilidad de los agregados (Henin et al., 1972; Dinél et al., 1972). Además de esto, la aplicación de lodo implica el efecto añadido de introducir en el medio gran cantidad de sustancias orgánicas solubles en éter (ceras, grasas y aceites), como ya se indicó en los apartados V.2.1. y VII.2.1, consideradas como los principales agentes responsables de la estabilidad directa de los agregados del suelo (Pagliai et al., 1981; Morel y Guckert, 1983).

Por otra parte, la mejora en la estructura que ocasiona el aporte de materiales orgánicos a la capa superior del suelo, se hace extensible, asimismo, a la capa inferior del mismo (Tabla VII.24), en donde se detecta un aumento en el porcentaje de agregados estables en los tratamientos LG y CL, probablemente relacionado con la migración de ciertas cantidades de materia orgánica en la columna.

Por último, destacar que el tipo de suelo utilizado, bajo en carbonatos, condicionó en gran medida el aumento apreciado de la estabilidad de los

agregados con el aporte de materiales orgánicos, tal como indican Tisdall y Oades (1982) y Guidi y Poggio (1987) en suelos de naturaleza similar.

**Tabla VII.24.** Porcentaje de agregados estables al benceno (%) al final del experimento de invernadero. Valor medio de cinco repeticiones.

<b>CAPA A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	60	60	60c
LG	69	67	68a
CL	65	63	64b
LI	62	61	61bc
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>			<i>p&gt;0.05</i>
<b>CAPA B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	60	60	60
LG	63	63	63
CL	61	61	61
LI	60	60	60
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>			<i>p&gt;0.05</i>

En cada columna de medias, los valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p<0.05$ )

Porcentaje de agregados estables inicial del suelo : 47.1

### VII.3.3.2. CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA

La aplicación de 200 Tm/ha<sup>-1</sup> de lodo residual al suelo, provocó el aumento significativo de la capacidad de campo (Tabla VII.25), al igual que lo observado por otros autores para este subproducto (Epstein, 1975; Klavdiko y Nelson, 1979; Díaz-Burgos, 1990), incremento atribuido a la capacidad de absorción

que presenta este material orgánico (Vigerust, 1983).

El aumento en la capacidad de retención respecto al suelo control (SA), se evidencia igualmente en los tratamientos CL y LI, no apreciándose diferencias entre ambos cuando se considera la capacidad de campo pero sí cuando se trata del punto de marchitamiento, en donde el compost lo incrementa de forma más notable que las cenizas añadidas al suelo (Tabla VII.25).

Parece ser, tal como indica Khaleel et al. (1981), que el efecto ocasionado por la adición de productos orgánicos depende del tipo de textura del suelo al que se aplica (Apartado V.2.1.2). Así, en suelos de textura franco arenosa, como el utilizado en este ensayo, los mayores aumentos tienen lugar en el punto de marchitamiento, a causa del incremento de poros más pequeños que no drenan a -1500 kPa (Gupta et al., 1977; Khaleel et al., 1981). Por ello, parece que las cenizas también aumentan la capacidad de retención del suelo, por hidratación de las mismas, pero no modifican la estructura del suelo, con lo que los cambios a nivel de punto de marchitamiento no resultan evidentes.

En relación a la capa comprendida entre 10 y 20 cm, la capacidad de retención de agua en el punto de marchitamiento no se modifica con la adición de los materiales considerados en este estudio, así como tampoco se advierte ninguna variación temporal en su valor. No ocurre así cuando se considera la capacidad de campo, la cual se ve disminuía al final del experimento en todos los tratamientos ensayados.

Por último destacar que la presencia de cultivo no mostró ninguna influencia en las variaciones, anteriormente comentadas, de la capacidad de retención de agua y del porcentaje de agregados estables.

#### VII.3.3.3. pH

La aplicación de 200 Tm/ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Granada o del compost de dicho lodo disminuyó el pH del suelo (Tabla VII.26). La adición de cenizas al medio edáfico aumentó levemente la reacción del mismo, efecto observado, asimismo, tras la recogida del trigo. Los valores de pH de la capa superficial

**Tabla VII.25.** Capacidad de campo (CC), punto de marchitamiento (PM) y agua útil del suelo al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones

	<b>CAPA A (0-10 cm)</b>								
	<b>CC (%)</b>			<b>PM (%)</b>			<b>AU (%)</b>		
	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$
<b>SA</b>	7.9	7.9	7.9c	3.6	3.7	3.7d	4.3	4.2	4.3
<b>LG</b>	13	13	13a	6.7	7.4	7.0a	6.3	5.6	5.9
<b>CL</b>	9.7	9.5	9.6b	5.2	5.4	5.3b	4.5	4.1	4.3
<b>LI</b>	9.3	9.0	9.2b	4.2	4.1	4.2c	5.1	4.9	5.0
	<i>Interacción tratamiento*cultivo p&gt;0.05</i>			<i>Interacción tratamiento*cultivo p&lt;0.05</i>			<i>Interacción tratamiento*cultivo p 0.05</i>		
	<b>CAPA B (10-20 cm)</b>								
	<b>CC (%)</b>			<b>PM (%)</b>			<b>AU (%)</b>		
	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$
<b>SA</b>	7.1	7.6	7.4	3.6	3.7	3.7	3.5	3.9	3.7
<b>LG</b>	8.1	8.3	8.2	4.0	4.1	4.1	4.1	4.2	4.2
<b>CL</b>	8.0	8.1	8.1	3.9	3.9	3.9	4.1	4.2	4.2
<b>LI</b>	7.8	7.7	7.8	3.7	3.7	3.7	4.1	4.0	4.1
	<i>Interacción tratamiento*cultivo p&gt;0.05</i>			<i>Interacción tratamiento*cultivo p&gt;0.05</i>			<i>Interacción tratamiento*cultivo p&gt;0.05</i>		

En cada columna de medias, los valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p<0.05$ )

Valores iniciales del suelo: **CC(%)=8.7; PM(%)=3.9; AU(%)=4.8**

del suelo fueron escasamente modificados por el cultivo desarrollado.

**Tabla VII.26.** pH del suelo al final del experimento de invernadero. Valor medio de cinco repeticiones.

CAPA A (0-10 cm)			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	6.8	6.7	6.8a
LG	5.4	5.4	5.4c
CL	5.8	5.9	5.9b
LI	7.0	6.9	7.0a
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>			<i>p&gt;0.05</i>

En cada columna de medias, los valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p<0.05$ )

El descenso del pH del suelo inducido por el aporte de lodo residual, como ya se indicó para el experimento de incubación (Apartado VII.2.1.3), confirma lo apreciado por otros autores acerca de la capacidad acidificante que presentan estos subproductos urbanos (Morel, 1977; Frezquez et al., 1990; Wen et al., 1995). El mayor descenso detectado en este ensayo frente al de incubación, está relacionado, probablemente, con la diferencia de las dosis aplicadas.

Del mismo modo que en el suelo incubado con compost, en invernadero este subproducto provocó la disminución de la reacción del suelo, al contrario de lo que cabría esperar de un material teóricamente estabilizado. El descenso fue, de cualquier forma, menor que el que provocó la aplicación del lodo sin compostar.

#### VII.3.4. EFEECTO SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA

##### VII.3.4.1. CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y EXTRAÍBLE DEL SUELO

La tabla VII.27 expone los niveles de carbono orgánico total, carbono extraíble con álcali y porcentaje de extracción al inicio y final del experimento.

El suelo (capa A) al que se aplicó el lodo digerido anaeróbicamente, aumentó, al inicio del experimento, los niveles de COT en un porcentaje aproximado del 900%. Similares cambios acontecen en el tratamiento CL, en donde se detectó un aumento aproximado del 700% en el valor del COT tras la aplicación de compost de lodo al suelo. Evidentemente, ningún cambio significativo en los niveles de materia orgánica se aprecian en el tratamiento LI después de aplicar las cenizas al suelo control.

Al final del experimento, los niveles de COT no experimentaron ningún cambio significativo respecto a los valores iniciales tanto en el tratamiento SA como en el LI. Sin embargo, en los tratamientos LG y CL se aprecia un descenso, especialmente acusado en el suelo enmendado con compost de lodo. Este descenso sería atribuible a la mineralización de la materia orgánica adicionada en estos tratamientos, así como a un lavado de ella, particularmente apreciable en el tratamiento LG, a la capa inferior de suelo, donde aumentó la cantidad total de carbono orgánico.

La fracción de carbono extraíble con pirofosfato y sosa presentó, al inicio del experimento y en la capa inferior (10-20 cm) de suelo, variaciones similares a las aparecidas en el COT, detectándose los niveles más altos de la misma en el tratamiento LG, seguido del tratamiento CL, siendo éstos superiores a las cantidades extraídas en SA y en LI. Estas diferencias entre tratamientos se reflejan igualmente al final del experimento, donde los niveles de CET' eran, en la capa A del suelo, similares a los detectados en el tiempo inicial, o incluso mayores, particularmente en el tratamiento que incluía lodo compostado (LC), debido al aumento de los ácidos húmicos detectados en este tratamiento.

Asimismo, al final del experimento se observó, en los tratamientos que incluían residuos orgánicos, un aumento de esta fracción de carbono

**Tabla VII.27.** Carbono orgánico total (COT), carbono extraíble total (CET) y porcentaje del carbono extraíble respecto al total del suelo al inicio y final del experimento de invernadero.

	CAPA A (0-10 cm)								
	COT (g kg <sup>-1</sup> )			CET (g kg <sup>-1</sup> )			CET/COT		
	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC
SA	2.26	2.05	1.90	0.29	0.34	0.32	13	17	17
LG	22.93	19.12	18.75	3.23	3.26	3.01	14	17	16
CL	18.43	11.92	11.62	1.79	2.33	1.98	9	19	17
LI	2.25	2.20	2.10	0.28	0.29	0.26	12	13	12
	CAPA B (10-20 cm)								
	COT (g kg <sup>-1</sup> )			CET (g kg <sup>-1</sup> )			CET/COT		
	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC
SA	2.26	1.90	1.80	0.29	0.33	0.30	13	17	17
LG	2.26	4.00	3.10	0.29	0.62	0.53	13	16	17
CL	2.26	2.90	2.30	0.29	0.51	0.43	13	18	19
LI	2.26	2.02	2.08	0.29	0.28	0.28	13	14	13
I: Tiempo inicial; FC: Final con cultivo; FSC: Final sin cultivo									



extraída con solución alcalina. Por otra parte, el desarrollo del cultivo aumentó, tanto en la capa A como en la capa B, el nivel de CET. Estos aumentos se verán reflejados, como se señala posteriormente, en los niveles de ácidos fúlvicos.

Como consecuencia de los cambios observados de COT y CET durante el experimento, el porcentaje CET/COT tendió a aumentar en la capa superficial del suelo, aumento que fue más apreciable en el tratamiento CL. Dicho porcentaje, que mostró menos variaciones en la capa B, tampoco fue afectado por la presencia o no de cultivo.

#### VII.3.4.2. FRACCIONAMIENTO DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

La tabla VII.28 expone el fraccionamiento de la materia orgánica, tanto en la capa A y B del suelo, al inicio y final del experimento.

Igualmente a lo observado anteriormente, al añadir lodo o compost de lodo se incrementaron las cantidades de ácidos húmicos de la capa superficial (0-10 cm) del suelo, hecho también observado por Levi-Minzi et al. (1985) en un estudio en el que utilizó lodo digerido anaeróbicamente. Es de destacar que en esta fracción orgánica se aprecia una evolución bastante interesante: al final del experimento, en el tratamiento LG desapareció un porcentaje de ácidos húmicos iniciales de alrededor del 48%, siendo este descenso mayor en los lisímetros que permanecieron sin cultivo, en una interacción tratamiento\*cultivo significativa. Por otra parte, el tratamiento suelo más compost de lodo experimentó un aumento aproximado de 60% en su nivel de ácidos húmicos, llegando, al final del experimento a superar los niveles de ácidos húmicos detectadas en el tratamiento LG.

La explicación de estos cambios podría estar relacionada con dos procesos que tienen lugar, de forma simultánea, en el suelo. Por una parte, en la fracción precipitable del lodo abundan los materiales de naturaleza grasa que son extraídos como "sustancias húmicas" (Boyd et al., 1980; Almendros et al., 1983) como ya se vio anteriormente en la descripción de los materiales originales (apartado VII.1.3). Una vez en el suelo, se produciría una disminución en las fracciones de mayor peso molecular (De Nobili et

Tabla VII.28. Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo al inicio y final del experimento de invernadero

	CAPA A (0-10 cm)								
	NH (mg kg <sup>-1</sup> )			AH (mg kg <sup>-1</sup> )			AF (mg kg <sup>-1</sup> )		
	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC
SA	8	15	9	6	6	5	15	13	17
LG	121	84	98	146	82	69	56	160	134
CL	91	41	47	52	83	79	36	109	72
LI	12	15	13	5	6	3	11	8	10
	CAPA B (10-20 cm)								
	NH (mg kg <sup>-1</sup> )			AH (mg kg <sup>-1</sup> )			AF (mg kg <sup>-1</sup> )		
	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC
SA	8	14	9	6	6	5	15	13	16
LG	8	20	18	6	12	9	15	30	26
CL	8	18	16	6	10	10	15	23	17
LI	8	14	13	6	6	5	15	8	10
I: Tiempo inicial; FC: Final con cultivo; FSC: Final sin cultivo									
NH: Fracción no humificada, AH: Acidos húmicos, AF: Acidos fúlvicos									

al., 1989), más aún cuando parece que estos compuestos no son tan estables como la verdadera fracción humificada, al tratarse de materiales de alto peso molecular procedentes de estructuras parcialmente degradadas, probablemente de naturaleza lipídica. Por ello, podría deducirse que los microorganismos favorecieron la degradación de los AH aportados por el lodo a través de procesos de mineralización secundaria. Por otra parte, el material añadido al suelo tendería a humificarse, con la formación consiguiente de compuestos más estabilizados, de mayor peso molecular (ácidos fúlvicos y húmicos), por aumento de la condensación y rotura de largas cadenas poliméricas. Este proceso tendría lugar, sobre todo, en el tratamiento que incluye lodo compostado (CL), lo que explicaría el aumento de los ácidos húmicos del mismo.

En la capa inferior, también se apreció un ligero aumento de los ácidos húmicos en los tratamientos orgánicos, aunque, en cualquier caso, fueron de poca entidad.

Después de añadir los materiales orgánicos al suelo, se observa igualmente un aumento significativo en esta fracción humificada en la capa superficial y, como cabría esperar, el incremento fué superior en el tratamiento LG que en el CL. En este sentido, Sposito et al. (1992) detectan un aumento en la cantidad de AF del suelo al añadir al mismo un compost de lodo, motivado por la deriva de la fracción humificada desde el subproducto al suelo. Al final del experimento, se detectó un incremento de dicha fracción en los dos tratamientos orgánicos, siendo más apreciable en aquel que incluía lodo residual. Estos aumentos dejarían patente la tendencia a la humificación de la materia orgánica adicionada con estos reiduos al suelo (Ciavatta, 1993). Los mayores aumentos de AF en el tratamiento LG procederían de la ruptura de los compuestos grasos contenidos en este subproducto urbano, que pasan a compuestos de menor peso molecular y que podrían ser extraídos como ácidos fúlvicos. De cualquier forma ambas acciones son indicativas de un proceso de evolución de la estructura "húmica" hacia formas más estables.

En la capa B del suelo, se observó, al final del experimento, una tendencia similar a la mostrada en la capa A, aunque con aumentos menos acusados.

Comparativamente, el desarrollo del cultivo de trigo aumentó los niveles

de ácidos fúlvicos en ambas capas del suelo frente a lo observado en las columnas de suelo sin cultivar. Este efecto, también observado en el estudio con lodo de Órgiva (Apartado V.2.2), podría estar motivado por la generación de exudados radiculares del trigo, los cuales, quizá podrían ser cuantificados dentro de esta fracción.

En el suelo control y al que se añadió cenizas de lodo no se modificaron temporalmente el contenido de la fracción no humificada. En cambio, en los dos tratamientos orgánicos (LG y CL), se observó la tendencia contraria a la observada para el caso de los ácidos fúlvicos, es decir, un descenso apreciable al final del experimento respecto al tiempo inicial. Dicho descenso, también observado en el experimento de incubación (Apartado VII.2.2) podría ser atribuido a que estas sustancias servirían de soporte energético a los microorganismos, desapareciendo, por ello, con relativa rapidez del suelo (Baca et al., 1992; Ciavatta et al., 1993).

#### VII.3.4.3. PARÁMETROS DE HUMIFICACIÓN DEL SUELO

La tabla VII.29 recoge los diferentes parámetros de humificación determinados en el experimento.

Al añadir los subproductos orgánicos, lodo y compost de lodo, se apreció, en la capa superficial, un descenso en el valor de la relación AF/AH respecto al suelo control o suelo suplementado con cenizas de lodo.

La relación AF/AH en el tratamiento LG adquiere valores de 0.4, aunque dicho valor habrá que considerarlo con sumo cuidado debido a la naturaleza real de la fracción, considerada como húmica, que aporta el lodo.

Al final del experimento, en la capa superficial (0-10 cm), tanto en el tratamiento SA como en el LI, se observó una leve disminución de la misma en el suelo cultivado y un aumento, también leve en el que no lo estuvo. De cualquier forma, tales diferencias no son acusadas. En el suelo enmendado con lodo, la razón aumenta significativamente en relación al valor inicial. Dicho aumento es debido a la degradación de la fracción considerada como "ácidos húmicos" y al incremento de ácidos fúlvicos anteriormente expuestos. Tal variación, al contrario de lo que se podría pensar, demuestra un mayor

Tabla VII.29. Parámetros de humificación del suelo al inicio y final del experimento de invernadero.

	CAPA A (0-10 cm)											
	AF/AH			IH			GH (%)			TH (%)		
	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC
SA	2.5	2.16	3.6	0.38	0.79	0.39	72	56	72	9.3	9.4	12
LG	0.38	1.95	1.94	0.60	0.35	0.48	62	74	67	8.8	12	11
CL	0.69	1.31	0.91	1.03	0.21	0.31	49	82	76	4.8	16	12
LI	2.2	1.33	3.33	0.75	1.07	1.00	57	48	50	7.1	6.4	6.2
	CAPA B (10-20 cm)											
	AF/AH			IH			GH (%)			TH (%)		
	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC	I	FC	FSC
SA	2.5	2.2	3.2	0.38	0.74	0.43	72	58	70	9.3	10	12
LG	2.5	2.5	2.9	0.38	0.45	0.51	72	68	66	9.3	11	11
CL	2.5	2.3	1.7	0.38	0.54	0.59	72	65	63	9.3	11	12
LI	2.5	1.3	2.0	0.38	1.0	0.87	72	50	54	9.3	6.9	7.2
I: Tiempo inicial; FC: Final con cultivo; FSC: Final sin cultivo												

IH= Índice de humificación, NH/AH+AF; GH= Grado de humificación, AH+AF/CET x 100 ; TH= Tasa de humificación, AH+AF/COT x 100

grado de evolución del material aplicado en el suelo, ya que sustancias de naturaleza grasa ligadas a la estructura de ácidos húmicos alteraron el significado real del índice al inicio del experimento.

Respecto al tratamiento CL, la razón AF/AH también experimenta un aumento, aunque menos acusado en relación al inicial, más notable en el suelo que estuvo cultivado, La razón fue el aumento de ácidos fúlvicos en el suelo que soportó un cultivo de trigo.

En la capa inferior (10-20 cm), los cambios observados fueron menos apreciables entre los diferentes tratamientos ensayados, así como entre las columnas que permanecieron o no bajo cultivo.

Por último, el índice de humificación no se modificó apreciablemente, en el tratamiento control (SA), en ausencia de cultivo, aunque si lo hizo en los lisímetros que estuvieron cultivados, donde varió de 0.4 a 0.8, debido al aumento de las sustancias no humificadas (Tabla VII.28). En la capa superficial de suelo, el aporte de los dos materiales orgánicos, disminuyó apreciablemente este índice, mientras que en la capa B los cambios fueron poco evidentes. El mayor descenso observado en el tratamiento CL pondría de manifiesto que el proceso de humificación fue más notable cuando el suelo fue enmendado con lodo compostado que con lodo residual.

El grado de humificación (GH) de la capa A del suelo no varió sustancialmente, en función del tiempo, ni en el suelo control (SA), ni en los tratamientos en los que se aplicó lodo o lodo incinerado. Únicamente en el tratamiento CL se detecta un aumento del grado de humificación, un 49% al inicio del experimento evoluciona hasta un 82% y 76%, con cultivo y sin cultivo respectivamente, al final del mismo. Este aumento de la fracción humificada, relacionado con un incremento del total de la fracción extraíble, demuestra un proceso de estabilización de la materia orgánica aportada por el compost de lodo en el suelo, transformandose parte del carbono no extraíble en material húmico, al igual que lo observado en otros estudios en los que se adicionaban materiales orgánicos de diferente naturaleza (Ciavatta y Sequi, 1989; Ciavatta y Govi, 1993).

La materia orgánica del suelo original presenta una TH de alrededor

del 9%. Dicha relación no se modificó significativamente al añadir al mismo el lodo digerido anaeróbicamente o las cenizas procedentes de su incineración. En el primer caso esta estabilidad es debida a que el subproducto considerado aporta una alta cantidad de "sustancia humificada" en el total de materia orgánica. En el segundo, a la ausencia de materia orgánica de las cenizas. En el tratamiento CL se detectó una disminución en la tasa de humificación al añadir un producto rico en carbono orgánico y relativamente más bajo en material humificado.

Una vez concluido el ensayo se observa un ligero aumento del índice en los tratamientos LG y CL, debido probablemente a dos causas: 1) disminución del COT provocada por los procesos degradativos de la materia orgánica, aumentando la concentración de sustancias húmicas y 2) incremento de los compuestos humificados. Su aumento fué mayor en el suelo que estuvo cultivado. Estos aumentos contrastan con lo observado en el experimento de incubación, donde este parámetro no se modificó en el tratamiento CL o disminuyó notablemente en el tratamiento LG.

#### VII.3.4.4. CARBONO HIDROSOLUBLE DEL SUELO

La tabla VII.30 recoge los valores de carbono hidrosoluble (CH) al final del experimento desarrollado.

La aplicación de 200 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo o compost de lodo al suelo motivó, al final del ensayo, un aumento significativo de la cantidad de carbono hidrosoluble del suelo contenido en los 10 primeros centímetros, consecuencia directa de la adición de materia orgánica a este medio. El incremento fue superior, por tanto, en el tratamiento LG que en el tratamiento CL, fruto del mayor contenido en materia orgánica que posee el lodo residual frente al compost de lodo.

En la capa comprendida entre 10 y 20 cm, se apreció un lavado de esta forma de carbono en ambos tratamientos orgánicos, más apreciable cuando el suelo fue enmendado con lodo. En dicho lavado se detecta una interacción tratamiento\*cultivo, que, como siempre, nos impide considerar ambos factores de forma aislada. En el suelo que incluía compost de lodo, la cantidad de carbono hidrosoluble lixiviada fue superior en los lisímetros que no estuvieron

cultivados, mientras que en el tratamiento LG se observó el efecto contrario, si bien hay que tener presente que en este tratamiento el cultivo de trigo no se desarrolló adecuadamente.

**Tabla VII.30.** Carbono hidrosoluble ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) del suelo al final del experimento de invernadero. Valor medio de cinco repeticiones.

<b>CAPA A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	27	31	29c
LG	360	288	324a
CL	224	152	188b
LI	12	12	12c
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>			<i>p&gt;0.05</i>
<b>CAPA B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	16	27	21b
LG	83	43	63a
CL	23	39	31b
LI	16	16	16b
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>			<i>p&lt;0.05</i>

En cada columna de medias, los valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p<0.05$ )

#### VII.3.4.5. CARBÓN EN LOS LIXIVIADOS

Las concentraciones de carbono hidrosoluble de los lixiviados recogidos, así como los mg de carbono lavados, aparecen reflejados en la tabla VII.31

En el primer lixiviado recogido, se aprecia un acusado lavado de carbono



**Tabla VII.31.** Concentración de carbono (mg l<sup>-1</sup>) de los lixiviados y mg de C recogidos en los mismos. Valores medios de cinco repeticiones

	Primer lixiviado						Segundo lixiviado						
	Con cultivo		Sin cultivo		$\bar{x}$		Con cultivo		Sin cultivo		$\bar{x}$		
	mg C l <sup>-1</sup>	mg C	mg C l <sup>-1</sup>	mg C	mg C l <sup>-1</sup>	mg C	mg C l <sup>-1</sup>	mg C	mg C l <sup>-1</sup>	mg C	mg C l <sup>-1</sup>	mg C	
SA	99.3	6.7	27.0	1.8	63.2b	4.2b	0	0	0	0	0c	0b	
LG	30.8	5.9	28.0	7.0	29.4b	6.5b	590	31.7	446	32.0	518a	31.8a	
CL	333	28.0	49.0	6.4	191a	17.2a	232	28.7	221	21.3	227b	25.0a	
LI	95.3	6.7	68.0	5.0	81.7b	5.8b	59.1	6.37	43.9	2.57	51.5c	4.47b	
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>					<i>mg C l<sup>-1</sup></i>	<i>mg C</i>	<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>					<i>mg C l<sup>-1</sup></i>	<i>mg C</i>
					<i>p&lt;0.05</i>	<i>p&gt;0.05</i>						<i>p&gt;0.05</i>	<i>p&gt;0.05</i>

En cada columna, los valores medios seguidos de diferente letra son significativos (p<0.05)

en el tratamiento CL, significativamente superior al resto de tratamientos. Por otra parte, al considerar los efectos del cultivo y de los diferentes tratamientos sobre el lavado de carbono, se aprecia una interacción entre los dos factores que impide considerar los mismos aisladamente. En general, se evidencia un aumento de lavado, en todos los tratamientos, cuando los lisímetros permanecieron cultivados. Como cabría esperar, en el suelo enmendado con lodo, estas diferencias no son tan notables, dado el escaso desarrollo del cultivo en este tratamiento.

En la segunda recogida de lixiviados, además del tratamiento CL, sí se evidencia un lavado de carbono hidrosoluble en el tratamiento LG significativamente superior al resto de tratamientos. No se aprecia, por otra parte, influencia en el mismo por parte del cultivo.

Los resultados obtenidos patente que en el primer lixiviado, el compost es capaz de ceder a la solución del suelo mayores cantidades de carbono hidrosoluble que el lodo residual del que se deriva, mostrando el cultivo de trigo una notable influencia en el mismo. Posteriormente, y debido a la mineralización de la materia orgánica contenida en el lodo residual, los lixiviados de este tratamiento presentaron los mayores niveles de carbono, que a su vez se correspondió con mayores concentraciones de carbono hidrosoluble del suelo, tanto en su capa superior como inferior.

#### VII.3.5. EFECTO SOBRE LOS MACRONUTRIENTES (N, P Y K) DE LA PLANTA, SUELO Y AGUAS DE LIXIVIACIÓN.

Debido a los bajos pesos de grano obtenidos en el experimento (Tabla VII.22), el análisis de macronutrientes fue realizado únicamente en la paja, dejando el grano para la determinación de metales pesados.

La concentración de N, P y K en paja se recogen en la tabla VII.32. Aunque todos los lisímetros fueron fertilizados con idénticas cantidades de N, P y K, se observaron diferencias entre los diferentes tratamientos ensayados, motivados por el aporte a la capa superficial del suelo los dos residuos orgánicos o las cenizas de lodo residual.

Así, la aplicación de lodo residual y lodo compostado aumentó

significativamente las concentraciones de N y P en la paja de trigo respecto a los tratamientos que no incluían estos materiales orgánicos. Este aumento habría que atribuirlo, tal como ocurría con el lodo de Órgiva, a que ambos materiales presentan relaciones C/N y C/P bajas (Tablas VII.2 y VII.3), lo que posibilita que, tras su aplicación al suelo, estos nutrientes tiendan a mineralizarse, pasando a formas asimilables, garantizándose, con ello, su suministro a la planta (Stevenson, 1986; Clapp et al., 1986). Las mayores concentraciones de ambos nutrientes observadas en el tratamiento CL deben estar relacionadas con el retraso que experimentó el desarrollo del trigo cultivado en el suelo enmendado con lodo residual (LG). Además de ello, el grado de mineralización del lodo residual en el suelo fue acusadamente menor que el experimentado por el compost, como se aprecia a través de los niveles de carbono orgánico total detectados al inicio y al final del experimento (Tabla VII.27) en estos tratamientos.

**Tabla VII.32.** Concentración en paja ( $\text{g kg}^{-1}$ ) de N, P y K. Valor medio de cinco repeticiones.

	<u>N</u>	<u>P</u>	<u>K</u>
SA	11.75c	0.76b	11.73b
LG	23.94b	2.51a	14.27a
CL	32.89a	2.83a	14.63a
Li	17.68c	1.48b	14.04a

En cada columna, valores medios seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

Los aumentos de la concentración de P en planta, en los tratamientos orgánicos, también se manifestaron a nivel de P asimilable en la capa superficial del suelo (Tabla VII.33), lo que confirmaría la tendencia a la mineralización del P contenido en el lodo y en el compost de lodo residual. Aumentos similares se observaron en la capa superficial de las columnas que no incluían cultivo. El aporte de cenizas de lodo, aunque no modificó significativamente los contenidos de P en planta, aumentó significativamente los valores de P asimilable del suelo contenido entre los primeros diez

**Tabla VII.33.** Concentración en suelo de P y K extraído con AB-DTPA al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>AB-DTPA P</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	0.70	0.68	0.69
LG	11.80	10.90	11.35
CL	11.27	15.19	13.23
LI	17.26	20.24	18.75
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	0.69	0.74	0.71
LG	2.66	2.08	2.37
CL	1.66	1.80	1.73
LI	1.79	1.84	1.81
<b>AB-DTPA K</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	5.52	5.36	5.44d
LG	14.24	12.16	13.20a
CL	8.48	10.0	9.24b
LI	8.08	7.04	7.56c
<i>Interacción tratamiento*cultivo p&lt;0.05</i>			
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	5.04	4.72	4.88b
LG	5.36	5.36	5.36a
CL	5.04	5.12	5.08ab
LI	4.80	5.12	4.96b

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

centímetros, incluso de forma más acusada que lo observado en los tratamientos con materiales orgánicos. En la capa inferior del suelo (10-20 cm) se registró un apreciable descenso de los valores de P asimilable del suelo en todos los tratamientos ensayados, manteniéndose entre ellos, la misma tendencia que en la capa superficial. Estos descensos nos indican la escasa movilidad de las formas asimilables de P en el suelo, que tiende a fijarse en este medio (Brady, 1974). Debido a esta capacidad de fijación, no se detectaron niveles de P en las aguas de percolación.

En cambio, las aguas de lixiviación presentaron niveles muy elevados de N-NO<sub>3</sub>, tanto en la primera como en la segunda recogida de los mismos (Tabla VII.34). Este hecho estaría motivado por la aplicación de nitrógeno en forma mineral que se hizo al suelo, el cual tendió a lavarse, (entre un 38 y un 56% del N adicionado, dependiendo del tratamiento) por el suelo de la columna, contaminando las aguas de percolación.

En la primera recogida de lixiviado, los mayores niveles de N-NO<sub>3</sub> se alcanzaron en el tratamiento control (SA), mientras que en la segunda, las mayores concentraciones correspondieron a los tratamientos que incluían residuos orgánicos. Estas diferencias dejaron patente la capacidad temporal que presenta la materia orgánica, contenida en estos subproductos, para fijar parte del N mineral adicionado al suelo, evitándose, con ello, su lavado a las capas más profundas. A medida que transcurre la degradación de la materia orgánica contenida en el lodo residual o en su compost, este N-NO<sub>3</sub> fijado temporalmente se liberó paulatinamente, y si no es extraído por la planta o fijado por los componentes inorgánicos del suelo, tendería a lixivarse. Además de este hecho, también se debe considerar el nitrógeno mineralizado procedente de los residuos orgánicos, el cual, si no es retenido, descenderá asimismo por el perfil aumentando los niveles de este nutriente en las aguas de percolación.

En relación al potasio, este nutriente siguió una tendencia bastante similar a la observada para el caso del P, concretada en los siguientes hechos: a) aumento significativo de la concentración de K en la paja del trigo en los tratamientos LG, CL y LI respecto al tratamiento control (SA); b) incremento positivo del K asimilable de la capa superficial del suelo en estos mismos tratamientos, independientemente de que el suelo estuviese cultivado o no; y

Tabla VII.34. N-NO<sub>3</sub> (mg l<sup>-1</sup>) de los lixiviados y mg de N recogidos en los mismos. Valores medios de cinco repeticiones

	Primer lixiviado						Segundo lixiviado						
	Con cultivo		Sin cultivo		$\bar{x}$		Con cultivo		Sin cultivo		$\bar{x}$		
	N-NO <sub>3</sub>	mg N	N-NO <sub>3</sub>	mg N	N-NO <sub>3</sub>	mg N	N-NO <sub>3</sub>	mg N	N-NO <sub>3</sub>	mg N	N-NO <sub>3</sub>	mg N	
SA	837	56	737	51	787a	54a	159	8.9	239	16	199b	12b	
LG	115	22	85	21	100d	22b	342	27	337	24	340a	25a	
CL	559	47	104	13	331c	30b	341	40	199	19	270ab	29a	
LI	564	40	354	29	459b	35b	265	20	325	19	295ab	19ab	
<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>					<i>N-NO<sub>3</sub></i>	<i>mg N</i>	<i>Interacción tratamiento*cultivo</i>					<i>N-NO<sub>3</sub></i>	<i>mg N</i>
					<i>p&lt;0.05</i>	<i>p&gt;0.05</i>						<i>p&gt;0.05</i>	<i>p&gt;0.05</i>

En cada columna de medias, los valores seguidos de diferente letra son significativos (p <0.05)

c) aumento inapreciable del K en la capa inferior del suelo de la columna, lo que evidenciaría su escaso lavado a las capas más profundas.

Los mayores niveles de K detectados tanto en planta como en suelo, pondría de manifiesto, al igual que lo señalado para el lodo de Órgiva (apartado V.2.4), que este nutriente se encontró mayoritariamente en forma inorgánica, ligado débilmente a las estructuras orgánicas (Nogales et al., 1986) contenidas en el lodo y el compost de lodo residual de Granada. En las cenizas, lógicamente el potasio se encontrará únicamente como ión inorgánico.

### VII.3.6. EFEECTO SOBRE LOS METALES PESADOS ESENCIALES

#### VII.3.6.1. COBRE

La aplicación de 200 Tmha<sup>-1</sup> de lodo residual aumentó significativamente la concentración de Cu en raíz, paja y grano de trigo (Tabla VII.35). Un efecto similar, aunque menos acusado, tuvo lugar cuando el suelo fue enmendado con compost de lodo, mientras que la adición de cenizas de lodo al suelo aumentó únicamente la concentración de este metal en paja de trigo. Pese a los aumentos observados, no se alcanzaron valores en grano de 18 mg kg<sup>-1</sup>, nivel considerado como tóxico para este cultivo (Davis y Beckett, 1978).

**Tabla VII.35.** Concentración de Cu (mg kg<sup>-1</sup>) en raíz, paja, grano de trigo. Valor medio de cinco repeticiones.

	<u>Raíz</u>	<u>Paja</u>	<u>Grano</u>
SA	20.9c	4.98b	2.89b
LG	45.7a	14.4a	8.44a
CL	33.6b	8.36b	6.82a
Li	19.7c	7.36b	3.47b

En cada columna, valores medios seguidos de diferente letra son significativos (p<0.05)

En el suelo, tanto al inicio como al final del experimento, la incorporación al suelo de los tres materiales considerados, lodo, compost y cenizas, incrementó significativamente la concentración total de Cu en el mismo (Tabla VII.36). Este aumento, evidenciado anteriormente para lodos de depuradora (Gupta, 1971; Anderson y Nilson, 1976), compost de basuras urbanas (Duggan y Willes, 1976; Murillo, 1989) y cenizas de lodo (Bierman, 1995), así como para el lodo de Órgiva añadido al suelo (Tabla V.11), está ocasionado por la introducción en el medio edáfico de materiales con elevadas concentraciones de este metal.

Asimismo, los niveles de asimilabilidad de este micronutriente (AB-DTPA Cu) aumentaron inicialmente respecto al control en estos tres tratamientos, al igual que lo detectado por otros autores para compost de lodo aplicado al suelo (Chino et al, 1992) o cenizas obtenidas de la incineración de lodo (Bierman y Rosen, 1994; Mellbye, 1992). En relación a lo expuesto por Kabata-Pendias y Pendias (1984) en suelos enmendados con lodos de depuradoras, estos autores proponen que el Cu debe estar formando parte de complejos orgánicos de bajo peso molecular que se liberarán rápidamente al suelo, incrementando la asimilabilidad de este elemento.

Una visión de los valores finales de AB-DTPA Cu en la capa superficial del suelo (Tabla VII.36), nos permite apreciar una evolución temporal interesante en la asimilabilidad del metal. En el tratamiento CL se observó un ligero aumento, aunque no significativo respecto al valor inicial, pero fue en el tratamiento LG donde se modificó notablemente la cantidad de Cu asimilable al final del ensayo. En este caso, los niveles de esta forma de metal experimentaron un incremento significativo provocado por la liberación de Cu de la materia orgánica del lodo residual. Esta variación temporal contrasta con la idea de la fuerte afinidad que presenta el Cu por la materia orgánica (Adriano, 1986; Senesi et al, 1989; Keefer et al, 1986), relación que aumenta con el paso del tiempo, disminuyendo la cantidad de Cu disponible en el suelo y aumentando la quelación de Cu soluble (Adams y Kissel, 1989).

En relación a la capa inferior del suelo (10-20 cm), se detectó un aumento del nivel de Cu extraído con AB-DTPA (Tabla VII.36) en los tres tratamientos LG, CL y LI, debido al lavado de este metal desde la capa superior.



**Tabla VII.36.** Concentración en suelo de Cu total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) y Cu extraído con AB-DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Cu total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	32	32	32c
LG	45	45	45a
CL	42	42	42b
LI	41	43	42b
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	31	31	31
LG	32	33	33
CL	33	30	32
LI	31	33	32
<b>AB-DTPA Cu</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	0.77	0.83	0.80d
LG	9.72	9.66	9.69a
CL	4.86	4.78	4.82b
LI	3.13	3.14	3.14c
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	0.75	0.75	0.75c
LG	1.98	1.52	1.75a
CL	1.22	1.04	1.13b
LI	1.15	1.01	1.08b

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

En el tratamiento LG, el lavado de Cu asimilable es significativamente mayor que en el resto de tratamientos. La migración del metal podría estar relacionada con la mayor cantidad de carbono hidrosoluble detectada en la capa B de este tratamiento (Tabla VII.30). Según Leita y Nobili (1991), el Cu puede estar fuertemente complejado con los ácidos húmicos de la fracción hidrosoluble del carbono, que, por otra parte, al ser escasa, se encontraría totalmente saturada por el metal.

En el tratamiento CL, existe asimismo lavado de Cu an el perfil, aunque de forma menos notoria que en el anterior tratamiento. Existen anteriores evidencias de movimiento de Cu en suelos a los que se añadió compost de lodo (Sposito et al., 1992) o compost de basuras (Murillo, 1989). Este último autor justifica el lavado del microelemento en razón a la mejora de la estructura ocasionada por la aplicación del subproducto.

En el suelo al que se aplicó cenizas de lodo (tratamiento LI), también hay evidencias de lavado de AB-DTPA Cu, probablemente debido a la escasa cantidad de materia orgánica presente en el suelo que no es capaz de inmovilizar completamente todo el Cu mineral suministrado por la aplicación del lodo incinerado, el cual podría migrar a capas más profundas soluble en la solución del suelo.

Respecto a la fracción hidrosoluble de Cu en el suelo, no se determinaron por la metodología analítica utilizada. Ello tampoco aconteció para el caso de Zn, Fe y Mn.

Por último, hay que indicar que no se detectaron niveles de Cu en las aguas de lixiviación. En alguna de ellos se alcanzaron valores de 10.14 mg Cu l<sup>-1</sup>, valor inapreciable, motivado más bien por contaminación o error de la técnica analítica utilizada.

#### VII.3.6.2. ZINC

El contenido de Zn en la paja del tratamiento control (SA), no fue detectado con la metodología analítica empleada (Tabla VII.37). Respecto a los demás tratamientos, se aprecia un aumento significativo de la concentración de este elemento en la paja obtenida en los tratamientos

orgánicos respecto a la del tratamiento LI.

**Tabla VII.37.** Concentración de Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en raiz, paja, grano de trigo. Valor medio de cinco repeticiones.

	<u>Raiz</u>	<u>Paja</u>	<u>Grano</u>
SA	70c	nd	7.99b
LG	154a	13.8a	47.93a
CL	112b	13.7a	46.73a
Li	77c	8.11b	19.41b

nd: no detectado

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

En grano, la concentración de Zn obtenida se caracteriza por ser más elevada que la encontrada en paja, lo que parece indicar la existencia de un notable proceso de translocación de este elemento (Kubota et al., 1992). Este fenómeno acontece de igual manera en los tratamientos SA y LI, no apareciendo diferencias significativas entre ellos, lo que parece indicar que las cenizas aplicadas al suelo no comportan un aumento importante en la translocación de Zn al grano, al igual que lo observado por Mellbye et al. (1982) en un cultivo de maíz. En los tratamientos orgánicos (LG y CL), se evidencia un notable aumento de la translocación de este elemento, presentado niveles de metal significativamente diferentes al tratamiento control. A diferencia de lo observado en el experimento de Órgiva (Apartado V.2.5), no se detectaron niveles tóxicos de este metal en granp de trigo (Takker y Mann, 1978).

Al igual que lo ocurrido con el Cu, la introducción en el medio de materiales ricos en Zn, provocó un aumento de la concentración total de este elemento en el suelo (Tabla VII.38). En todo caso, los niveles detectados al final del experimento se encontrarían muy por debajo de los considerados como niveles de contaminación en suelos (Tabla V13).

**Tabla VII.38.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo de Zn total y Zn extraído con AB-DTPA al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Zn total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	114	111	113c
LG	183	211	197a
CL	174	188	181b
LI	173	203	188ab
<i>Interacción tratamiento*cultivo <math>p &lt; 0.05</math></i>			
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	114	106	110b
LG	116	137	127a
CL	114	129	122a
LI	116	136	126a
<i>Interacción tratamiento*cultivo <math>p &lt; 0.05</math></i>			
<b>AB-DTPA Zn</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	0.54	0.51	0.53d
LG	29.76	30.12	29.94a
CL	22.48	21.56	22.02b
LI	9.96	10.04	10.00c
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	0.49	0.48	0.49c
LG	5.28	2.96	4.12a
CL	2.40	1.32	1.86b
LI	2.14	1.16	1.65b

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

Además de los aumentos de los niveles totales de Zn en suelo, la aplicación de los tres residuos ensayados también incrementó positivamente la fracción de este metal extraída del suelo con AB-DTPA. Los mayores aumentos correspondieron al tratamiento que incluía lodo residual, mientras que los menores tuvieron lugar cuando el suelo fue suplementado con cenizas de este material.

Al final del experimento, los niveles de asimilabilidad de Zn en la capa superficial de suelo no variaron apreciablemente, en cada uno de los tratamientos, respecto al tiempo inicial (Tabla VII.38). La única excepción correspondió al suelo enmendado con lodo residual, donde, al igual que lo señalado para el Cu, la degradación de la materia orgánica contenida en este subproducto urbano, provoca la liberación del metal al suelo, Además de esto, el descenso del pH inducido por la aplicación del residuo, favorecerá el aumento de la asimilabilidad del Zn, así como del Cu (Adriano, 1986).

Respecto al movimiento de Zn en la columna de suelo, se evidenció un lavado de este metal en los tratamientos que incluían alguno de los tres productos considerados. El lavado de Zn hacia la capa inferior, mayor que el observado para el Cu, se encontró favorecido por la presencia de cultivo. Las causas del mismo, serían similares a la señaladas para el Cu.

En las aguas de lixiviación no se detectaron concentraciones de este metal.

#### VII.3.6.3. HIERRO

La concentración de Fe en paja o en grano no mostró variaciones significativas entre los diferentes tratamientos ensayados, si bien en los que incluían algún residuo orgánico, los niveles detectados de Fe fueron más bajos (Tabla VII.39). Estos descensos concuerdan con lo apreciado en el experimento en que se utilizó lodo residual de Órgiva, aunque en todo caso, los niveles detectados en grano se encontraron dentro de los rangos considerados como normales en este cultivo (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Reuter y Robinson, 1986).

Tabla VII.39. Concentración de Fe ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en raiz, paja, grano de trigo. Valor medio de cinco repeticiones.

	<u>Raiz</u>	<u>Paja</u>	<u>Grano</u>
SA	14894b	411	56
LG	16548b	371	52
CL	26577a	293	44
Li	12848b	537	70

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

A nivel de suelo, la aplicación de lodo, compost de lodo o cenizas obtenidas de su incineración no modificó sustancialmente las cantidades de Fe total del mismo al inicio del experimento, debido a que la elevada concentración de este metal en el suelo ( $62 \text{ g kg}^{-1}$ ) provocó probablemente un fenómeno de dilución (Tabla VII.40). No ocurre así con la fracción asimilable de Fe (extraída con AB-DTPA), la cual experimentó un incremento significativo con la aplicación a la capa superior de los lisímetros de los materiales estudiados. Este aumento, que debe estar relacionado con las cantidades de esta forma de metal presentes en los residuos adicionados (Wallingford et al., 1975; Dahiya y Singh, 1980), ha sido también puesto de manifiesto por otros autores en suelos enmendados con lodos de aguas residuales (Parsa y Wallace, 1979) o lodos incinerados (Bierman et al., 1995).

Al final del ensayo, los niveles de Fe extraíble de la capa superficial no muestran alteraciones importantes, a excepción del tratamiento LG, donde se aprecia una reducción significativa en la asimilabilidad del metal (Tabla VII.40). Este descenso puede ser atribuido, por una parte, al proceso de evolución de la materia orgánica que provoca la desaparición de gran parte de macromoléculas extraídas como ácidos húmicos, y por otra, al lavado de ciertas cantidades de este metal a las capas inferiores del suelo.

Por otra parte, la presencia o no de cultivo en los lisímetros no mostró influencia alguna en los niveles finales de Fe AB-DTPA.

**Tabla VII.40.** Concentración en suelo de Fe total ( $\text{g kg}^{-1}$ ) y Fe extraído con AB-DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Fe total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	64	66	65
LG	61	61	61
CL	62	62	62
LI	62	66	64
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	61	64	63
LG	61	64	63
CL	64	63	64
LI	63	64	64
<b>AB-DTPA Fe</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	9.04	9.44	9.24d
LG	78.96	74.28	76.62a
CL	44.24	43.92	44.04c
LI	54.24	55.04	54.64b
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	9.36	10.16	9.76c
LG	24.44	18.44	21.44a
CL	15.84	14.16	15.00b
LI	24.96	21.00	22.98a

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

En relación a la capa de suelo comprendida entre 10 y 20 cm, se detectaron algunas variaciones en el nivel de Fe asimilable (Tabla VII.40). En los tres tratamientos, (LG, CL y LI), aumentaron significativamente las cantidades de esta fracción del metal respecto al tratamiento control (SA), incremento que fue mayor en los tratamientos LI y LG que en el tratamiento CL. De estos resultados se deduce la existencia de un lavado de Fe extraíble con AB-DTPA, evidenciado anteriormente en suelos enmendados con compost de basura (Murillo, 1989), el cual puede ser debido a los siguientes hechos:

- 1) En el tratamiento LI, las cenizas aportan a la capa superior Fe en forma mineral que resulta asimilable de inmediato. Dada la escasa cantidad de materia orgánica en el suelo, esta forma de metal no es complejada totalmente, con lo que migrará hacia capas inferiores del perfil. En relación a esto, Schmitt y Sticher (1986) argumentan que la capacidad de adsorción de metales por el suelo parece agotarse mucho antes de lo que a veces se espera
- 2) En los tratamientos LG y CL el Fe asimilable debe presentarse unido a ligandos orgánicos, tal como detecta Murillo (1989) en compost de basuras añadidos al suelo. La migración de carbono hidrosoluble a la capa inferior podría, en gran medida, explicar el aumento de solubilidad del metal en el subsuelo, bien por un efecto de lavado de Fe unido a la materia orgánica, bien por la solubilización del mismo en esta capa por parte de los ácidos orgánicos que migran en el perfil (Chino et al, 1992 para Zn).

Pese al lavado observado, no se detectaron niveles de Fe apreciables en las aguas de lixiviación. Únicamente, en alguna de ellas se detectaron pequeñas concentraciones de este metal que, en todo caso, no fueron superiores a  $0.20 \text{ mg Fe l}^{-1}$ .

#### VII.3.6.4. MANGANESO

Al contrario que lo observado por algunos autores (Hernando et al., 1989; Murillo et al., 1989; Hernandez et al., 1991; Díaz-Marcote, 1995), así como lo evidenciado en el experimento de lodo residual de Órgiva (Tabla V.11), la concentración de Mn en raíz, paja y grano de trigo, aumentó cuando el suelo fue enmendado con lodo residual o lodo compostado de Granada (Tabla VII.41). Este aumento tuvo carácter significativo en el caso del tratamiento LG.



**Tabla VII.41.** Concentración de Mn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en raiz, paja, grano de trigo. Valor medio de cinco repeticiones.

	<u>Raiz</u>	<u>Paja</u>	<u>Grano</u>
SA	321c	29b	25b
LG	654a	182a	58a
CL	444b	75b	36b
Li	241c	32b	30b

En cada columna, valores medios seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

En el suelo, la aplicación de los materiales estudiados no modificó significativamente el contenido de Mn total del mismo (Tabla VII.42), probablemente debido a un efecto de dilución de la cantidad de Mn aportada en los productos, al igual que lo evidenciado para el Fe (Tabla VII.40). Esta tendencia es reflejada igualmente por Petruzelli et al. (1987) para compost de mezcla de lodo y RSU. Estos autores indican que incrementos significativos en los niveles totales de metales ocasionados por estos subproductos, solamente pueden ser encontrados en suelos a los que se aplicaron dosis muy altas de los mismos y después de varios años de repetidos tratamientos. Por otra parte Murillo (1989) pone de manifiesto lo contrario en suelos enmendados con compost de RSU, tal vez porque el suelo original contenía niveles de metal mucho mas bajas que en nuestro caso.

Respecto a la fracción de Mn extraída con AB-DTPA, la aplicación al suelo de los subproductos orgánicos aumentó significativamente, desde el inicio del experimento, los niveles de asimilabilidad de este metal en la capa superficial del suelo (Tabla VII.42). Al contrario, la aplicación de cenizas de lodo al suelo no modificó los niveles de asimilabilidad de Mn en el mismo. En este sentido, Mellbye et al. (1982) y Bierman (1995) encuentran que la concentración de Mn-DTPA en el suelo disminuye con la aplicación de cenizas de lodo debido al incremento de pH del suelo que provocan.

Al final del ensayo, las cantidades de Mn asimilable, del suelo contenido en la capa A, experimentan un ligero aumento, aunque solo significativo en

**Tabla VII.42.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo de Mn total y Mn extraído con AB-DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Mn total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	586	649	618a
LG	560	553	557b
CL	585	619	602ab
LI	597	596	597ab
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	569	640	605
LG	587	582	584
CL	592	600	596
LI	568	635	602
<b>AB-DTPA Mn</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	5.00	5.20	5.10c
LG	66.40	61.68	64.04a
CL	22.16	22.64	22.40b
LI	7.56	7.08	7.32c
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	4.80	4.08	4.44c
LG	20.28	14.44	17.36a
CL	9.32	8.60	8.96b
LI	9.80	9.32	9.56b
<i>Interacción tratamiento*cultivo p&lt;0.05</i>			

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p<0.05$ )

el tratamiento LG (Tabla VII.42). En él, los niveles de Mn AB-DTPA determinados al inicio del experimento en  $18 \text{ mg kg}^{-1}$ , se establecen en  $64 \text{ mg kg}^{-1}$  al final del mismo. Este incremento debe estar relacionado con alguno de los siguientes factores: 1) Disminución del pH del suelo provocado por el aporte de lodo residual (Tabla VII.26); 2) Competencia de Fe y H en condiciones de bajo pH por los lugares de adsorción (Adriano, 1986); 3) Dinámica de los ácidos húmicos presentes en el lodo, los cuales presentan una bien definida selectividad por la formación de complejos con una serie de metales que forman uniones fuertes con ellos, desplazando a la solución del suelo otros más lábiles como el Mn (Senesi et al., 1989); 4) Disminución del potencial de óxido reducción del suelo relacionado con el proceso de estabilización de la materia orgánica. Por otra parte, los aumentos de la asimilabilidad de Mn en el suelo serían la causa principal de los incrementos observados en el cultivo de trigo.

El compost de lodo residual se comportó como un material más estabilizado y no provocó cambios tan acusados como el lodo del que procede.

En la capa inferior de suelo de los lisímetros se evidenció claramente un lavado de Mn extraíble con AB-DTPA, significativo en todos los tratamientos considerados respecto al suelo control (SA), y de forma más notable en el tratamiento LG. Esta tendencia, detectada por Murillo (1989) en suelos con compost de basura, puede estar motivada, en el caso de los materiales orgánicos, por la mejora en la estructura del suelo que ocasiona su aplicación, junto con la migración de carbono hidrosoluble en el perfil. En relación a esto último, las cantidades de Mn lavadas en el tratamiento LG son mayores que en tratamiento CL, suceso bien relacionado con la cantidad de carbono hidrosoluble lixiviado en la columna. (Tabla VII.30).

En las aguas de lixiviación los niveles de Mn fueron muy bajos en general, por debajo del límite de detección de la metodología analítica utilizada.

### VII.3.7. EFECTO SOBRE LOS METALES PESADOS NO ESENCIALES (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) DE PLANTA, SUELO Y AGUA DE LIXIVIACIÓN

En relación a los metales pesados no esenciales estudiados (Cd, Ni, Pb, Co y Cr), únicamente se detectaron, por la metodología analítica utilizada,

concentraciones totales de Ni, Pb, Co y Cr en suelo y concentraciones asimilables (extraídas con AB-DTPA) de Pb en suelo.

En la parte aérea del cultivo no se detectaron ninguno de los metales no esenciales considerados. Ello dejó patente la escasa capacidad contaminante o tóxica que ejercieron los diferentes residuos estudiados, pese a que la dosis de aplicación fue muy elevada ( $200 \text{ Tm ha}^{-1}$ ) y teóricamente mayor que la permitida por nuestra legislación (Tabla VII.5). A nivel de raíz, únicamente se registraron niveles detectables de Pb, aunque fueron muy bajos, y menores que los determinados en el experimento con lodo residual de Órgiva (Tabla V.21).

Por último, tampoco se detectaron niveles de estos metales en las aguas de lixiviación, lo que confirmaría de nuevo el escaso potencial contaminante de los residuos ensayados.

#### VII.3.7.1. PLOMO

La introducción de lodo, compost de lodo y cenizas de lodo en el suelo aumentó, de forma significativa, las concentraciones de Pb total y extraído con AB-DTPA en el mismo (Tabla VII.43). Al final del experimento, la asimilabilidad de este elemento se encontró asimismo aumentada, en la capa superficial del suelo.

La capa de suelo comprendida entre 10 y 20 cm, mostró evidencias de lavado de Pb en forma asimilable (Tabla VII.43) en los tratamientos que incluían algún tipo de residuo. Sposito et al. (1992) observan lo contrario en columnas de suelo a los que se aplicó compost de lodo y argumentado en base al alto contenido en carbonatos del suelo utilizado. En nuestro caso, la acumulación de Pb en el subsuelo está probablemente relacionada, por un lado, con la capacidad solubilizadora de la materia orgánica que migra en el perfil, y por otro a la capacidad de unión de este metal con la fracción no húmica del carbono hidrosoluble acumulado en esta capa (Tabla VII.30)

Por último, es interesante destacar la existencia de una interacción tratamiento\*cultivo en el lavado de Pb, de manera que los dos factores no pueden considerarse aisladamente. La acumulación de Pb en la capa inferior,

**Tabla VII.43.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo de Pb total y Pb extraído con AB-DTPA al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Pb total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$
SA	25.23	24.06	24.65c
LG	42.28	37.16	39.72a
CL	37.38	39.18	38.28a
LI	34.03	36.07	35.05b
<i>Interacción tratamiento*cultivo <math>p &lt; 0.05</math></i>			
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$
SA	27.28	25.05	26.17
LG	24.95	27.40	26.18
CL	26.39	30.55	28.47
LI	25.52	25.03	25.27
<b>AB-DTPA Pb</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$
SA	1.20	1.50	1.35d
LG	8.67	8.52	8.59a
CL	6.52	6.46	6.49b
LI	5.84	5.41	5.63c
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	Con cultivo	Sin cultivo	$\bar{x}$
SA	1.16	1.37	1.27c
LG	3.00	2.54	2.78a
CL	2.10	2.32	2.21b
LI	2.86	2.08	2.47Pbb
<i>Interacción tratamiento*cultivo <math>p &lt; 0.05</math></i>			

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

por tanto, depende conjuntamente del tipo de tratamiento utilizado y de la presencia o no de cultivo en la columna. El tratamiento LG y LI presentan mayor lavado cuando el suelo está cultivado, mientras que en el suelo enmendado con compost las cantidades lixiviadas son similares, un poco mayores en ausencia de cultivo.

#### VII.3.7.2. NIQUEL

La concentración total de Ni no mostró cambios significativos en la capa superficial del suelo (0-10 cm) por la aplicación al suelo de lodo residual, lodo compostado o cenizas de lodo, tanto al inicio como al final del experimento (Tabla VII.44). Tampoco se evidenciaron aumentos en los niveles de este metal en la capa inferior (10-20 cm) del suelo. No ocurre así cuando se trata de la fracción extraíble con AB-DTPA (Tabla VII.44), ya que la introducción de los subproductos orgánicos en la capa superficial del suelo, ocasiona un aumento en la solubilidad del metal. Este incremento significativo debe ser atribuído bien al papel solubilizador que muestra la materia orgánica, o bien, como indican Singhy Keefer (1989) para lodos residuales, al cambio producido en la disposición de la materia orgánica por efecto del secado de este subproducto, en la cual, al volver a humedecerse, podría liberarse Ni en forma soluble. Al final del ensayo, la asimilabilidad del Ni aumenta en ambos tratamientos (LG y CL), consecuencia del proceso de mineralización de la materia orgánica. Por otra parte, no se detectó lavado de la fracción asimilable de Ni.

#### VII.3.7.2. COBALTO.

No se aprecia ninguna modificación en el contenido total de este elemento en los tratamientos LG, CL y LI (Tabla VII.45), probablemente por la escasa cantidad de metal presente en los productos aplicados. Por otra parte, en los tratamientos orgánicos (LG y CL) se evidencia un aumento de Co AB-DTPA en la capa superficial de suelo que, aunque significativo, alcanzó valores muy bajos (Tabla VII.45). El incremento se debe probablemente a la cantidad de metal asimilable incorporado en el suelo con los subproductos.

**Tabla VII.44.** Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo de Ni total y Ni extraído con AB-DTPA al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Ni total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	47.26	44.35	45.81
LG	43.94	43.87	43.90
CL	44.42	43.59	44.01
LI	44.67	43.18	43.93
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	44.69	45.37	45.03
LG	43.12	44.41	43.77
CL	43.35	40.83	42.09
LI	43.89	43.45	43.67
<b>AB-DTPA Ni</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	nd	nd	nd
LG	0.54	0.51	0.53a
CL	0.24	0.26	0.25b
LI	nd	nd	nd

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

**Tabla VII.45.** Concentración en suelo de Co total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) y Co extraído con AB-DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Co total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	11.61	11.99	11.80
LG	10.88	12.42	11.65
CL	11.32	11.33	11.33
LI	11.75	11.28	11.51
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	11.41	12.95	12.18
LG	11.33	11.50	11.42
CL	11.36	11.09	11.23
LI	11.60	11.37	11.49
<b>AB-DTPA Co</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	nd	nd	nd
LG	0.27	0.23	0.25b
CL	0.34	0.31	0.33a
LI	nd	nd	nd

nd: no detectado

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )



VII.3.7.3. CROMO.

Tanto al inicio como al final del experimento se observó un aumento de la concentración total de Cr, inducido por el aporte de los tres residuos utilizados (Tabla VII.46). Por otra parte, no existen evidencias de lavado de este metal a la capa inferior de la columna de suelo.

**Tabla VII.46.** Concentración en suelo de Cr total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) al final del experimento de invernadero. Valores medios de cinco repeticiones.

<b>Cr total</b>			
<b>Capa A (0-10 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	21.6	24.0	22.7b
LG	31.2	31.7	30.9a
CL	30.7	31.0	31.4a
LI	25.7	26.5	26.1b
<b>Capa B (10-20 cm)</b>			
	<u>Con cultivo</u>	<u>Sin cultivo</u>	<u><math>\bar{x}</math></u>
SA	19.3	24.8	22.1
LG	24.1	23.9	24.0
CL	23.5	22.4	23.0
LI	22.6	25.1	23.9

En cada columna de medias, valores seguidos de diferente letra son significativos ( $p < 0.05$ )

En todo caso, pese a que se adicionaron  $200 \text{ Tm ha}^{-1}$  de lodo o lodo compostado o su equivalente en cenizas de lodo, los valores detectados de estos metales no presentarían riesgos de contaminación (Tabla V.13) de la capa superficial del suelo.

## VIII. CONCLUSIONES

---

## DE LOS MATERIALES

El lodo residual de Orgiva, el lodo secado procedente de las depuradoras de Granada y el compost de este lodo presentaron relaciones C/N y C/P bajas, lo que permitirá la mineralización del nitrógeno y fósforo contenido en estos materiales, tras su aplicación al suelo. Sus conductividades relativamente elevadas podrían limitar el uso agrícola de estos subproductos, especialmente si ellos se utilizan como sustratos orgánicos en cultivos hortícolas.

Los contenidos de sustancias húmicas de estos residuos fueron bajos, presentando el lodo residual de Granada y su correspondiente compost un grado de humificación mayor que el lodo residual de Orgiva. Comparativamente, los ácidos húmicos del compost de lodo mostraron un mayor grado de condensación y una mayor proporción del carbono en las estructuras aromáticas que los ácidos húmicos del lodo residual de Granada. El índice de similitud, tras la pirólisis conjugada con la cromatografía de gases de los ácidos húmicos fué bastante elevado, debido a la misma procedencia de ambos residuos.

Los metales pesados contenidos en estos residuos generados por las depuradoras urbanas se encontraron, con la excepción del plomo en el lodo residual de Orgiva, por debajo de los máximos niveles permitidos por nuestra legislación (RD 1310/1990). El plomo contenido en el lodo de Orgiva limitaría su uso agrícola a  $8.3 \text{ Tm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; mientras que la dosis máxima que podría adicionarse de lodo residual de Granada y lodo compostado serían, en función de su contenido en zinc, de 27 y 28  $\text{Tm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , respectivamente. Los metales pesados contenidos en la cenizas de lodo residual presentaron

un grado de movilidad menor que su correspondiente lodo sin incinerar.

## **DEL POTENCIAL FERTILIZANTE**

### ***En relación a las propiedades físicas y fisico-químicas del suelo***

La aplicación de 200 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Orgiva, natural o contaminado artificialmente con metales pesados aumentó el porcentaje de agregados estables al benceno del suelo. Estos aumentos también tuvieron lugar cuando el suelo fue enmendado con una dosis similar de lodo residual de Granada y lodo compostado, mientras que el aporte de una dosis menor (100 Tm ha<sup>-1</sup>) no ocasionó cambios significativos. La capacidad de retención del agua del suelo también se encontró afectada positivamente por los diferentes materiales ensayados, independientemente de las dosis aplicadas.

Todos los residuos, excepto las cenizas de lodo residual, presentaron una notable capacidad para acidificar el suelo, siendo esta capacidad más acusada cuando este medio fue enmendado con 200 Tm ha<sup>-1</sup> de lodo residual de Granada.

### ***En relación a las transformaciones de la materia orgánica del suelo***

La aplicación de los diferentes tipos de lodos, con la excepción de los incinerados, aumentó acusadamente los niveles de carbono orgánico total y carbono orgánico extraíble con álcali del suelo. Estos niveles tendieron a disminuir después de la incubación de estos materiales en el suelo, especialmente cuando el lodo residual de Orgiva era contaminado previamente con cadmio.

A diferencia de lo observado a nivel de incubación, el desarrollo del cultivo no disminuyó apreciablemente los contenidos de carbono extraíble del suelo, debido al aumento experimentado de la fracción de ácidos fúlvicos. Además de ello, en el suelo enmendado con compost de lodo residual se apreció un aumento de los niveles de ácidos húmicos del suelo, lo que se

tradijo a su vez en un descenso del índice de humificación y un aumento del grado de humificación. Estas variaciones pondrían de manifiesto que este material tendió a humificarse en el suelo de forma mas acusada que los lodos sin compostar.

Los valores de carbono hidrosoluble aumentaron notablemente a lo largo del perfil del suelo por el aporte de lodo residual de Granada. Estos aumentos se correlacionaron con un mayor contenido de carbono en las aguas de lixiviación.

### ***En relación a los rendimientos de cosecha***

La producción de paja y grano de trigo experimentó un aumento motivado por el suministro de lodo residual de Orgiva, lodo compostado de Granada y lodo incinerado al suelo. El lodo residual de Granada se mostró muy poco eficiente, debido al retraso de la germinación del cultivo, causado, previsiblemente, por la fitotoxicidad que presentaba este material.

La contaminación del lodo residual de Orgiva con cadmio o níquel disminuyó ligeramente los rendimientos de cosecha en comparación a los obtenidos con el lodo sin contaminar. En cambio, la contaminación del lodo con 1600 Pb mg kg<sup>-1</sup> suelo tendió a aumentarlos.

### ***En relación a los macronutrientes (N, P y K)***

La mineralización de la materia orgánica contenida en los lodos secados y compostados liberó nitrógeno y fósforo; motivo por el cual se apreció un aumento de las concentraciones de estos nutrientes en la planta y de las formas asimilables del fósforo en el perfil del suelo. La extracción de estos elementos por el cultivo se encontró amortiguada cuando el lodo había sido contaminado previamente con cadmio. Una importante fracción del nitrógeno adicionado como fertilizante mineral al suelo tendió a lixiviar, contaminando las aguas de percolación recogidas.

La disponibilidad del potasio contenido en los diferentes residuos

ensayados fué también elevada, provocando por ello un aumento de los niveles de este nutriente en planta y suelo.

## **DEL POTENCIAL CONTAMINANTE**

### ***En relación al cobre y zinc***

El suministro al suelo de los diferentes tipos de lodos procedentes de depuradoras de la provincia de Granada, aumentaron las concentraciones de cobre y zinc en la parte aérea del cultivo, sin alcanzar, por lo general niveles tóxicos en grano. Estos aumentos fueron menos apreciables cuando se adicionaron cenizas de lodo; siendo, por el contrario, mas elevados cuando el lodo aplicado se encontraba contaminado con  $400 \text{ mg Ni kg}^{-1}$  suelo.

Los incrementos observados a nivel de planta se correspondieron con aumentos tanto de las formas totales como de las fracciones asimilables de estos metales en el suelo. Este último hecho podría entrañar un riesgo potencial de toxicidad para las plantas, sí se vuelve a enmendar estos suelos con algunos de los residuos ensayados. En nuestro estudio, pese a que los niveles de cobre y zinc también aumentaron en la capa inferior del suelo, su migración no fué muy intensa, lo que favoreció que no se detectaran niveles apreciables de ellos en las aguas de percolación.

### ***En relación al hierro y manganeso***

Los contenidos totales de hierro u manganeso del suelo experimentaron escasa variaciones por el aporte de los tipos de lodos ensayados. Este hecho motivó, que la concentración de hierro en la planta tendiera a disminuir así como la de manganeso en el caso de la aplicación de lodo residual de Orgiva. Sin embargo, los niveles de este metal esencial en la planta aumentaron apreciablemente cuando el suelo fué abonado con lodo residual de Granada, lodo compostado y lodo residual de Orgiva contaminado con níquel.

Las formas asimilables de estos metales pesados en el suelo se

incrementaron positivamente desde el momento de la aplicación de los diferentes residuos, así como, por lo general, también al final de los diferentes experimentos realizados. Estos aumentos, no evidenciados para el Mn en el tratamiento que incluía cenizas de lodo, serían motivados, previsiblemente, por el descenso experimentado del pH del suelo. El hierro y el manganeso también tendieron a lixiviarse a la capa mas profunda del suelo, ligados al carbono hidrosoluble, sin ser detectados en las aguas que percolaron de los lisímetros.

*En relación a los metales pesados (Cd, Ni, Pb, Co y Cr) no esenciales*

Las concentraciones totales y asimilables de estos metales pesados en el suelo, sus contenidos en paja y grano de trigo y los niveles de ellos en las aguas de percolación, o bien no se detectaron por las metodologías analíticas utilizadas o no experimentaron variaciones acusadas por el aporte de lodos secados, lodo compostado y lodo incinerado. Por tal motivo, los residuos sólidos generados por las depuradoras de la provincia de Granada, pese a que se aplicaron a dosis superiores ( $100-200 \text{ Tm ha}^{-1}$ ) a las permitidas por nuestra legislación, mostraron, en los suelos ensayados, una escasa capacidad de contaminación de metales pesados no esenciales para el desarrollo de los cultivos.

Sin embargo, la contaminación de lodo de la depuradora de Orgiva con cadmio, níquel o plomo, aumentó acusadamente los niveles de estos metales en la planta, alcanzando, tanto el cadmio como el níquel, niveles que podrían considerarse como tóxicos, aunque este hecho no se evidenció visualmente. A nivel de suelo, la asimilabilidad de estos metales disminuyó con el tiempo, lo que evidenciaría la tendencia de ellos a fijarse en el suelo.

## **IX. BIBLIOGRAFIA**

---



- Adams, J.F. y Kissel, D.E. (1989).** Zn, Cu and Ni availabilities as determined by soil solution and DTPA extraction of a sludge-amended soil. *Soil Sci. Plant Anal.*, 20, 139-158.
- Adams, R. (1971).** Composting tree bark with sewage. *Compost Sci.*, 12, 30-32.
- Adriano, D.C. (1986).** Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York. 533 pp.
- AFNOR Norme U 44-051 (1974)** Amendments organiques: denominations et especifications. Paris
- Agbim, N.N.; Sabey, B.R. y Markstrom, D.C. (1977).** Land application of sewage sludge: V. Carbon dioxide, production as influenced by sewage sludge and wood waste mixture. *J. Environ. Qual.*, 6, 446-451.
- Ahrens, E. y Farkasdi, G. (1969).** Investigations on nitrogen mineralization in soil after application of town refuse of different degrees of decomposition. *Sonderh. Landw. Forsch.*, 23, 77-78.
- Alberta Environment (1982).** Guidelines for the application of municipal wastewater sludges to agricultural lands in Alberta. Standards and approvals Division. Earth Science Division, Edmonton, Alberta.
- Alexander, M. (1980).** Introduction to soil microbiology. John Wiley & Sons, New York. 491 pp.
- Allaway, W.H. (1968).** Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Adv. Agron.*, 20, 235-274.

- Allieri, L.; Citterio, B. y Ferrari, A. (1987).** Vermicomposting of rabbit manure: modifications of microflora. En De Bertoldi et al (eds). *Compost: Production, Quality and Use*, 115-126. Elsevier Applied Science, London.
- Allison, D.W. y Dzialo, C. (1981)** The influence of lead, cadmium and nickel on the growth of ryegrass and oats. *Plant Soil*, 62, 81
- Anderson, A. y Nilson, K.O. (1972).** Enrichment of trace elements from sewage sludge fertilizers in soils and plants. *Ambio.*, 1, 176-179.
- Anderson, A. y Nilson, K.O. (1976).** Influence on the levels of heavy metals in soil and plant from sewage sludge used as fertilizer. *Swedish J. Agric. Res.*, 6, 151-159.
- AOAC (1984).** Official methods of analysis. 14th edition. S. Williams (ed). 40 p. Association of official analytical chemists, Arlington, Vi.
- Appelhof, M. (1981).** Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues. 315 pp. Beech Leaf Press, Kalamanzoo, Mich.
- Artiola, J.F. y Pepper, I.L. (1992).** Denitrification activity in the root zone of a sludge-amended desert soil. *Biol. Fert. Soils*, 13, 200-205.
- Asano, T.; Smith, R.G. y Tchobanoglous, G. (1990).** Agua residual municipal: Tratamiento y características del agua residual regenerada. En R. Mujeriego (ed). *Riego con agua residual municipal regenerada*, 13-34. Edicions de la Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.
- Baca, M.T. (1988).** Fertilizantes orgánicos: Estudios y preparación de compost para su utilización en agricultura. 341 pp. Tesis Doctoral de la Universidad de Granada.
- Baca, M.T.; Fornasier, F. y De Nobili, M. (1992).** Mineralization and humification pathways in two composting processes applied to cotton wastes. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 74, 179-184.

- Baethgen, W.E. y Alley, M.M. (1989).** A manual colorimetric procedure for measuring ammonium nitrogen in soil and plant kjeldhald digests. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*, 20, 961-969.
- Baker, D.E.; Amacher, M.C. y Leach, R.M. (1979).** Sewage sludge as a source of cadmium in soil-plant-animal systems. *Environ. Health Persp.*, 28, 45-49.
- Barbarick, K.A. y Workman, S.M. (1987).** Ammonium bicarbonate-DTPA and DTPA extraction of sludge-amended soils. *J. Environ. Qual.*, 16, 125-130.
- Baumhardt, G.R. y Welch, L.F. (1972).** Lead uptake and corn growth with soil-applied lead. *J. Environ. Qual.*, 1, 92-94.
- Beachamp, E.G.; Kidd, G.E. y Thurtell, G. (1978).** Ammonia volatilization from sewage sludge applied in the field. *J. Environ. Qual.*, 7, 141-146.
- Beckett, P.H.T. (1989).** The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludge and sludge-treated soils. *Adv. Soil Sci.*, 9, 143-176.
- Bell, P.F.; James, B.R. y Chaney, R.L. (1991)** Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. *J. Environ. Qual.*, 20, 481-486.
- Benarjel, S.K.; Chakraborty, A. y Gupta, S.K. (1979).** Characterization of the humic and fulvic acid components of some city wastes by chemical, electrochemical and optical studies. *J. Indian Soil Sci.*, 27, 73-75.
- Benton Jones, J.; Wolf, B. y Mills, H.A. (1991).** Plant analysis handbook. 186 p. Micro-macro Publishing, Inc. USA.
- Bidlingmaier, W. y Tabasaran, O. (1980).** Schlammkompostierung. *Korrespondenz Abwasser*, 27, 133-136.
- Bidwell, A.M. y Dowdy, R.H. (1987).** Cadmium and Zinc availability to corn following termination of sewage sludge applications. *J. Environ Qual.*, 16, 438-442.

**Bierman, P.M. y Rosen, C.J. (1994).** Phosphate and trace metal availability from sewage-sludge-incinerator ash. *J. Environ. Qual.*, 23, 822-830.

**Bierman, P.M.; Rosen, C.J.; Bloom, P.R. y Nater, E.A. (1995).** Soil solution chemistry of sewage-sludge incinerator ash and phosphate fertilizer amended soil. *J. Environ. Qual.*, 24, 279-285.

**Bigeriego, M. (1994).** Aplicación agronómica de lodos residuales. En J.B. Alvarez y A. Polo (eds). *Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos. Cuadernos del ICE nº11*, 161-194. Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.

**Bingham, F.T. (1979).** Bioavailability of Cd to food crops in relation to heavy metal content of sludge-amended soil. *Environ. Health Persp.*, 28, 39-43.

**Bingham, F.T.; Page, A.L.; Mahler, R.J. y Gange, T.J. (1975).** Growth and cadmium concentration of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 4, 207-211.

**Black, C.A. (1968).** *Soil-plant relationships*. 792 p. John Wiley and Sons, Inc. New York.

**Bloomfield, C. and Pruden, G. (1975).** The effects of aerobic and anaerobic incubation on the extractabilities of heavy metals in digested sewage sludge. *Environ. Pollut.*, 8, 217-232.

**Blum, D. y Faechem, R.G. (1985).** Health aspects of nighsoil and sludge use in agriculture and aquaculture. Part III. An epidemiological perspective. Report nº 05/85. Dübendorf, International reference Centre for Waste Disposal.

**BGE (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 num 262 del 1 de Noviembre de 1990.

**BOE (1991).** Orden del 14 de Junio de 1991 sobre productos fertilizantes y afines. BOE num 146 del 19 de Junio de 1991.

**BOE (1993).** Orden del 26 de Octubre de 1993 sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. BOE num 265 del 5 de Noviembre de 1993.

**Bonciarell, F. (1979).** Agronomía. Editorial Academia, León. 262 pp.

**Bonmati, M.; Pujola, M.; Saña, J.; Soliva, M.; Felipo, M.T.; Garau, M.; Ceccati, B. y Nannipieri, P. (1985).** Chemical properties, populations of nitrite oxidizers, urease and phosphatase activities in sewage-amended soils. *Plant Soil*, 84, 79-91.

**Borchert, H. (1983).** Influence of increasing amounts of sewage sludge on the soil structure. En G. Catroux et al (eds). *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils*, 77-86. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Bouwer, H. y Charey, R.L. (1974).** Land treatment of wastewater. *Adv. Agron.*, 26, 133-176.

**Bouwer, H.; Lance, J.C. y riggs, M.S. (1974).** High-rate land treatment. I. Infiltration and hydraulic aspects of the Flushing Meadows Project. *J. Water Pollut. Contrl Fed.*, 43, 844-859.

**Boyd, S.A.; Sommers, L.E. y Nelson, D.W. (1980).** Changes in the humic acid fraction of soil resulting from sludge application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 1179-1186.

**Brady, N.D. (1974).** *The nature and properties of soil*. 8th edition. 639 p, MacMillan Co, Inc.

**Brams, E. y Anthony, W. (1988).** Residual cadmium in a soil profile and accumulation in wheat grain. *Plant and Soil*, 109, 3-8.

**Brendecke, J.W.; Axelson, R.D. y Pepper, I.L. (1993).** Soil microbial activity as an indicator of soil fertility: long-term effects of municipal sewage sludge on an arid soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 751-758.

**Broadbert, E.E. (1986).** Effects of organic matter on nitrogen and phosphorus supply to plants. En Y. Chen y Y. Avnimelech (eds). The role of organic matter in modern agriculture. 13-28. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, Holanda.

**Burge, W.D.; Cramer, W.N. y Epstein, E. (1978).** Destruction of pathogens in sewage sludge by composting. Transactions ASAE, 21, 510-514.

**Cabrera, J.J.; Castillo, A.; Fernandez-Artigas, M.P.; García-Villanova, B.; Laguna, J.; Nogales, R. y Picazo, J. (1990).** La Reutilización; aspectos técnicos y sanitarios. En A. Castillo et al. (eds). Reutilización de Aguas Residuales. Criterios para la evaluación sanitaria de proyectos de reutilización directa de aguas residuales urbanas depuradas, 37-131. Junta de Andalucía, Consejería de Salud, Sevilla.

**Canarutto, S.; Petruzzelli, L. y Guidi, G. (1991)** How composting affects heavy metal content. Biocycle, 32, 48-50.

**Cardenas, R.R. y Wang, L.K. (1980).** Composting process. En Handbook of Environmental Engineering. Vol 2, 269-327. Ed. Human Press. New York.

**Carroll, B.A.; Caunt, P. y Cunliffe, G. (1993).** Composting sewage sludge: basic principles and opportunities in the U.K. J. Inst. Water Environm. Manag., 7, 175-181.

**Casalicchio, G. y Graziano, P.L. (1987).** A comparison of the chemical properties of compost and wormcasting from solid municipal waste and sewage sludge. En A.M. Pagliai y P. Omodeo (eds). On Earthworms, 437-457, Modena, Italia.

**Castillo, A.; Cabrera, J.J.; Fernandez-Artigas, M.P.; García-Villanova, B.; Hernandez J. A.; Laguna, J.; Nogales, R. y Picazo, J. (1994).** Reutilización de Aguas Residuales. Criterios para la evaluación sanitaria de proyectos de reutilización directa de aguas residuales urbanas depuradas. 255 pp. Junta de Andalucía, Consejería de Salud, Sevilla.

**Cataldo, D.A.; Garland, T.R. y Wildung, R.E. (1978a).** Nickel in plants. I. *Plant Physiol.*, 62, 563-565.

**Cataldo, D.A.; Garland, T.R. y Wildung, R.E. (1978b).** Nickel in plants. II. *Plant Physiol.*, 62, 566-569.

**Chakraborti, D.; Ghosh, D. y Niyogi, S. (1987).** Calcutta pollutants: Part 1: Appraisal of some heavy metals in Calcutta city sewage and sludge in use for fisheries and agriculture. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 30, 243-453.

**Chan, P.L.S. y Griffiths, D.A. (1988).** The vermicomposting of pre-treated pig manure. *Biological Wasted*, 24, 57-69.

**Chaney, R.L. y Giordano, P.M. (1977).** Microelements as related to plant deficiencies and toxicities. En L.F. Elliot y F.J. Stevenson. *Soils for management of organic wastes and wastewater*, 234-279, ASA, Madison.

**Chaney, R.L.; Munns, J.B. y Cathey, H.M. (1986).** Effectiveness of digested sewage sludge compost in supplying nutrients for soilless potting media. *J. Am. Soc. Hort. Sci.*, 105, 485-492.

**Chang, A. C.; Page, A.L. y Bingham, F.T. (1982).** Heavy metal absorption by winter wheat following termination of cropland sludge applications. *J. Environ. Qual.* 11, 705-708.

**Chang, A. C.; Page, A.L. y Warneke, J.E. (1987).** Long-term sludge applications on cadmium and zinc accumulation in swiss chard and radish. *J. Environ. Qual.*, 17, 473-479.

**Chang, A. C.; Warneke, J.E.; Page, A.L. y Lund, L.J. (1984).** Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 13, 87-91.

**Chang, Y. y Hudson, H.J. (1967).** The fungi of wheat straw compost. I. Ecological studies. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 50(4), 649-666.

**Chanyasak, V.; Yoshida, T. y Kubota, H. (1980).** Chemical components in gel chromatographic fractionation of water extracts from sewage sludge compost. *J. Ferment. Technol.*, 58, 533-539.

**Chanyasak, V.; Katayama, A.; Hirai, M.; Mori, S. y Kubota, H. (1983a).** Effects of composting maturity on growth of kamatsuna (*Brassica rapa*, var. *pervidis*) in Neubauer's pot: I. Comparison of growth in compost treatment with that in organic nutrient treatment as controls. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 29, 239-250.

**Chanyasak, V.; Katayama, A.; Hirai, M.; Mori, S. y Kubota, H. (1983b).** Effects of composting maturity on growth of kamatsuna (*Brassica rapa*, var. *pervidis*) in Neubauer's pot: II. Growth inhibitory factors and assessment of degree of maturity by org-C/org-N ratio of water extract. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 29, 251-259.

**Chaussod, R. (1981)** Availability of nitrogen from sludges. Laboratory experiments. *Rn Treatment and uses of sewage sludge. Final report-III-technical annexes*, 395-409. CEE, Bruselas.

**Checkai, R.T.; Norwell, W.A. y Welch, R.M. (1986).** Investigation of nickel essentiality in higher plants using a recirculating resin buffered hydroponic system. *Agron. Abst.*, 195.

**Chino, M.; Goto, S.; Kumazawa, K.; Owa, N.; Yoshioka, O.; Takechi, N.; Inanaga, S.; Inou, H.; De-long, C. y Youssef, R.A. (1992).** Behavior of zinc and copper in soil with long term application of sewage sludges. *Soil Sci. Nutr.*, 38, 159-167.

**Chromee, F.W. y Magdoff, F.R. (1977).** Nitrogen mineralization from sewage sludge. *J. Environ. Sci. Health, A*, 12, 191-201.

**Ciavatta, C.; Vittori Antisari, L. y Sequi, P. (1988).** A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica*, 32, 510-517.



**Ciavatta, C. y Sequi, P. (1993).** Evaluation of chromium release during the decomposition of leather meal fertilizers applied to the soil. *Fert. Res.*, 19, 7-11.

**Ciavatta, C. y Govi, M. (1993).** Use of insoluble polyvinylpyrrolidone and isoelectric focusing in the study of humic substances in soils and organic wastes. *J. Chromatogr.*, 643, 261-270.

**Ciavatta, C.; Govi, M.; Pasotti, L. y Sequi, P. (1993).** Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 43, 141-145.

**C.I.I. (1969).** Métodos de referencia para la determinación de elementos minerales en vegetales. I. N, P, K, Na, Ca y Mg. *Anal. Edaf. Agrobiol.*, 28, 409-430.

**Clapp, C.E.; Stark, S.A.; Clay, D.E. y Larson, W.E. (1986).** Sewage sludge organic matter and soil properties. En Y. Chen y Y. Avnimelech (eds). *The role of organic matter in modern agriculture*, 209-254. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, Holanda.

**Cole, D.W.; Henry, C.L.; Schiess, P. y Zosoki, R.J. (1983).** The role of forests in sludge and wastewater utilization program. En A.L. Page et al. (eds). *Utilization of municipal wastewater and sludge on land*. 125-143. University of California, Riverside, CA.

**Consiglio Federale Svizzero (1981).** Ordinanza concernente i fanghi di depurazione.

**Coppola, S.; Dumontet, S. y Marino, P. (1983).** Composting raw sewage sludge in mixture with organic or inert bulking agents. *Proc. Int. Conf. Composting of Solid Wastes and Slurries*, 28-30, University of Leeds, England.

**COPT (1989).** Plan de investigación y desarrollo de tecnologías de bajo coste para la depuración de aguas residuales, 34 pp. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Junta de Andalucía.

**Corey, R.B.; Fujii, R. y Hendrickson, L.L. (1981).** Bioavailability of heavy metals in soil-sludge systems. En: Proc. Fourth Annual Madison Conf. Appl. Res. Pract. Munic. Ind. Waste, Univ. Wisconsin-Extension, Madison, WI.

**Cosgrove, D.J. (1973).** Inositol phosphates in activated sludge. *J. Environ. Qual.*, 4, 484-485.

**Costa, F.; García, C.; Hernandez, T. y Polo A. (1991).** Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. 181 pp. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.

**Couillard, D. y Zhu, S. (1992).** Bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge for agricultural application. *Water, Air and Soil Pollution*, 63, 67-80.

**Crathone, B.; Donaldson, K.; James, H.A. y Rogers, H.R. (1989).** The determination of organic contaminants in UK sewage sludges. En D. Quaghebeur et al. (eds). *Organic contaminants in wastewater, sludge and sediments: Occurrence, fate and disposal*. 45-65. Elsevier Applied Science, Londres.

**Cripps, R.W.; Winfree, S.K. y Reagan, J.L. (1992).** Effects of sewage sludge application method on corn production. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23, 1705-1715.

**Cunnigham, J.D., Keeney, D.R. y Ryam, J.A. (1975).** Phytotoxicity and uptake of metals added to soils as inorganic salts or in sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 4, 460-462.

**Dahiya, S.S. y Singh, R. (1980).** Effect of farmyard manure and  $\text{CO}_3\text{Ca}$  on the dry matter yield and nutrient uptake by oats (*Avena sativa*). *Plant and Soil*, 56, 391-402.

**Dallaire, G. (1978).** Aerated-pile composting: A promising new alternative for disposing of sewage sludge. *Civil Eng. ASCE*

**Dalzell, H.W.; Gray, K.R. y Biddlestone, A.J. (1981).** Composting in tropical agriculture. 2<sup>a</sup> Ed. International Institute of Biological Husbandry. 36 pp. England.

**Dang, Y.P.; Chhabra, R. y Verma, K.S. (1990).** Effect of Cd, Ni, Pb and Zn on growth and chemical composition of onion and fenugreek. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 21, 717-735.

**Davis, R.D. y Beckett, P.H.T. (1978).** Upper critical levels of toxic elements in plants. II. Critical levels of copper in young barley, wheat, rape, lettuce and ryegrass and of nickel and zinc in young barley and ryegrass. *New Phytol.*, 80, 23-32

**Davis, R.D.; Carlton-Smith, C.H.; Stark, J.H. y Campbell, J.A. (1987).** Distribution of metals in grassland soils following surface applications of sewage sludge. *Environmental Pollution*, 49, 99-115.

**De Bertoldi, M.; Citerinesi, U. y Griselli, M. (1980).** Bulking agents in sludge composting. *Compost Sci*, 21, 32-35.

**De Bertoldi, M.; Frassinetti, S.; Bianchim, L. y Pera A. (1985).** Sludge hygienization with different compost systems. En Strauch, D. y P. L'Hermite (eds). *Inactivation of microorganism in sewage sludge by stabilization processes*. 28-40. Elsevier Applied Science, Barking. Inglaterra.

**De Haan, S. (1981)** Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Haren/Groningen, The Netherlands. *Neth. J. Agric. Sci.*, 29, 49-61.

**De Lora, F. y Miró, J. (1978).** Técnicas de defensa del medio ambiente. 1134 pp. Ed. Labor, Barcelona.

**De Nobili, M.; Cercignani, G. y Leita, L. (1985).** Evaluation of type and contents of humic substances in sludges and compost. En J.H. Williams et al (eds). *Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications*, 204-209. Elsevier Applied Science, Londres.

**De Nobili, M. y Petrusi, F. (1988).** Humification index (HI) as evaluation of the stabilization degree during composting. *J. Ferment. Technol.*, 66, 577-583.

**De Nobili, M.; Ciavatta, C. y Sequi, P. (1989).** La valutazione del grado de maturazione della sostanza organica del compost mediante la determinazione di parametri dell'umificazione e per elettrofocalizzazione. En: *Simposio Internazionale Produzione ed Impiego del Compost*, 328-342. S. Michelle, Italia.

**De Nobili, M.; Gjessing, E. y Sequi, P. (1989).** Sizes and shapes of humic substances by gel chromatography. En M.H.B. Hayes et al (eds). *Humic substances II*. 561-591. John Wiley & Sons, New York.

**Degremont (1979).** Manual técnico del agua. 1216 pp. Editorial Degremont, Paris.

**Del Zan, F.; Baruzzini, L.; Candotti, M.; Tonetti, I. y Margut, G. (1987).** Manuring a maize crop with composts obtained from different technological processes: Short-term effects on soil-plant system. En M. De Bertoldi et al. (eds). *Compost: Production, quality and use*. 546-555. Elsevier Applied Science, London.

**Department of the Environment (1977).** Report of the Working Party in the Disposal of sewage sludge to land. National Water Council, London.

**De Vries, M.P.C. (1983).** Investigations on twenty Australian sewage sludge-their evaluation by means of chemical analysis. *Fertilizer Research*, 4, 75-87.

**Díaz, L.F.; Golueke, C.G. y Savage, G.M. (1987).** Energy balance in compost production and use. En M. De Bertoldi (ed). *Compost: Production, Quality and Use*, 6-19, Elsevier Applied Science, London.

**Díaz-Burgos, M.A. (1990).** Compostaje de lodos residuales: Aplicación agronómica y criterios de madurez. Tesis doctoral de la Universidad Autónoma de Madrid. 217 pp.

**Díaz-Burgos, M.A. (1994).** Compostaje de lodos residuales: Criterios de madurez. En J.B. Alvarez Y A. Polo (eds). Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos urbanos. Cuadernos del ICE, nº 11, 217-230. Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.

**Díaz-Marcote, I. (1994).** Aprovechamiento del compost de los residuos sólidos urbanos: Estudio de su capacidad fertilizante y del efecto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Tesis doctoral de la Universidad Politécnica de Madrid. 281 p.

**Díaz-Marcote, I.; Ceccanti, B. y Polo A. (1993).** Estudio de la actividad enzimática en un suelo enmendado con residuos orgánicos en condiciones de campo. En J.F. Gallardo (ed). El estudio del suelo y de su degradación en relación con la desertificación. Vol 1, 440-447. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

**Diercxsens, P. y Tarradellas, J. (1983).** Presentation of the analytical and sampling methods and of results on organochlorines in soils improved with sewage sludge and compost. En R.D. Davis et al.(eds). Environmental effect of organic and inorganic contaminants in sewage sludge. 59-68. D. Reidel Publishing Company, London.

**Dijkshoorn, W.; Van Broekhoven, L.W. y Lampe, J.E.M. (1979).** Phytotoxicity of zinc, nickel, cadmium, lead, copper and chromium in three pasture plant species supplied with graduated amounts from the soil. Neth. J. Agric. Sci., 27, 241-253.

**Dinel, H.; Levesgue, P.E.M.; Jambu, P. y Rigui, D. (1992).** Microbial activity and long-chain aliphatics in the formation of stable soil aggregates. Soil Sci. Soc. Am. J., 56, 1455-1463.

**DOCE (1991).** Directiva del Consejo de 21 de Mayo de 1991, sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271).

**Dong, Y.P.; Chhabra, R. y Verma, K.S. (1990).** Effect of Cd, Ni, Pb and Zn on growth and chemical composition of onion and fenugreek. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 21, 717-735.

**Dowdy, R.H.; Larson, R.E. y Epstein, E. (1976).** Sewage sludge and effluent use in agriculture. En *Land Application of waste materials*. 138-153. SCSA, Madison.

**Drescher-Kaden, U.; Brüggemans, R.; Matthes, B. y Matthies, M. (1992).** Contents of organic pollutants in German sewage sludges. En J.E. Hall et al. (eds). *Effect of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals*. 14-34. Commission of the European Communities, Bruselas.

**Dresser c. y Mckee, I. (1980).** Compendium on solid waste management by vermicomposting. 62 pp. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

**Dorado, E.; Polo, A. y Del Rio, J. (1972).** Caracterización de los ácidos húmicos por electroforesis y gel-filtración. *Anal. Edaf. Agrobiol*, 31, 693-718.

**Dubey, H.D. (1969).** Effect of picloram, diuron, ametryne and pomepyne on nitrification in some tropical soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 33, 893-896.

**Dudley, L.M.; Mcneal, B.L.; Baham, J.E.; Coray, C.S. y Cheng, H.H. (1987).** Characterization of soluble organic compounds and complexation of copper, nickel and zinc in extracts of sludge-amended soils. *J. Environ Qual.*, 16, 341-352.

**Duffus, C.M. y Rosie, R. (1976).** Changes in trace elements composition of developing barley grain. *J. Agric. Sci., Cambridge*, 87, 75-79.

**Duggan, J. (1973).** Utilization of municipal refuse compost. I. Field-scale compost demonstrations. *Compost Sci.*, 14, 1.

**Duncomb, D.R.; Larson, W.E.; Clapp, C.E.; Dowdy, R.H.; Linden, D.R. y Johnson, W.K. (1982).** Effect of liquid wastewater sludge application on crop yield and waterquality. *J. Water Poll. Control Fed.*, 54, 1185-1193.

**Duvoort-Van Engers, L.E. y Coppola, S. (198 ).** State of the art on sludge composting. En P.L. Hermite (ed). *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wasted*, 588-622, Reidel Publisher Company, Dordrecht.

**Edwards, C.A. y Lofty, J.R. (1972).** Biology of earthworms. Chapman y Hall, London.

**Edwards (1985).** The use of earthworms for management of organic wastes. En International Symposium on Earthworms. Bologna-Carpei. Italia, Collana U-2 I.

**Edwards, C.A.; Burrows, I.; Fletcher, K.E. y Jones, B.A. (1985).** The use of earthworms for composting farm wastes. En J.K.R. Gasser (ed). Composting of agricultural and other wastes. 229-241. Elsevier Applied Science Publisher, London.

**Edwards, C.A. (1988).** Breakdown of animal, vegetable and industrial organic wastes by earthworms. En C.A. Edwards and E.F. Neuhauser (ed) Earthworms in waste and environmental management. SPB Academic Publishing BV. The Hague, 21-31.

**Edwards, C.A. y Burrows, I. (1988).** The potential of earthworms compost as plant growth media. En C.A. Edwards and E.F. Neuhauser (ed). Earthworms in waste and environmental management. SPB Academic Publishing BV. The Hague. p. 211-221.

**Edwards, C.A. y Neuhauser, E.F. (1988).** Earthworms in waste and environmental management. 392 pp. SPB Academic Publishing BV, The Hague.

**Edwards, C.A. (1995).** Historical overview of vermicomposting. BioCycle, 36(6), 56-59.

**Elrashidi, M.A.; Shehata, A. y Wahab, M. (1979).** Content in zinc, cobalt, nickel and lead in saline alkali soils. Agrochimica, 23, 245-253.

**Elvira, C. (1994).** Vermicompostaje de residuos orgánicos. Su aplicación a lodos generados por la industria papelera. Tesis Doctoral de la Universidad de Santiago de Compostela. 289 pp.

**Elvira, C.; Dominguez, J.; Sampedro, L. y Mato, S. (1995).** Vermicomposting for the paper pulp industry. *BioCycle*, 36(6). 62-63.

**Elvira, C.; Mato, S. y Nogales, R. (1995b).** Changes in heavy metal extractability and organic matter fractions after vermicomposting of sluges from a paper mill industry and wastewater treatment plant. *Fresenius Environ. Bull.*, 4(8), 6 pp.

**Emmerich, W.E., Lund, L.J.; Page, A.L. y Chang, A.C. (1982).** Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 11, 174-178.

**EPA (1983).** Methods for chemical analysis of water and wastes. EPA-600/4-79-020. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

**Epstein, E.; Taylor, J.M. y Chaney, R.L. (1976).** Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *J. Environ Qual.*, 5, 422-426.

**Epstein, E.; Willson, G.B.; Burge, W.D.; Mullen, D.C. y Enking, N.K. (1976).** A forced aeration system for composting wastewater sludge. *J. Water Poll. Control Fed*, 48, 688-694.

**Epstein, E.; Keane, D.B.; Meisinger, J.J. y Legg, J.O. (1978).** Mineralización of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. *J. Environ. Qual.*, 7, 217-221.

**FAO (1989).** Mapa mundial de suelos. Leyenda revisada. Informes sobre recursos mundiales de suelos, 60, 202 p. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y alimentación. Roma.

**Feachem, R.G.; Bradley, D.J.; Garelick, H. y Mara, D.D. (1983).** Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management. World Bank studies in water supply and sanitation 3. John Wiley and Sons, Chichester, U.K.



**Finstein, M.S.; Miller, F.C. y Strom, P.F.; MacGregor, S.T. y Psarianos, K.M. (1983).** Composting ecosystem management for waste treatment. *Biotechnol*, 1, 346-353.

**Finstein, M.S. y Miller, F.C. (1985).** Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control and cost effectiveness. En Gasser, J.K. (ed). *Composting of agricultural and other wastes*. 13-26. Elsevier Applied Science Publishers, Amsterdam.

**Finstein, M.S. (1992).** Composting in the context of municipal solid waste management. *Environ. Microbiol.*, 355-374, Wiley-Liss. Inc. USA.

**Follet, R.H.; Murphy, L.S. y Donahue, R.L. (1981).** Fertilizers and soil amendments. 557 p. Prentice-Hall, Inc., Englewood. Cliffs, New Jersey.

**Foy, C.D.; Chaney, R.L. y White, M.C. (1978).** The physiology of metal toxicity in plants. *Annu. Rev. Physiol.*, 29, 511.

**Fradkin, L.; Gerba, C.P.; Goyal, S.M.; Scarpino, P.; Bruins, R.J.F. y Stara, J.f. (1989).** Municipal wastewater sludge. The potential public health impact of common pathogens. *J. Environ. Health*, 51, 148-152.

**Frezquez, P.R.; Francis, R.E. y Dennis, G.L. (1990).** Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded semiarid grassland. *J. Environ. Qual.*, 19, 324-329.

**Fujimoto, C.K. y Sherman, G.D. (1945).** The effect of drying, heating and wetting on the level of exchangeable manganese in Hawaiian soil. *Soil Sci. Soc Am. Proc.*, 10, 107-112.

**Fuller, W.H. (1977).** Movement of selected metals, asbestos and cyanide in soil: application to waste disposal problem. EPA-600/2-77-020. 243 pp, US-EPA, Cincinnati, OH.

**Furrer, O.J. (1981)** Accumulation and leaching of phosphorus as influence by sludge application. En T.W.G. Huckers y G. Cartroux (eds). Phosphorus in sewage sludge and animal wastes slurries, 235-240. reidal Publishing Co, Dordrecht, Holanda.

**Furrer, O.J. y Stanffer, W. (1983).** Influence of sewage sludge application on physical properties of soil and its contribution to the humus balance. En G. Catroux et al (eds). The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils, 65-76. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Furrer, O.J. y Gupta, S.K. (1985).** Phosphate balance in long-term sewage sludge and pig slurry fertilized field experiment. En J.H. Williams et al (eds). Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications, 146-150. Elsevier Applied Science Publishers, Londres.

**Gallardo-Lara, F. y Nogales, R. (1987).** Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system: A review. Biol. Wastes, 19, 35-62.

**Gallardo-Lara, F.; Robles, J.; Gómez, M. y Esteban, E. (1984).** Poder fertilizante de un compost de basura urbana. IV. Efecto directo y residual sobre la asimilabilidad de B y Cu. VIth International Colloquium for the optimization of plant nutrition. Actas Proceedings, I, 215-222.

**Ganapini, W.; Paris, P. y Robotti, A. (1979).** Produzione e verifica agronomica di compost da rifiuti solidi urbani e reflui ad elevato carico organico. En Atti del Seminario Utilizzazione in agricultura dei prodotti di risulta degli impianti di trattamento urbani. 229-266. Ed. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Roma.

**García, C. (1990).** Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración agrícola. Tesis Doctoral de la Universidad de Murcia.

**García, C.; Hernandez, M.T.; Costa, F. y Ayuso, M. (1991)** Compostaje de la fracción orgánica de un residuo sólido urbano. Evolución de su contenido en diversas fracciones de metales pesados. Suelo y Planta, 1, 1-14.

- García, C.; Hernandez, M.T.; Costa, F. y Polo A. (1991).** Humic substances in composted sewage sludge. *Wastes Manag. & Res.*, 9, 71-73.
- Gelbert, G.; Hasselbach, G.; Georgii, S. y Brunn, H. (1992).** Chlorohydrocarbons (dioxins and furans, PCB, pesticides) and polycyclic aromatic compounds in soil from fields and mead results of long-term field test with sewage sludge. *Agrobiol. Res.*, 45, 77-87.
- Genevini, P.L.; Zaccheo, P. y Golberg, F.L. (1980).** Impiego di fanghi biologici su colture in pieno campo: effetti su mais (*Zea mays*, L.), *Rivista di Agronomia*, 16, 317-324.
- Genevini, P.L.; Zaccheo, P. y Negri, C. (1980).** Impiego di fanghi biologici su colture in pieno campo: nota III. II anna sperimentazione. *Rivista di Agronomia*, 16, 317-324..
- Genevini, P.L.; Vismara, R. y Mezzanotte, V. (1986).** Utilizzo agricola dei fanghi di depurazione. *Ingegneria Ambientale. Inquinamento e Depurazione*, 5, 134 pp. Milano.
- Gerba, C.H.P. (1983).** Pathogens. En A.L. Page et al. (eds). *Utilization of municipal wastewater and sludge on land*. 147-197. University of California, Riverside, CA.
- Giordano, P.M.; Mortvedt, J.J. y Mays, D.A. (1975).** Effect of municipal wastes on crop yields and uptake of heavy metals. *J. Environ. Qual*, 4, 394-399.
- Godden, B. (1986).** Les tests enzymatiques et chimiques de maturité des compost. *Compost Inf.*, 22, 20-40.
- Golueke, C.G. (1975).** Composting. A review of rationales principles and public health. *Compost Sci*, 17, 11-14.
- Golueke, C.G.; Lafrenz, D.; Chaser, B. y Diaz, L.F. (1980).** Composting combined refuse and sewage sludge. *Compost Sci*, 21, 42-48.

**Gonzalez-Vila, F.J. y Martin, F. (1987).** Modifications of the humic acid fraction in a soil treated with composted municipal refuse. *Sci. Total Environ.*, 62, 459-466.

**Gotaas, H.B. (1956).** Composting Sanitary disposal and reclamation of organic wastes. World Health Organization. Monograph series nº 31. 205 pp. Ginebra.

**Gould, M.S. y Genetelli, E.J. (1978).** Heavy metal complexation behaviour in anaerobically digested sludges. *Water Res.*, 12, 505-512.

**Gray, K.R.; Sherman, K. y Biddlestone, A.J. (1971a).** A review of composting. Part I: Process Biochemistry. June. 32-36

**Gray, K.R.; Sherman, K. y Biddlestone, A.J. (1971b)** A review of composting. Part II: The practical process. *Process Biochemistry*. October. 22-28.

**Gray, K.R. y Biddlestone, A.J. (1974).** Decomposition of urban wastes. En *Biology of plant litter decomposition*. Vol 2, 743-775. Ed. C.H. Dickinson y G.J.F. Pugh. Academic Press London. New York.

**Guidi, G. (1981).** Relationships between organic matter of sewage sludge and physico-chemical properties of soil. En P.L'Hermitte y H.OTT (eds). *Characterization, treatment and use of sewage sludge*. 530-544. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland.

**Guidi, G.; Pagliai, M. y Giachetti, M. (1983).** Modifications of some physical and chemical soil properties following sludge and compost applications. En Catroux, P. L'Hermitte y E. Suess (eds). *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soil*. Dordrasht, Holanda. 122-130.

**Guidi, G. y poggio, G. (1987).** Some effects of compost on soil physical properties. En M. De Bertoldi et al. (eds). *Compost: Production, quality and use*. 577-583. Elsevier Applied Science, London.

**Guitan Ojea, F. y Carballas, T. (1976).** Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.

**Gunn, G.A. (1980).** Virginia compost project develops new approaches. *Compost Sci*, 21, 28-31.

**Gupta, S.C.; Dowdy, R.H. y Larson, W.E. (1977).** Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41, 601-605.

**Gupta, U.C. (1971)** Influence of various organic materials on the recovery of molybdenum and copper added to a sandy clay loam soil. *Plant and Soil*, 34, 249-253.

**Gussin, E.J. y Lynch, J.M. (1981)** Microbial fermentation of grass residues to organic acids as a factor in the establishment of new grass swards. *New phytol.*, 89, 449-457.

**Haby, V.A.; Russelle M.P. y Skogley, E.O. (1990).** Testing soils for potassium, calcium and magnesium. En R.L. Westerman (ed). *Soil testing and plant analysis*. Third edition. 181-227. SSSA, Madison, Wi.

**Haga, K. (1990).** Composting and compost of solid animal manure: A review. *Norsk Landbruksforskning*, 4, 245-258.

**Haimi, J. y Huhta, V. (1986).** Capacity of various organic residues to support adequate earthworm biomass for vermicomposting. *Biol. Fert. Soils*, 2, 23-27.

**Haimi, J. (1990).** Growth and reproduction of the compost-living earthworms *Eisenia andrei* and *Eisenia foetida*. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 27, 415-421.

**Hall, J.E. (1983).** Predicting the nitrogen values of sewage sludges. En *Proc. Thiol Int. Symp. Processing and use of sewage sludge*. 43. Brighton, UK.

**Hall, J.E.; Bland, R. y Neale, E. (1987).** Vermistabilization of sewage sludge in the U.K. En De Bertoldi, M. et al. (eds). *Compost: Production, Quality and Use*. 792-796. Elsevier Applied Science, London.

- Hamilton, W.E., Dindal, D.L., Parkinson, C.M. y Mitchell, M.J. (1988).** Interaction of earthworm species in sewage sludge-amended soil microcosms: *Lumbricus terrestris* and *Eisenia foetida*. *J. Appl. Ecol*, 25, 847-852.
- Hang, R.T. (1979).** Engineering principles of sludge composting. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 52, 2037-2056.
- Hang, R.T. (1980).** Compost engineering. Principles and practice. 281-285. Ann. Arbor Science Publishers Inc., USA.
- Harada, Y. y Inoko, A. (1980a).** The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 26 (1), 127-134.
- Harada, Y. y Inoko, A. (1980b).** Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse compost. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 26 (3), 353-362.
- Hard, P. y Hayes, W.A. (1983).** The composting of slurries by earthworms. En *International Conference on composting of solid waste and slurries*. 246-260. Dept. Civil Engineering, University of Leeds, England.
- Harms, H. y Sauerbeck, D.R. (1983).** Toxic organic compounds in town waste materials; their origin, concentration and turnover in waste compost, soils and plants. En R.D. Davis et al.(eds). *Environmental effects of organic and inorganic contaminants in sewage sludge*. Reidel Publishing Company, Dordrecht., 38-51.
- Harmsen, G.W. y Van Schreven, D.A. (1955).** Mineralization of organic nitrogen in soil. *Advances in Agronomy*, VII, 229-398.
- Hartenstein, R. (1986).** Earthworm biotechnology and global biogeochemistry. En *Advances in Ecological Research*. Academic Press, London. 15, 379-409.
- Hartenstein, R.; Neuhauser, E.F. y Kaplan, D.L.N. (1979).** Reproductive potential of the earthworm *Eisenia foetida*. *Oecologia*, 43, 329-340.

**Hartenstein, R.; Neuhauser, E.F. y Collier, J. (1980).** Accumulation of heavy metals in earthworm *Eisenia foetida*. *J. Environ. Qual.*, 9, 23-26.

**Hartenstein, R. y Hartenstein, F. (1981).** Physicochemical changes effected in activated sludge by earthworm *Eisenia foetida*. *J. Environ. Qual.*, 10, 3, 377-382.

**Harterlendy, K. (1974).** Paper chromatography of quick method to determine the degree of humification of refuse. *Compost I.R.C.W.D. News*, 7, 1-3.

**Hattori, H. (1988).** Microbial activities in soil amended with sewage sludges. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 34, 221-232.

**Haulin, J.L. y Soltampour, P.N. (1981).** Evaluation of the  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ -DTPA soil test for iron and zinc. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 70-75.

**Hayes, M.H.B. y Swift, R.S. (1983).** The Chemistry of soil organic colloids. En D.J. Greenland and M.H.B. Hayes (eds). *the chemistry of soil constituents*, 179-320. John Wiley & Sons, Chichester, England.

**Haynes, R.J. (1980).** Ion exchange properties of root and ionic interactions within the root apoplasm: their role in ion accumulation by plants. *Bot. Rev.*, 46, 75-99.

**He Xin-Tao, Traina, S.J. y Logan, T.J. (1992).** Chemical properties of municipal solid waste composts. *J. Environ. Qual.*, 21, 318-329.

**Henin, S.; Gras, R y Monnier, G. (1972).** El perfil cultural. el estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas. Mundi-Prensa, Madrid.

**Hernandez, M.T. (1994).** Experiencias agronómicas con residuos orgánicos urbanos y sus compost. En J.B. Alvarez Y A. Polo (eds). *Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos urbanos*. Cuadernos del ICE, nº 11, 101-126. Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.

**Higgins, J. (1984).** Land application of sewage sludge with regard to cropping systems and pollution potencial. *J. Environ. Qual.*, 13, 441-448.

**Hills, D.J. (1979).** Effects of carbon/nitrogen ratio on anaerobic digestion of dairy manure. *Agric. Wastes*, 1, 267-275.

**Hinesly, T.D.; Jones, R.L. y Ziegler, E.L. (1973).** Effects on corn by applications of heated anaerobically digested sludges. *Compost Sci.*, 13, 26-30.

**Hinesly, T.D.; Redborg, K.E.; Ziegler E.L. y Rose-Innes, I.H. (1982).** Effects of chemical and physical changes in strip-mined spoil amended with sewage sludge on the uptake of metal by plants. En W.F. Sopper et al. (eds). *Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge*. 339-352. Pennsylvania State University Press, University Park, P.A.

**Hirai, M.F., Chanyasak, V. y Kubota, M. (1983).** A standard measurement for compost maturity. *BioCycle*, 24, 54-56.

**Holt, M.S. y Bernstein, S.L. (1992).** Lineal alkylbenzenes in sewage sludges and sludge amended soils. *Water Res. (Oxford)*, 26, 613-624.

**Hooda, P.S. y Alloway, B.J. (1993).** Effects of time and temperature on the bioavailability of Cd and Pb from sludge-amended soils. *J. of Soil Science*, 44, 97-110.

**Howard, Sir A. y Wad, V. D. (1931).** *The wastes products of agriculture: Their utilization as humus*. Ed. Oxford University Press. London.

**Howard, Sir A. (1935).** The manufacture of humus by Indore process. *J. Roy Soc. Arts*. 84-85.

**Howard, Sir A. (1940).** *An agricultural testament*. 253 pp. Ed. Oxford University Press. London.

**Hucker, G. (1981)** Environmental effects of sludge: Conclusions of the first European Symposium. En *Treatment and use of sewage sludge. Final Report, III. Technical Annexes*. 467-472. Comission of the European Communities, Bruselas.



**Hue, N.V. (1988).** A possible mechanism for manganese phytotoxicity in Hawaii soils amended with a low-manganese sewage sludge. *J. Environ Qual.*, 17, 473-479.

**Hue, N.V.; Silva, J.A. y Arifin, R. (1988).** Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.*, 17, 384-390.

**Hue, N.V. y Ranjith, S.A. (1994).** Sewage sludge in Hawaii: Chemical composition and reactions with soils and plants. *Water, Air and Soil Pollution*, 72, 265-283.

**Inoko, A., Miyamatsu, K. y Sugahara, K. (1979).** On some organic constituents of city refuse composts produced in Japan. *Soil Sci. plant Nutr.*, 25, 225-234.

**Iturralde, L. (1994).** Soluciones de eliminación de lodos residuales. en J.B. Alvarez y A. Polo (eds). Cuadernos del ICE nº 11: Contribución a la Educación Ambiental: El tratamiento de los residuos urbanos. 231-274. Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.

**Iwai, I.; Hara, T. y Sonoda, Y. (1975).** Factors affecting cadmium uptake by the corn plant. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 21, 37-46.

**Iwata, Y. Gunther, F.A. y Westlake, W.E. (1974).** Uptake of a PCB (Aroclor 1254) from soil by carrots under field conditions. *Bull. Environ. Cont. Tox.*, 11, 523-528.

**Jackson, A.P. y Alloway, B.J. (1991)** the bioavailability of cadmium to lettuce and cabbage in soils previously treated with sewage sludges. *Plant and Soil*, 132, 179-186.

**Jackson, M.L. (1970).** Análisis químico de suelos. 662 p. Ed. Omega S.A., Barcelona.

**Jann, G.J.; Howard, D.H. y Salle, A.J. (1959).** Method for the determination of completion of composting. *Applied Microbiol.*, 7, 271-275.

**Jeris, J.S. y Regan, R.W. (1973).** Controlling environmental parameters for optimal composting. Part I. *Compost Sci.* 14(1), 10-15.

**Jing, J. y Logan, T.J. (1992).** Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. *J. Environ. Qual.*, 21, 73-81.

**Johnston, N.B.; Becket, P.H.T. y Waters, C.J. (1983).** Limits of zinc and copper toxicity from digested sludge applied to agricultural land. En R.D. Davies et al. (eds). *Environmental effects of organic and inorganic contaminants in sewage sludge.* 75-84. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

**Juste, C.; Solda, P. y Dureau, P. (1980).** Mise au point de tests agronomiques légères permettant de déterminer simultanément la phytotoxicité globale des composts d'ordures ménagères et leur degré de maturation. C.R. contrat. Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, INRA, Bordeaux. 85 pp.

**Juste, C. y Solda, P. (1985).** Effect on a long term sludge disposal on cadmium and nickel toxicity to a continuous maize crop. En L'Hermite (ed). *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes.* 336-347. D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Holanda.

**Kabata-Pendias, A y Pendias, H. (1984).** Trace elements in soils and plants. CRC Press, Inc, Boca Raton, Florida, 315 p.

**Kampe, W. y Leschber, R. (1989).** Occurrence of organic pollutants in soil and plants after intensive sewage sludge application. En D. Quaghebeur et al. (eds). *Organic contaminants in wastewater, sludge and sediments: Occurrence, fate and disposal.* 35-40. Elsevier Applied Science, Londres.

**Kaplan, D.L. (1978).** The biochemistry of sludge decomposition, sludge stabilization and humification. En R. Hartenstein (ed). *Utilization of soil organisms in sludge management,* 78-76. Natl. Tech. Inf. services, Springfield, Vi.

**Kaplan, D.L.; Hartenstein, R. y Neuhauser, E.F. (1980).** Coprophagic relations among the earthworms *Eisenia foetida*, *Eudrilus eugeniae* and *Amyntas* sp. *Pedobiol.*, 20, 74-84.

**Kardos, L.T.; Scarsbrook, C.E. y Volk, U.V. (1977).** Recycling elements in wastes through soil-plant system. En I.F. Elliot et al (eds). *Soils for management of organic wastes and waste waters*. 301-326. ASA, SSSA, CSSA, Madison.

**Keefer, R.F.; Singh, R.N. (1986).** Correlation of metal-organic fractions with soil properties in sewage-sludge-amended soils. *Soil Sci.*, , 20-26.

**Keefer, R.F.; Singh, R.N.; Horvath, D.J. y Khawaga, A.R. (1979).** Heavy metal availability to plants from sewage sludge application. *Compost Sci.*, 20, 31-34.

**Keeney, D.R.; Lee, K.W. y Walsh, L.M. (1975).** Guidelines for the application of wastewater sludge to agricultural land in Wisconsin. *Tech. Bull*, nº 88, Dep. Natural Resour., Madison.

**Kelling, K.A.; Peterson, A.E.; Walsh, L.M.; Ryan, J.A. y Keeney, D.R. (1977).** A field study of the agricultural use of sewage sludge. I. Effect on crop yield and uptake of N and P. *J. Environ. Qual.*, 6, 339-344.

**Khaleel, R.; Reddy K.R. y Overcash, M.R. (1981)** Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *J. Environ. Qual.*, 10, 133-141.

**Khan, A. (1979).** Effect of moist-incubation and microbial inhibition on changes in DTPA extractable Mn. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 10, 1185-1193.

**Khan, A. y Banwart, W.L. (1979).** Effect of a incubation and microbial inhibition at field moisture capacity on changes in DTPA-extractable Fe, Zn and Cu in soil varying pH. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 10, 613-632.

**Khan, A. y Soltampour, P.N. (1978).** Effect of wetting and drying on DTPA extractable Fe, Zn, Mn and Cu in soils. *COMMUN. SOIL SCI. PLANT ANAL.*, 9, 193-202.

**Kiehl, E. (1985).** *Fertilizantes orgánicos*. 492 pp. Ed. Agronómica. Ceres Ltd., Sao Paulo.

**Kim, S.J.; Chang, A.C.; Page, A.L. y Warneke, J.E. (1988).** Relative concentrations of cadmium and zinc in tissue of selected food plants grown on sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 17, 568-573.

**King, F.H. (1927).** *Farmers of forty centuries*. Ed. Jonatan Cape. London. (Citado por Poincelot, 1975)

**King, L.D. y Morris, H.D. (1972).** Land disposal of liquid sewage sludge: II. The effect on soil pH, manganese, zinc and growth and chemical composition of rye. *J. Environ. Qual.*, 1, 425-429.

**Kirkham, M.B. (1982).** Agricultural use of phosphorus in sewage sludge. *Adv. Agron.*, 35, 129-161.

**Klardisko, E.J. y Nelson, D.W. (1979).** Changes in soil properties from application of anaerobic sludge. *J. Water Poll. Control Fe.*, 51, 325-332.

**Koeppe, D.E. y Miller, R.J. (1970).** Lead effects on corn mitochondrial respiration. *Science*, 167, 1376-1378.

**Koskela, I. (1985).** Long-term field experiments on the fertilizer value and soils ameliorating properties of dewatered sludges. En J.H. Williams et al (eds). *Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications*, 98-107. Elsevier Applied Science, Londres.

**Krauss, P.; Blessing, R. y Korherr, U. (1987).** Heavy metals in compost from municipal refuse: Strategies to reduce their content to acceptable levels. En M. De Bertoldi et al.(eds). *Compost: Production, Quality and Use*. 254-265. Elsevier Applied Science Publisher, Londres.

- Kubota, J.; Welch, R.M.; Van Campen, D.R. (1992).** Partitioning of cadmium, copper, lead and zinc amongst above-ground parts of seed and grain crops grown in selected locations in the USA. *Environ. Geochem. Health*, 14, 91-100.
- Kurzweil, H.E. (1980).** Composting of sewage sludge. *Osterreichische. Abwasser-Rundschau*, 5, 122-125.
- Lag, J. y Steinnes, E. (1978).** Content of some trace elements in barley and wheat grown in Norway. *Meld. Nor. Landbrukshoegsk*, 57, 1-8.
- Lake, D.L.; Kurk, P.W.W. y Lester, J.N. (1984).** Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: A review. *J. Environ. Qual.*, 13, 175-183.
- Latte
- Lauzanne, R. (1986).** Les exigences de qualité pour le commercialisation des compost d'ordures menagères. *Compost Inf.*, 24, 1-12.
- Lee, K.C.; Cunningham, B.A.; Chung, K.H., Paulsen, G.M. y Liang, G.H. (1976).** Lead effects on several enzymes and nitrogenous compounds in soybean leaf. *J. Environ. Qual.*, 5, 375-379.
- Lee, K.E. (1985).** Earthworms. their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney. 411 pp.
- Lehtokari, M.; Nikkola, P. y Paatero, J. (1983).** Determination of ATP from compost using the firefly bioluminescence technique. *Eur. J. Appl. Microbiol. And Biotechnol.*, 17, 187-190.
- Lerch, R.N.; Barbarick, K.A.; Westfall, D.G.; Follet, R.H.; McBride, T.M. y Owen, W.F. (1990).** Sustainable rates of sewage sludge for dryland winter wheat production. I. Soil nitrogen and heavy metals. *J. Environ. Qual.*, 3, 60-65.
- Lescherber, R. (1989).** Organic substances in sewage sludge. *Proc. Sixth Int. Recycling Cong., Berlin, Recycling Int.*, 2, 785-792.

**Lester, J.N.; Sterritt, R.M. y Kirk, P.W.W. (1983).** Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment processes. II. Sludge treatment and disposal. *Sci. Total Environ.*, 30, 45-83.

**Levi-Minzi, R. y Petruzzelli, G. (1983).** High content of Cd in sewage sludge and its uptake by wheat seedling. *Agrochimica*, 27, 354-356.

**Levi-Minzi, R.; Riffaldi, R. y Saviozi, A. (1990).** Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agric. Ecosys. Environm.*, 31, 325-335.

**Linares, M.; Fayolle, L.; Tauzin, J. y Juste, C. (1985).** Accumulation des metaux lourds dans *Eisenia foetida andrei* (Oligochaeta, Lumbricidae) élevé sur ordures ménagères. *Agronomie*, 5, 779-784.

**Linares, M.; Juste, C.; Tauzin, J. y Gómez, A. (1985).** Effect of a long term sludge disposal on the soil organic matter characteristics. En P.L Hermite (ed). *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes*. 290-303. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Linden, D.R.; Clapp, C.E. y Dowdy, R.H. (1983).** Hidrological management: Nutrients. En A.L. Page et al (eds). *utilization of municipal wastewater and sludge on land*. 79-106. University of California, Riverside, C.A.

**Lindsay, W.L. y Norwell, W.A. (1978).** Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 42, 421-428.

**Loehr, R.C.; Jewell, W.J.; Novak, J.D.; Clarkson, W.W. y Friedman, G.S. (1979).** *Land Application of wastes*. Vol I, 308 pp. Van Nostrand Reinhold Company, New York.

**Loehr, R.C.; Martin, J.M. y Neuhauser, E.F. (1985a).** Liquid sludge stabilization using vermistabilization. *J. Water Poll. Control fed.* 57, 817-826.

**Loehr, R.C.; Neuhauser, E.F. y Malecki, M.R. (1985b).** Factors affecting the vermistabilization process. *Water Res.*, 19, 1311-1317.

- Logan, T.J. y Chaney, R. (1983a).** Metals . En A.L. Page (ed). Utilization of municipal wastewater and sludge on land. 235-328. University of California, Riverside, C.A.
- Logan, T.J. y Chaney, R. (1983b).** Utilization of municipal wastewater and sludge on land-metals . En A.L. Page (ed). Utilization of municipal wastewater and sludge on land. 235-326. University of California, Riverside, C.A.
- Losin, R. (1971)** Compost studies. Part III. Disposing of animal wastes measurement of the chemical oxigen demand of compost. *Compost Sci.*, 12, 31-32.
- Maas, E.V. (1984).** Salt tolerance of plants. En B.R. Christie (ed). The handbook of Plant Science in Agriculture. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Mach, R. (1978).** Anlagen und systeme zur kompostierung von Abwasserschlämmen in der Bundesrepublik Deutschland stand-Tendenzen. *Müll und Abfall*, 10, 1-9.
- MacNicol, R.D. y Beckett, P.H.T. (1989).** The distribution of heavy metals between the principal components of digested sewage sludge. *Wat. Res*, 23, 199-206.
- Maebashi, R. (1980).** Composting of sewage sludge by mechanical facility. Japan Sewage Works Bureau, 1-11.
- Malecky, M.R.; Neuhauser, E.F. y Loehr, R.C. (1982).** The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia foetida*. *Pedobiol.*, 24, 129-137.
- Mallouhi, N. (1982).** Contribution à l'étude de l'influence de la salinité sur l'évolution de la matière organique. Thèse de Doct. d'Etat. Université de Nancy, 130 pp.
- M.A.P.A. (1986).** Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Plantas, productos orgánicos fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes inorgánicos. 532 p. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

- Martens, D.C. y Lindsay, W.L. (1990).** testing soils for copper, iron, manganese and zinc. En R.L. Westerman (ed). Soil testing and plant analysis. Third edition, 229-264. SSSA, Madison, Wi.
- Mathur, S.P.; Owen, G.; Dinel, H. y Schnitzer, M. (1993).** Determination of compost biomaturity. I. Literature review. Biol. Agric. & Hort., 10, 65-85.
- Mays, D.A.; Terman, G.L. y Duggan, J.C. (1973).** Municipal compost. Effects on crop yields and soil properties. J. Environ. Qual., 2, 89-92.
- McBride, M.B. (1995).** Toxic accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective?. J. Environ Qual., 24, 5-18.
- McCaslin, B.D. y O'Connors, C.A. (1982).** Potential fertilizer value of gamma-irradiated sewage sludge on calcareous soils. New Mexico Agr. Exp. Sta. Bull., 692, 1-30.
- McGrath, S.P. y Cunliffe, C.H. (1985).** A simplified method for the extraccion of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludge. J. Sci. Food agric., 36, 794-798.
- McIntere, A.E. y Lester, J.N. (1984).** Occurrence and distridution of persistent organochlorine compounds in UK sewage sludges. Water Air Soil Poll., 23, 397-415.
- Mellbye, M.E.; Hemphiel, D.D., JR. y Volk, V.V. (1982).** Sweet corn growth on incinerated sewage sludge-amended soil. J. Environ. Qual., 11, 160-163.
- Menzies, J.D. (1977).** Pathogen consideration for land application of human and domestic animal wastes in soils for management of organic wastes and wastewater. L.F. Elliot et al. (eds). Soils for management of organic wastes and waste waters. 575-586. ASA, CSSA, SSSA, Madison.
- Mergel, K. y Kirby, E.A. (1978).** Principles of Plant nutrition. International Potash Institute, 539p. Berna, Suiza.



**Metcalf y Eddy (1985).** Ingeniería Sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. 969 pp. Editorial Labor, Barcelona.

**Miller, F.C.; MacGregor, S.T.; Psarianos, K.M. y Finstein, M.S. (1982).** Static-pile sludge composting with recycled compost as the bulking agent. En I.J. Kugdman (ed). Industrial Waste: Proc. 17th Mid-Atlantic Conference, 509-526. Lancaster, Penn.

**Miller, F.C. y Finstein, M.S. (1982).** Materials balance in the composting of wastewater sludge as affected by process control strategy. J. Water Poll. Control Fed., 57, 122-127.

**Miller, R.H. (1973).** Soil microbiological aspects of recycling sewage sludge and waste effluents on land. En Proc. of the Joint Conference on recycling municipal sludge and effluents on land. Natl. Tech. Inf. Serv. U.S. PB-227106. U.S. Dep. of Commerce, Champaign, IL.

**Ministere de l'Environnement (1982).** Le valorisation agricole des boues de stations d'épuration. Cahiers techniques de la Direction de la Prèvention des Pollutions. 64 pp. Angers, France.

**Mitchell, G.A.; Bingham, F.T. y Page, A.L. (1978).** Yield and composition of the lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with Cd, Cu, Ni, Zn. J. Environ. Qual., 7, 165-171.

**Mitchell, M.J.; Parkinson, C.M.; Hamilton, W.E. y Dindal, D.L. (1982).** Role of the earthworm, *Eisenia foetida*, in affecting organic matter decomposition in microcosms of sludge-amended soil. J. Appl. Ecol., 19, 805-812.

**MOPTMA (1984).** Medio ambiente en España. 295 p. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente. Madrid.

**Mora, D. y Cairncross, S. (1990).** Directrices para el uso sin riesgo de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Medidas de protección de la salud pública. 214 pp. Organización Mundial de la Salud, Ginebra.

- Morcillo, F. (1994).** Tecnologías de depuración de pequeños y medianos núcleos urbanos. En J.B. Alvarez y A. Polo (eds). Cuadernos del ICE nº 11: Contribución a la Educación Ambiental: El Tratamiento de los residuos urbanos. 153-160. Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.
- Morel, J.L. (1977).** Contribution a l'étude de l'évolution des boues résiduaires dans le sol. Thèse d'Etat. 135 pp. Fac. Sciences. Paris.
- Morel, J.L. (1978).** Boues résiduaires et fertilization phosphatée. *Phosphore et Agriculture*, 73, 15-22.
- Morel, J.L. (1982).** L'évaluation de la maturité des composts urbains par une méthode colorimétrique. *Compost Inf.*, 10, 4-9.
- Morel, J.L. y Guckert, A. (1983).** Influence of limed sludge on soil organic matter and soil physical properties. En G. Catroux et al (eds). *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils*, 25-42. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.
- Murillo, J.M.; Hernández, J.M.; Barroso, M. y Gómez, E. (1989).** Successive applications of composted municipal refuse. II. Effect on selected soil characteristics. *Agr. Med.*, 119, 236-245.
- Mustin, M. (1987).** Le compost, gestion de la matière organique. 954 p. Ed. François Dubusc, Paris.
- Narwal, R.P.; Singh, B.R. y Panhwar, A.P. (1983).** Plant availability of heavy metals in a sludge-treated soil: I. Effect of sewage sludge and soil pH on the yield and chemical composition of rape. *J. Environ. Qual.*, 12, 358-365.
- Navarro, A. (1986).** Efecto de la adición de compost de basura urbana y residuos de cosechas sobre la transformación de azufre y micronutrientes en suelo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada.
- Neuhaser, E.F.; Kaplan, D.L.; Malecki, M.R. Y Hartenstein, R. (1980).** Materials supporting weight gain by the earthworm *Eisenia foetida* in waste conversion systems. *Agric. Wastes*, 2, 43-60.

**Nicolardot, B. (1979).** Valorisation agricole des compost d'ordures ménagères. Caractérisation de leur maturité et de leur évolution dans le sol. Ministère de l'Agriculture, I.N.R.A., Dijon, 59 pp.

**Németh, T.; Molnár, E.; Csillag, J.; Bujtás, K.; Lukács, A.; Pártay, G.; fehér, J. y van Genuchten, M. (1993).** Mobility of some heavy metals in soil-plant systems studied on soil monoliths. *Wat. Sci. Tech.*, 28, 389-398.

**Nogales, R. (1983).** estudio Agrobiológico sobre el empleo como fertilizante de un compost de basura urbana. Tesis Doctoral de la Universidad de Granada. 570 p.

**Nogales, R.; Gallardo-Lara, F. y Delgado, M. (1982).** Aspectos físico-químicos y microbiológicos del compostaje de basuras urbanas. *Anal. Edaf. Agrobiol.*, 41, 1159-1174.

**Nogales, R. y Gallardo-Lara, F. (1986).** Criterios para la determinación del grado de madurez de los compost de basuras urbanas. En II Congreso Nacional sobre recuperación de los recursos de los residuos, Vol 2, 941-951, Soria.

**Nogales, R.; Navarro, A.; Baca, M.T. y Gallardo-Lara, F. (1989).** DTPA-extractable micronutrients in soils of contrasting pH affected organic wastes and elemental sulphur. *Trends in Trace Elements*, 1, 93-106.

**Nogales, R.; Elvira, C.; Benítez, E. y Gallardo-Lara, F. (1995a).** Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas. (I): Procesos, madurez y calidad de los productos. *Residuos*, 13 pp. En Prensa.

**Nogales, R.; Elvira, C.; Benítez, E. y Gallardo-Lara, F. (1995b).** Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas. (II): Efecto sobre las propiedades del suelo. *Residuos*, 14 pp. En Prensa.

**Nogales, R.; Elvira, C.; Benítez, E. y Gallardo-Lara, F. (1995c).** Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas. (IV): Riesgos sobre el suelo el suelo y la planta. *Residuos*, 14 pp. En Prensa.

**Obeng, L.A. y Wright, F.W. (1987).** The co-composting of domestic solid and human wastes. World Bank Technical Paper n° 57, UNDP Project Management report n° 7, 101 pp. World Bank, Washington.

**Oger, L. (1981).** Le compostage aerobie de boues de stations d'épuration. Le procede B.A.V. Eau et Industrie, 60, 35-40.

**Okamoto, T.; Hirobe, M.; Wachi, K. y Matsuzaki, T. (1990).** Changes in form, mobility and availability of some heavy metals in a soil with long-term applications of sewage sludge. Transac. 14th. Int. Congr. Soil Sci., Kyoto, Vol IV, 216-221.

**Olsen, S.R.; Cole, C.V.; Watanabe., F.S. y Dean, L.a. (1954).** Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dept. of Agriculture. Circ. 939.

**Olver, W.M. (1980).** Cold weather sludge composting works in Maine. Compost Sci., 21, 20-22.

**OMAF/OMOE (1981)** Guidelines for sewage sludge utilization on agricultural lands. Ontario Ministry of Agriculture and Food Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

**O.M.S. (1972).** Evaluación de diversos aditivos alimentarios y de los contaminantes mercurio, plomo y cadmio. 16°informe del Comité mixto FAO/OMS de expertos en aditivos alimentarios. Serie de informes técnicos n°505, 38p.

**O'Riordan, E.G.; Dodd, V.A.; Tunney, H. y Fleming, G.A. (1986).** The chemical composition of irish sewage sludge. Ir. J. agric. Res., 25, 239-249.

**Otero, D. (1993).** Tecnologías para el tratamiento de los residuos urbanos. Evaluación de técnicas y estudio del compost. 183 pp. Tesis Doctoral de la Universidad de Santiago de Compostela.

**Overcash, M.R. (1983).** Specific organic compounds. En A.L. Page et al. (eds). Utilization of municipal wastewater and sludge on land. 199-234. University of California, Riverside.

**Pagliai, M.; Guidi, G.; LaMarca, M.; Giachetti, M. y Lucamante, G. (1981)** Effects of sewage sludges and compost on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual.*, 10, 556-561.

**Palazzo, A.J. (1983).** Long-term plant persistence and restoration of acidic dredge soils with sewage sludge and lime. CRREL Report 83-28. U.S. Army Corps of Emgineeris, Hannover, NH.

**Parsa, A.A. y Wallace, A. (1979).** Organic solid wastes from urban environment as iron sources for sorghum. *Plant and Soil*, 53, 455-461.

**Patel, P.M.; Wallace, A.; Romney, E.M. y Alexander, G.V. (1980).** Effects of added Zn, Ni and Cd on desert shrubs grown in desert soil. *J. Plant Nutr.*, 2, 55-64.

**Peixoto, R.T. (1988).** Compostagem. Opção para o manejo orgânico do solo. Fundação Instituto Agrônômico do Parana. Circular nº 56, 48 pp. Londrina, Brasil.

**Pera, A.; Vanilli, G.; Sireno, I.; Bianchin, M.L. y De Bertoldi, M. (1983).** Effect of organic matter on rhizosphere microorganisms and root development of sorghum plants in two different soils. *Plant Soil*, 74, 3-8.

**Perez, V. y Iglesias, E. (1986).** Compost a partir de RSU de la Isla de Tenerife. Características físico-químicas. En *Recuperación de Recursos de los Residuos: Tecnologías*. 973-995. Soria.

**Perucci, P. (1990).** Effect of the addition of municipal solid waste compost on microbial biomass and enzyme activities in soil. *Biol. Fertil. Soils*, 10, 221-226.

**Perucci, P. (1992).** Enzyme activity and microbial biomass in a field soil ammended with municipal refuse. *Biol. Fert. Soils*, 14, 54-60.

**Petrussi, F.; De Nobili, M.; Viotto, M. y Sequi, P. (1988).** Characterization of organic matter from animal manures after digestion by earthworms. *Plant Soil.*, 105, 41-46.

**Petruzzelli, G. (1989).** Recycling wastes in agriculture: Heavy metal bioavailability. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 27, 493-503.

**Petruzzelli, G.; Paris, P.; Guidi, G.; Lubrano, L. y Poggio, G. (1987).** Heavy metals solubility in compost treated soil. Results from field experiments. *Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, New Orleans*, 414-416.

**Piccolo, A. Zaccheo, P. y Genevini, P.G. (1992).** Chemical characterization of humic substances extracted from organic-waste-amended soils. *Bioresour. Technol.*, 40, 275-282.

**Piotrowski, E.G.; Valentine, K.M. y Pfeffer, P.E. (1984).** Solid-state  $^{13}\text{C}$ , cross-polarization, "magic angle" spinning, NMR spectroscopy studies of sewage sludge. *Soil Sci.*, 137, 194-203.

**Poincelot, R.P. (1974).** A scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Sci.* 15(3). 8 pp.

**Poincelot, R.P. (1975).** The biochemistry and methodology of composting. *Conn. Agric. Expt. Sta. Bull.* n° 754. 18 pp.

**Pomares-García, F. y Pratt, P.F. (1978).** Recovery of  $^{15}\text{N}$ -labeled fertilizer from manured and sludge-amended soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42, 717-720

**Pomares-García, F. y Pratt, P.F. (1979).** Efectos del estiércol y lodo de alcantarillado en algunas propiedades químicas del suelo. *Anales del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ser. General* 1/N 6, 97-111.

**Purves, D. y McKenzie, E.J. (1974).** Phytotoxicity due to boron in municipal compost. *Plant and Soil*, 40, 231-235.

- Rains, D.W. (1975).** Wild oats as an indicator of atmospheric inputs of lead to rangeland ecosystem. *J. Environ Qual.*, 4, 532-536.
- Rammey, T.A. y Bartlett, R.J. (1972).** Rapid field determination of nitrate in natural waters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 3, 183-186.
- Rappaport, B.D.; Martens, D.C.; Reneau, R.B. y Simpson, T.W. (1988).** Metal availability in sludge-amended soils with elevated metal levels. *J. Environ. Qual.*, 17, 42-46.
- Reddy, M.R. y Dunn, S.J. (1983).** Heavy metals and micronutrient uptake in soybeans as influenced by sewage sludge amendment. *The Science of the Total Environment*, 30, 85-98.
- Reinecke, A.J.; Vilgoen, S.A. y Saayman, R.J. (1992).** The suitability of *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus* and *Eisenia foetida* (Oligochaeta) for vermicomposting in Southern Africa in terms of their temperature requirements. *Soil Biol. Biochem.*, 24, 1295-1307.
- Reuter, D.J. y Robison, J.B. (1986).** Plant analysis. An interpretation manual. 218p. Inkata Press, Melbourne, Australia.
- Rivero, R. (1993).** La lombricultura y sus fundamentos. 302 pp. Ed. Publicaciones Técnicas. Madrid.
- Riffaldi, R. y Levi-Minzi, R. (1983).** Osservazioni preliminari sul ruolo dell'*Eisenia foetida* nell'umificazione del letame. *Agrochimica*, 23, 371-374.
- Riffaldi, R.; Levi-Minzi, R. y Saviozzi, A. (1983).** Humic fractions of organic wastes. *Agric. Ecosystem Environ.*, 10, 353-359.
- Robertson, W.K.; Lutrick, M.C. y Yuan, T.L. (1982).** Heavy applications of liquid-digested sludge on three Ultisols. I. Effects on soil chemistry. *J. Environ. Qual.*, 11, 278-282.

**Roig, A.; Lax, A.; Cegarra, J.; Costa, F. y Hernandez, M.T. (1988).** Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.*, 146, 311-316.

**Roth, J.A.; Wallihan, E.F. y Sharpless, R.G. (1971).** Uptake by oats and soybeans of copper and nickel added to a peat soil. *Soil Sci.*, 112, 338-342.

**Ruiz Bevia, F.; Prats, D. y Rico, C. (1989).** Elimination of L.A.S. (Linear Alkylbenzene Sulfonate) during sewage treatment, drying and compostage of sludges and soil amending processes. En D. Quaghebeur et al. (eds). *Organic contaminants in wastewater, sludge and sediments: Occurrence, fate and disposal.* 124-137. Elsevier Applied Science, Londres.

**Rutili, A.; Civilini, M.; Citterio, B.; Frassinetti, S. y De Bertoldi, M. (1987).** Microbial variations in compost ammended soils. En M. De Bertoldi et al (eds). *Compost: Production, quality and use.* 615-632. Elsevier Applied Science, Londres.

**Ryan, J.A.; Keeney, D.R. y Walsh, L.M. (1973).** N transformation and availability of anaerobically digested sewage sludge in soil. *J. Environ. Qual.*, 2, 489-492.

**Ryan, J.A.; Bell, R.M.; Davidson, J.M. y O'connor, G.A. (1988).** Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, 17, 2299-2323.

**Sabey, B.R. y Hart, W.E. (1975).** Land application of sewage sludge: I. Effect on growth and chemical composition of plants. *J. Environ. Qual.*, 4, 252-256.

**Sabey, B.R.; Pendleton, R.L. y Webb, B.L. (1990).** Effect of municipal sewage sludge application on growth of two reclamation shrub species in copper mine spoils. *J. Environ. Qual.*, 19, 580-586.

**Sabine, J.R. (1988).** Earthworms as animal feed: an overview. En C.A. Edwards y E.F. Neuhauser (eds). *Earthworms in waste and enviromental management.* SPB Academic Publishing BV, The Hague. 165-167.



**Saéiragic, B.; Dimic, N. y Velagic-Habul, E. (1990).** Characteristics of vermicompost obtained during growth of earthworms on sewage sludge. *Radovi Poljoprivrednog Fakulteta Univerziteta u Sarajevu*, 38, 4.

**Saiz-Jimenez, C. y leeuw, J.W. (1986).** Chemical characterization of soil organic matter fractions by analytical pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry. *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 9, 99-119.

**Salem, N.; Verdonck, O.; Verloo, M. y De Boodt, M. (1987).** Organic wastes as soil amendments for the reclamation of Egyptian sandy soils II. The effect of different rates of organic wastes. En M. De Bertoldi et al (eds). *Compost: Production, quality and use*. 464-472. Elsevier Applied Science, Londres.

**Sauerbeck, D.R. y Lescher, R. (1990).** German proposals for the acceptable contents of inorganic and organic pollutants in sewage sludge and sludge-amended soils. En J.E. Hall et al. (eds). *Effect of inorganic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals*, 3-13. Commission of the European Communities, Bruselas.

**Saull, M.B.; Mills, J. y Davis, B. (1985).** The effect of putrescible domestic waste separates on selected soil characteristics. *Int. Biodeter.*, 21, 215-223.

**Senesi, N. (1989).** Composted materials as organic fertilizers. *Sci. Total Environ.*, 81/82, 521-542.

**Senesi, N.; Sposito, G.; Kenneth, M.H. y Bradford, G. (1989).** Chemical properties of metal-humic acid fractions of a sewage sludge-amended aridisol. *J. Environ. Qual.*, 18, 186-194.

**Sequi, P.; Ciavatta, C. y Vitori Antisari, L. (1991)** Organic fertilizers and humification in soil. En R.A. Baker (ed). *Organic substances and sediments in waters*, Vol 1, 351-367. Lewis Publishers, Chelsea, Mi.

**Sequi, P.; De Nobili, M.; Leita, L. y Cercignani, G. (1986).** A new index of humification. *Agrochimica*, 30, 175-178.

**Serna, M.D. y Pomares, F. (1992).** Indexes of assesing N availability in sewage sludges. *Plant Soil.*, 139, 15-21.

**Sheaffer, C.C.; Decker, A.M.; Chaney, R.L. y Douglass, L.W. (1979).** Soil temperature and sewage sludge effects on metals in crop tissue and soils. *J. Environ. Qual.*, 8, 455-459.

**Shell, G.L. y Boyd, J.L. (1969).** Composting dewatered sludge. Report SW-12C, U.S. Dept. Health, Educ. and Welfare/Public Health Service, Washington.

**Sherer, H.W. y Steffens, D. (1990).** A contribution to the availability of the nitrogen in sewage sludges stabilized by different processes

**Shkolnik, M.Y.A. (1984).** Trace elements in plants. 463 pp. Elservier, Amsterdam.

**Shuval, H.L.; Adin, A.; Fattal, B.; Rawitz, E. y yekutiel, P. (1986).** Wastewater irrigation in developing countries. health effects and technical solutions. World Bank Technical Paper n° 51, 325 pp. The World Bank, Washington, USA.

**Silviera, D.J. y Sommers. L.E. (1977).** Extractability of copper, zinc, cadmium and lead in soil incubated with sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 6, 47-52.

**Singh, B.R. y Narwal, R.P. (1984).** Plant availability of heavy metals in a sludge-treated soil: II. Metal extractability compared with plant metal uptake. *J. Environ. Qual.*, 13, 344-349.

**Singh, B.; Dang, Y.P. y Mehta, S.C. (1990).** Influence of nitrogen on the behaviour of nickel in wheat. *Plant and Soil*, 127, 213-218.

**Singh, R.N. y Keefer, R.F. (1989).** Uptake of Nickel and Cadmium by vegetables grown on soil amended with different sewage sludges. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 25, 27-38.

**Sillampäa, M. (1982).** Micronutrients and the nutrient status of soils: a global study. *FAO Soils Bull*, 48, 444p., FAO, Roma.

**Smith, J.H. y Peterson, J.R. (1982).** Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing and municipal wastes. En F.J. Stevenson (ed). Nitrogen in agricultural soils. 791-831. ASA, CSSA, SSSA, Madison.

**Smith, S.R.; Reynolds, S.E. y Hallett, J.E. (1992).** Nitrate leaching arising from the injection of sewage sludge into arable and grassland soils. *Aspects. App. Biol.*, 30, 163-166.

**Soil Survey Staff (1951).** Soil Survey manual, U.S. Department of Agriculture Harndbook, nº18, 503p.

**Soltampour, P.N. y Schwab, A.P. (1977).** A new soil test for simultaneous extraction of macro and micronutrients in alkaline soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 8, 195-207.

**Sommers, L.E.; Nelson, D.W. y Yost, K. (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, 2, 225-231.

**Spaggiari, G.C.; Spigoni, G.L.; Jodice, R. y Consiglio, M. (1987).** Transformation of urban sludges mixed with grape stalks into organic fertilizers. En M. De Bertoldi et al. (eds). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, Londres.

**Spiegel, S.J.; Farmer, J.K. y Garver, S.R. (1985).** Heavy metal concentrations in municipal wastewater treatment plant sludge. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 35, 38-43.

**Spohn, E. (1978).** Of compost maturity. *Compost Sci.*, 5, 13-17.

**Sposito, G.; Schumberg, G.D.; Perkins, T.G. y Holtzclaw, K.M. (1978).** Investigation of fulvic acid extracted from sewage sludge using carbon-13 and proton NMR spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.*, 12, 931-934.

**Sposito, G.; Lund, L.J. y Chang, A.C. (1982).** Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 260-264.

**Spotswood, A. y Raymer, M. (1973).** Some aspects of sludge disposal on agricultural land. *Water Pollut. Control*, 71-77.

**Stadelmann, X. y Furrer, O.J. (1983).** Influence of sewage sludge application on organic matter content, microorganisms and microbial activities of a sandy loam soil. En G. Catroux et al (eds). *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils*, 141-166. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Standish, J.F. (1981)** Metal concentrations in processed sawage and by-products. Agriculture Canada, Trade Memorandum T-4-93, Ottawa, Canada.

**Stark, B.A. y Hall, J.E. (1992).** Implications of sludge applications to pasture on the intake of contaminants by grazing animals. En J.E. Hall et al. (eds). *Effect of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals*. 134-157. Commission of the European Communities, Bruselas.

**Stentiford, E.I.; Mara, D.D.; Taylor, P.L. y Leton, T.G. (1983).** Forced aeration co-composting of domestic refuse and sewage sludge. *Proc. Int. Conf. Composting of solid wastes and slurries*, 58-72. University of Leeds, England.

**Stentiford, E.I.; Taylor, P.L.; Leton, T.G. y Mara, D.D. (1985).** Forced aeration composting of domestic refuse and sewage sludge. *J. Inst. Water Poll. Control*, 84, 23-32.

**Stentiford, E.I. y De Bertoldi, M. (1988).** Composting process. Technical aspects. En W. Bidlingmaier y P.L Hermite (eds). *Compost process in waste management*. 65-69. Comision de la Comunidad Europea. Bruselas.

**Stevenson, F.J. (1982).** Humus chemistry: Genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, New York. 380 pp.

- Stevenson, F.J. (1985).** Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, micronutrients. John Wiley & Sons, New York. 380 pp.
- Stickelberger, D. (1976).** Estudios sobre la fabricación de compuestos con desperdicios urbanos. En *Materiales Orgánicos. Fertilizantes*. Ed. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 53-75. Roma.
- Stover, R.C.; Sommers, L.E. y Silviera, D.J. (1976).** Evaluation of metals in wastewater sludge. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48, 2165-2175.
- Strauch, D. y De Bertoldi, M. (1985).** Microbiological specifications of disinfected sewage sludge. En P. L'Hermite (ed). *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes*. 178-197. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.
- Strauss, M. (1985).** Survival of excreted pathogens in excreta and faecal sludges. *IRCWD news*, 23, 4-9.
- Street, J.J.; Sabey, B.R. y Lindsay, W.L. (1978).** Influence of pH, phosphorus, cadmium, sewage sludge and incubation time on the solubility and plant uptake of cadmium. *J. Environ. Qual.*, 7, 286-290.
- Sugahara, K.; Harada, Y. e Inoko, A. (1979).** Color changes of city refuse during composting process. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 25, 197-208.
- Suntheim, L y Matzel, W. (1990).** Studies into plant availability of phosphorus from sewage sludges. *Archiv Acker Pflanz. Bodenk.*, 34, 609-615.
- Tabasaran, O. (1980).** Aerobic stabilization of sludge by composting on straw. *Ingegneria Ambientale*, 9, 111-116.
- Tadesse, W.; Shuford, J.W.; Taylor, R.W.; Adriano, D.C. y Sajwan, K.S. (1991)** Comparative availability to wheat of metals from sewage sludge and inorganic salts. *Water, Air and Soil Poll.*, 55, 397-408.

**Takkar, P.N. y Mann, M.S. (1978).** Toxic levels of soil and plant zinc for maize and wheat. *Plant Soil*, 49, 667-669.

**Tarradellas, J.; Muntau, H. y Beck, H. (1985).** Abundance and analyses of PCBs in sewage sludges. En P.L Hermite. *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes*. 124-156. D. Reidel publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Terman, G.L. y Mays, D.A. (1973).** Utilization of municipal solid waste compost: Research results at Musde Shoals, Alabama. *Compost Sci.*, 14, 18-21.

**Tisdall, J.M. y Oades, J.M. (1982).** Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, 33, 141-163.

**Tjell, J.C. (1985).** Trace metal regulations for sludge utilization in agriculture: a critical review. En P. L Hermite. *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes*.

**Tomati, U.; Grappelli, A. y Galli, E. (1983).** Sludge effect on soil and rhyzosphere biological activities. En G. Catroux et al (eds). *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils*, 229-242. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Tomati, U.; Grappelli, A. y Galli, E. (1987).** The presence of growth regulators in earthworm-worked wastes. En A.M. Bonvicini (ed). *On Earthworm. Cool. U.Z.I. Sel. Symp. Mon.*, 2, Mucchi Ed., Modena, 423-435.

**Trigo, D. y Diaz-Cosin, D.J. (1992).** Estudio comparado de la fracción mineral del suelo de cultivo y de las heces de *Allobophora molleri* (Lumbricidae). *Suelo y Planta*, 2, 423-431.

**Turner, M.A. (1973).** Effect of cadmium treatment on cadmium amd zinc uptake by selected vegetable species. *J. Environ Qual.*, 2, 118-119.

**United States Environmental Protection Agency (1989).** Risk assessment for superfund. Vol 1: Human health evaluation manual. EPA/540/1-89/002. Washington, DC.

**United States Environmental Protection Agency (1993).** Standards for the use and disposal of sewage sludge. 40CFR. Part 503,9387-404.

**Uren, N.C. (1992).** Forms, reactions and availability of nickel in soils. *Adv. Agron*, 48, 141-205.

**Valdares, J.M.A.S.; Gal, M.; Mingelgrin, V. y Page, A.L. (1983).** Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on field and their uptake by plants. *J. Environ. Qual.*, 12, 49-57.

**Van den Berg, J.J. (198 ).** Composting of sewage sludge containing polyelectrolytes. En P.L. Hermite (ed). *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes*. 518-522, Reidel Publisher Company, Dordrecht.

**Velez-Ramos, A. y Standifer, L. (1977).** Effects of plant residue additives and soil moisture on growth and Mn content of soybean seedlings. *J. of Agriculture of the University of Puerto Rico*. LXI (2), 221-229.

**Vigerust, E. (1983).** Physical properties in sewage sludge and sludge treated soils. En G. Catroux et al (eds). *The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils*, 107-121. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Vismara, R. (1981).** Igienizzazione dei fanghi di depurazione. *Ingegneria Ambientale*, 8, 602-605.

**Voos, G. y Sabey, B.R. (1987).** Nitrogen mineralization in sewage-sludge-amended coal mine spoil and topsoils. *J. Environ. Qual.*, 16, 231-237.

**Walker, W.M.; Miller, J.E. y Harset, J.J. (1977).** Effect of lead and cadmium upon the boron, copper, manganese and zinc concentration of young corn plants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 8, 57.

**Wallace, G.A. y Wallace, A. (1994).** Lead and other potentially toxic heavy metals in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25, 137-142.

**Wallingford, G.W.; Murphy, L.S.; Powers, W.L. y Manges, H.L. (1975).** Effect of beef-feedlot manure and lagoon water on iron, zinc, manganese and copper content in corn and in DTPA soil extracts. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 39 (3), 482,487.

**Walter, A.J. (1994).** Contaminación por metales pesados de lodos de depuradora. En J.B. Alvarez y A. Polo (eds). Cuadernos del ICE nº 11. Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos urbanos. 195-206. Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.

**Water Research Centre (1984).** Application of sewage sludge to agricultural land: a directory of equipment. 62 pp. Medmenham.

**Webber, M.D.; Kloke, A. y Tjeil, C.H.R. (1984).** A review of current sludge use guidelines for the control of heavy metal contamination in soils. En P.L. Hermite y H. Ott (eds). Processing and use of sewage sludge. 371-385. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Webber, M.D. y Goodin, J.D. (1992).** Studies on the fate of organic contaminants in sludge treated soils . En J.E. Hall et al. (eds). Effect of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals. 54-69. Commission of the European Communities, Bruselas.

**Welch, J.E. y Lund, L.J. (1987).** Soil properties, irrigation water quality and soil moisture level influences on the movement of nickel in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 16, 403-410.

**Welch, R.M (1986).** Effects of nutrient deficiencies on seed production and quality. *Adv. Plant Nutr.*, 2, 205-247.

**Welch, R.M. y Cary, E.E. (1975).** Concentration of chromium, nickel and vanadium in plant materials. *J. Agric. Food. Chem.*, 23, 479-485.



**Wen, G.; Bates, T.E. y Voroney, R.P. (1995).** Evaluation of nitrogen availability in irradiated sewage sludge, sludge compost and manure compost. *J. Environ. Qual.*, 24, 527-534.

**Wesner, G.M. (1978).** Sewage sludge composting. En *Sludge Treatment and Disposal. Sludge Disposal. Vol. 12, U.S. EPA 625/4-70-012.* Washington.

**Whitby, L.M.; Gaynor, J. y MacLean, A.J. (1978).** Metals in soils of some agricultural watersheds in Ontario. *Can. J. Soil Sci.*; 58, 325-334.

**Wild, S.R.; Waterhouse, K.S.; McGrath, S.P. y Jones, K.C. (1990).** Organic contamination in an agricultural soil with a known history of sewage sludge amendments: polynuclear aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1706-1711.

**Wild, S.R. y Jones, K.C. (1992).** Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge amended soil. *J. Environ. Qual.*, 21, 217-225.

**Williams, D.E.; Vlamis, J.; Pukite, A.H. y Corey, J.E. (1984).** Metal movement in sludge-treated soils after six years of sludge addition: 1. Cadmium, Copper, Lead and Zinc. *Soil Sci.*, 5, 351-359.

**Williams, J.H. y Coker, E.G. (1980).** Phosphorus in sewage sludge and its behaviour in soil. En T.W.G. Huckers y G. Cartroux (eds). *Phosphorus in sewage sludge and animal wastes slurries.* 261-268. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Williams, J.H. y Hall, J.E. (1985).** Efficiency of utilization of nitrogen in sludges and slurries. En P.L. Hermite et al (eds). *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes.* 258-289. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.

**Witte, H. (1989).** Investigations of the entry of selected organic pollutants into soils and plants by use of sewage sludge in agriculture. En D. Quaghebeur et al. (eds). *Organic contaminants in wastewater, sludge and sediments: Occurrence, fate and disposal.* 183-204. Elsevier Applied Science, Londres.

**Wolf, B. (1982).** A comprehensive system of leaf analysis and its use for diagnosing crop nutrient status. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 13, 1035-1059.

**Wolf, H.W. (1974).** Composting sludge in Germany. *Compost Sci.*, 15, 31.

**Wollan, E. Davis, R.D. y Jenner, S. (1978).** Effects of sewage sludge on seed germination. *Environ. Pollut.*, 17, 195-205.

**Wong, M.H.; Cheung, Y.H. y Cheung, C.L. (1983).** The effects of ammonia and ethylene oxide in animal manure and sewage sludge on the seed germination and root elongation of *Brassica parachinensis*. *Environ. Pollut. (series A)*., 30, 109-123.

**Zhang, L.M.; Morel, J.L. y Frossard, E. (1990).** Phosphorus availability in sewage sludge. *First Congress European Society of Agronomy*, 5, 32-34. Paris.

**Zook, E., Greene, F.E. y Morris, E.R. (1970).** Nutrient composition of selected wheats and wheat products. *Cereal Chem.*, 47, 72-81.

**Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M. y De Bertoldi, M. (1981a)** Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22, 54-57.

**Zucconi, F.; Forte, M.; Monaco, A. y De Bertoldi, M. (1981b).** Biological evaluation of excompost maturity. *BioCycle*, 22, 27-29.

**Zucconi, F. y De Bertoldi, M. (1987).** Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En M. De Bertoldi (ed). *Compost: Production, Quality and Use*. 30-58, Elsevier Applied Science, London.