



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias,
Agroambientales y Alimentarias

**USO DE LODOS EDAR PARA AGRICULTURA
EN LA REGIÓN DE MURCIA: UN CASO DE
ESTUDIO**

Autor:

Román Francisco López Aragón

Director de la tesis

Dr. D. Carlos García Izquierdo



La presente Tesis Doctoral, titulada “USO DE LODOS EDAR PARA AGRICULTURA EN LA REGIÓN DE MURCIA: UN CASO DE ESTUDIO”, se presenta bajo la modalidad de **tesis convencional con el siguiente indicio de calidad:**

- Teresa Hernández, Román Francisco López Aragón and Carlos García, (2024). The Use of Aerobic Urban Sewage Sludge in Agriculture: Potential Benefits and Contaminating Effects in Semi-Arid Zones. *Agriculture* 2024, 14, 983. <https://doi.org/10.3390/agriculture14070983>

The Use of Aerobic Urban Sewage Sludge in Agriculture: Potential Benefits and Contaminating Effects in Semi-Arid Zones

Autores: Teresa Hernández, Román Francisco López Aragón and Carlos García

Revista: *Agriculture*

Fecha publicación: 24 de junio de 2024

doi: <https://doi.org/10.3390/agriculture14070983>

Editorial: MDPI, St. Alban-Anlage 66, 4052 Basel, Switzerland

Ambito de la publicación: Agronomía

Categoría JCR	Categoría de cuartil	Factor de impacto (2023)	5 años Factor de impacto (2023)
Agronomy	Q1	3,3	3,5



D. CARLOS GARCIA IZQUIERDO, Profesor de Investigación de la Agencia Estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), con destino en el Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), en el Departamento de Conservación de Suelos y Agua, y Manejo de Residuos Orgánicos.

CERTIFICA:

Que D. Román Francisco López Aragón con DNI 34795148N ha realizado bajo mi supervisión el trabajo titulado “**USO DE LODOS EDAR PARA AGRICULTURA EN LA REGIÓN DE MURCIA: UN CASO DE ESTUDIO**” conforme a los términos y condiciones definidos en su Plan de Investigación y de acuerdo al Código de Buenas Prácticas de la Universidad Miguel Hernández de Elche, cumpliendo los objetivos previstos de forma satisfactoria para su defensa pública como tesis doctoral.

Y para que conste a los efectos oportunos se firma el presente certificado en Murcia a 8 de noviembre de 2024.

Fdo. D. Carlos García Izquierdo

Dr. Dña. Juana Fernández López, Catedrática de Universidad y Coordinadora del Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias (ReTos-AAA) de la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH),

CERTIFICA:

Que la Tesis Doctoral titulada **“USO DE LODOS EDAR PARA AGRICULTURA EN LA REGIÓN DE MURCIA: UN CASO DE ESTUDIO”** de la que es autor el graduado y máster en Ingeniería Agronómica **D. Román Francisco López Aragón**, ha sido realizada bajo la dirección del **Prof. D. Carlos García Izquierdo**, actuando como tutora de la misma la Dra. Concepción Paredes Gil. Considero que la Tesis es conforme, en cuanto a forma y contenido, a los requerimientos del Programa de Doctorado ReTos-AAA, siendo por tanto apta para su exposición y defensa pública.

Y para que conste a los efectos oportunos firmo el presente certificado en Orihuela a 8 de noviembre de 2024.

Dra. Dña. Juana Fernández López
Coordinadora del Programa Doctorado ReTos-AAA

ÍNDICE

I.	ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS.....	IX
II.	ÍNDICE DE TABLAS.....	XI
III.	ÍNDICE DE FIGURAS.....	XXI
IV.	RESUMEN.....	XXVI
V.	ABSTRACT.....	XXVII
1.	INTRODUCCIÓN	2
1.1.	LA AGRICULTURA EN ESPAÑA Y EN LA REGIÓN DE MURCIA.....	3
1.2.	LOS RESIDUOS Y SU PROBLEMÁTICA.....	9
1.3.	LODOS DE DEPURACIÓN: SU GENERACIÓN COMO RESIDUO ORGÁNICO.....	9
	1.3.1. Espesamiento.....	11
	1.3.2. Procesos de estabilización de los lodos de depuración.....	11
	1.3.2.1. Digestión anaerobia.....	11
	1.3.2.2. Digestión aerobia	12
	1.3.2.3. Estabilización química	13
	1.3.3. Deshidratación.....	13
	1.3.4. Tratamiento y destinos de los lodos de depuración.....	13
	1.3.4.1. Secado térmico.....	13
	1.3.4.2. Compostaje.....	13
	1.3.4.3. Vermicompostaje.....	14
	1.3.4.4. Incineración.....	14
	1.3.4.5. Pirólisis.....	14
	1.3.4.6. Recuperación de energía	15
	1.3.4.7. Vertedero.....	15
	1.3.4.8. Aplicación directa en el suelo	15
	1.3.4.9. Recuperación de nutrientes	17
	1.3.5. Lodos de depuración en Europa	17
	1.3.6. Lodos de depuración en España	18
	1.3.7. Lodos de depuración en la Región de Murcia	19
1.4.	PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LODOS DE DEPURACIÓN.....	20
	1.4.1. Características agronómicas de los lodos de depuración.....	20
	1.4.1.1. Materia orgánica	20
	1.4.1.2. Nutrientes	22
	1.4.1.2.1. Nitrógeno	23
	1.4.1.2.2. Fósforo	23
	1.4.1.2.3. Potasio.....	24

1.4.2.	Características medioambientales y sanitarias de los lodos de depuración	25
1.4.2.1.	Metales pesados	25
1.4.2.2.	Contaminantes orgánicos	27
1.4.2.3.	Microrganismos patógenos	27
1.4.2.4.	Conductividad eléctrica.....	28
1.5.	IMPORTANCIA DEL SUELO PARA LA AGRICULTURA	28
1.6.	ENMIENDAS ORGÁNICAS BASADAS EN RESIDUOS ORGÁNICOS: UNA VALORIZACIÓN NECESARIA	29
1.7.	LEGISLACIÓN APLICABLE A LOS LODOS DE DEPURACIÓN.....	30
1.8.	SITUACIÓN ACTUAL Y DE FUTURO DE LOS LODOS DE DEPURACIÓN EN EUROPA	37
1.8.1.	Situación actual y de futuro en Europa.....	37
1.8.2.	Situación actual y de futuro en España.....	42
2.	PREMISAS Y OBJETIVOS DE LA TESIS DOCTORAL.....	46
2.1.	PROBLEMA	46
2.2.	SOBRE LOS LODOS Y SU CALIDAD	46
2.3.	USO DE LODOS EN AGRICULTURA EN LA REGIÓN DE MURCIA	47
2.4.	RECICLADO EN LOS SUELOS DE LODOS EDAR.....	47
2.5.	OBJETIVOS	48
3.	EXPERIMENTO EN CAMPO SOBRE APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURACIÓN A SUELOS AGRÍCOLAS DE LA REGIÓN DE MURCIA. DISEÑO EXPERIMENTAL	51
3.1.	UBICACIÓN DEL EXPERIMENTO.....	51
3.2.	PARÁMETROS DETERMINADOS EN SUELOS Y FRUTOS.....	52
3.3.	MATERIALES (SUELOS Y LODOS)	52
3.4.	SOBRE ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	57
4.	RESULTADOS.....	60
4.1.	SOBRE SUELOS DONDE SE REALIZAN LOS ENSAYOS.....	60
4.2.	CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS APLICADOS EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL ESTUDIO	61
4.3.	MONITORIZACIÓN DE PARÁMETROS AGRONÓMICOS, AMBIENTALES, Y DE BIODIVERSIDAD EDÁFICA, EN SUELOS ENMENDADOS CON LODOS DE DEPURACIÓN EN LOS DIFERENTES CULTIVOS DEL ESTUDIO	67
4.3.1.	Parámetros físicos del suelo: Capacidad de retención hídrica y densidad.....	68
4.3.2.	pH.....	73
4.3.3.	Conductividad eléctrica.....	73
4.3.4.	Macronutrientes.....	80
4.3.4.1.	Nitrógeno	81
4.3.4.2.	Fósforo	84

4.3.4.3. Potasio.....	87
4.3.5. Otros macro y microelementos de interés	90
4.3.5.1. Calcio	91
4.3.5.2. Magnesio.....	94
4.3.5.3. Hierro	97
4.3.5.4. Manganeso	100
4.3.5.5. Sodio	103
4.3.6. Formas de nitrógeno mineral en los suelos (amonio y nitratos).....	106
4.3.7. Aniones: sulfatos, cloruros y fosfatos.....	113
4.3.8. Carbono en el suelo	123
4.3.9. Metales Pesados.....	127
4.3.9.1. Cadmio	128
4.3.9.2. Cobre.....	130
4.3.9.3. Cromo.....	130
4.3.9.4. Mercurio.....	137
4.3.9.5. Níquel.....	138
4.3.9.6. Plomo	142
4.3.9.7. Zinc	142
4.3.10. Respiración microbiana.....	149
4.3.11. Enzimas del suelo	153
4.3.11.1. Actividad fosfatasa.....	153
4.3.11.2. Actividad ureasa.....	157
4.3.11.3. Actividad deshidrogenasa	157
4.3.11.4. Actividad glicino-amninopeptidasa.....	164
4.3.11.5. Actividad β -glucosidasa	168
4.3.12. Análisis de bacterias patógenas (<i>Escherichia coli</i> y <i>Salmonella spp</i>).....	172
4.3.13. Contaminantes orgánicos persistentes	177
4.4. SOBRE FRUTOS OBTENIDOS AL FINAL DEL CULTIVO	179
4.4.1. Metales pesados en frutos.....	179
4.4.2. Patógenos en frutos.....	183
4.4.3. Compuestos orgánicos persistentes en frutos	183
4.4.4. Producciones de los cultivos estudiados	184
5. DISCUSIÓN	186
5.1. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LOS ENSAYOS REALIZADOS	186
5.2. DISCUSIÓN SOBRE LOS EXPERIMENTOS REALIZADOS DURANTE TRES AÑOS, EN CULTIVOS DE CEREAL Y ARBOLADO.	190
5.2.1. Experimento sobre el cultivo de almendro	191

5.2.2. Experimento sobre el cultivo de nectarina	197
5.2.3. Experimento sobre el cultivo de cereal.....	203
6. CONCLUSIONES.....	211
7. REFERENCIAS.....	217
8. ANEXOS.....	234
8.1. ANEXO I: VALORES ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS	234
8.2. ANEXO II: COMPARACIONES POR PAREJAS DE TRATAMIENTO	239
8.3. ANEXO III: TÉCNICAS ANALÍTICAS	271
8.3.1. Humedad.....	271
8.3.2. Densidad aparente (D).....	272
8.3.3. Capacidad de retención hídrica (CRH) (Coll, 2022)	272
8.3.4. pH y conductividad eléctrica	273
8.3.5. Determinación de Carbono Total (Ct), Nitrógeno total (Nt) y Carbono Orgánico Total (COT) en muestras sólidas (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es).....	273
8.3.6. Determinación de Macronutrientes y Micronutrientes (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es).....	273
8.3.7. Metales pesados (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es).....	274
8.3.8. Determinación de aniones por cromatografía iónica (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es).....	274
8.3.9. Actividad B-Glucosidasa.....	274
8.3.10. Actividad fosfatasa alcalina.....	275
8.3.11. Actividad Ureasa	276
8.3.12. Actividad Glicina Aminopeptidasa	277
8.3.13. Actividad Enzimática Deshidrogenasa.....	278
8.3.14. Respiración basal (respiración de los microorganismos del suelo) (García et al., 2000).....	279
8.3.15. Bacteria patógenas e indicadoras (Coll, 2022)	280
8.3.16. Contaminantes orgánicos (Santos et al., 2007).....	280
8.4. ANEXO IV: PUBLICACIÓN CIENTÍFICA.....	281
9. AGRADECIMIENTOS.....	302

I. ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

ADEME	(Agence pour l'Environnement et la Maîtrise de l'Énergie) Agencia para el Medio Ambiente y la Gestión de la Energía
AEAS	Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento
ANOVA	(Analysis of Variance) Análisis de la Varianza
AOX	(Halogenated Organic Compounds) Compuestos Orgánicos Halogenados
As	Arsénico
ATAD	Digestión Aerobia Termófila Autosostenida
ATP	(Adenosine Triphosphate) Trifosfato de Adenosina
BCAM	Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales
C	Carbono
Ca	Calcio
CC.AA.	Comunidades Autónomas
Cd	Cadmio
CE	Conductividad eléctrica
CEBAS-CSIC	Centro de Edafología y Biología Aplicadas del Segura-Consejo Superior de Investigaciones Científicas
cm	Centímetro
CMC	Categoría de Materiales Componentes
CO₂	Dióxido de carbono
COT	Carbono Orgánico Total
Cr	Cromo
CRH	Capacidad de Retención Hídrica
Cu	Cobre
DAFO	Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades
DEPH	(Di-(2-ethylhexyl)Phthalate) Di-(2-etilhexil) Ftalato
DESEAR	Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización
EDAR	Estaciones de Depuración de Aguas Residuales
EFSA	(European Food Safety Authority) Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria
EJP SOIL	(European Joint Programme Soil) Programa Conjunto Europeo del Suelo
EPI	Equipo de Protección Individual
ESAMUR	Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia
EUROSTAT	Oficina Europea de Estadística
FAO	(Food and Agriculture Organization) Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
Fe	Hierro
g	Gramo
h	Hora
Hg	Mercurio
ICEX	Instituto de Comercio Exterior
ICP	(Inductively Coupled Plasma) Plasma Acoplado Inductivamente
ICP	Espectrometría Óptica de Plasma
INE	Instituto Nacional de Estadística
INTF	Iodonitrotetrazolium violet-formazan
ISO	(International Organization for Standardization) Organización Internacional de Normalización
IVIA	Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias
JRC	(Joint Research Centre) Centro Común de Investigación
K	Potasio
kg	Kilogramos
L	Litro
LAS	(Linear Alkylbenzene Sulphonate) Sulfonatos de Alquil Benceno Lineales
LC	Límite de cuantificación
MAPA	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
MBBR	(Moving Bed Bio Film Reactor) Bioreactores de Lecho Móvil

MBR	(Membrane Biorreactor) Bioreactor de Membrana
mEq	Miliequivalentes
MFP	Marco Financiero Plurianual
Mg	Magnesio
mg	Miligramos
ml	Mililitro
Mn	Manganeso
MOT	Materia Orgánica Total
MPN	(Most Probable Number) Número Más Probable
mS	Milisiemens
N	Nitrógeno
Na	Sodio
ng	Nanogramos
NH3	Amoniac
NH4	Amonio
Ni	Níquel
NO3	Nitrato
NPE	(Nonylphenol Ethoxylates) Etoxilatos de Nonilfenol
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
OMS	Organización Mundial de la Salud
ONU	Naciones Unidas
P	Fósforo
PAC	Política Agrícola Común
PAH	(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
Pb	Plomo
PCB	(Polychlorinated Biphenyl) Policlorobifenilos
PCDD/Fs	(Polychlorodibenzo-p-Dioxins and Polychlorodibenzofurans) Policlorodibenzo-p-Dioxinas y Policlorodibenzofuranos
PCPs	(Primary Care Physician) Productos de Higiene Personal
PCR	(Polymerase Chain Reaction) Reacción en Cadena de la Polimerasa
PEMAR	Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos
PFAS	(Per and Polyfluoroalkyl Substances) Sustancias Perfluoroalquiladas y Polifluoroalquiladas
PhC	(Principal Hazardous Constituent) Constituyente Peligroso Principal
PNA	Polisacáridos no amiláceos
PNP	(P-Nitrophenol) P-Nitrofenol
POSEI	Programa de Opciones Específicas por la Lejanía y la Insularidad
PTEs	Elementos Potencialmente Tóxicos
SPSS	(Statistical Package for Social Sciences) Paquete Estadístico para Ciencias Sociales
U.S. EPA	(United States Environmental Protection Agency) Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
UE	Unión Europea
USADA	(United States Department of Agriculture) Departamento de Agricultura de Estados Unidos
UV	Ultravioleta
WHO	(World Health Organization) Organización Mundial de la Salud
Zn	Zinc
%	Porcentaje
μS	Microsiemens

II. ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Distribución de superficies en España año 2020 (ha).	3
Tabla 2. Evolución de las exportaciones en España de los principales sectores (miles de euros).	4
Tabla 3. Extracciones de principales nutrientes para diferentes cultivos agrícolas.....	5
Tabla 4. Consumo de fertilizantes inorgánicos destinados a la agricultura en España para el año 2020.	7
Tabla 5. Distribución de superficies en la Región de Murcia año 2020 (ha).	8
Tabla 6. Evolución de las exportaciones en la Región de Murcia de los principales sectores (miles de euros).....	9
Tabla 7. Tratamientos de las aguas residuales.....	10
Tabla 8. Producción total anual de lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en Europa (miles de toneladas de materia seca).	16
Tabla 9. Producción de lodos generados en el tratamiento de aguas residuales en España para el año 2020 (toneladas de materia seca/año).....	19
Tabla 10. Características de los lodos de depuración.....	21
Tabla 11. Movilidad relativa de los metales traza en función del pH y del potencial redox del suelo.....	26
Tabla 12. Valores límite de metales pesados en suelos receptores de lodos establecidos en el Real Decreto 1310/1990.....	31
Tabla 13. Valores límite de metales pesados en lodos establecidos en el Real Decreto 1310/1990.	32
Tabla 14. Valores límite de cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez establecidos en el Real Decreto 1310/1990.	32
Tabla 15. Análisis DAFO situación actual de los lodos de depuración.	38
Tabla 16. Textura de los suelos agrícolas de los cultivos estudiados según la denominación de suelos de United States Department of Agriculture (USDA), 1977.	61
Tabla 17. Parámetros agronómicos, metales pesados y patógenos de los suelos empleados en los diferentes cultivos antes del estudio.	62
Tabla 18. Parámetros agronómicos, metales pesados y patógenos de los lodos empleados en la aplicación de los diferentes cultivos del estudio.....	63
Tabla 19. Compuestos orgánicos de los lodos empleados en la aplicación de los diferentes cultivos del estudio.	64
Tabla 20. Valores de capacidad de retención hídrica en suelo del cultivo de almendro (3º año).	68
Tabla 21. Valores de capacidad de retención hídrica en suelo del cultivo de nectarina (3º año).....	69
Tabla 22. Valores de capacidad de retención hídrica en suelo del cultivo de cereal (3º año).	70
Tabla 23. Valores de densidad aparente en suelo del cultivo de almendro (3º año).	71
Tabla 24. Valores de densidad aparente en suelo del cultivo de nectarina (3º año).....	71
Tabla 25. Valores de densidad aparente en suelo del cultivo de cereal (3º año).....	72
Tabla 26. Valores de pH en suelo del cultivo de almendro.....	74

Tabla 27. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de pH en suelo en cultivo de almendro.	74
Tabla 28. Valores de pH en suelo del cultivo de nectarina.	75
Tabla 29. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de pH en suelo en cultivo de nectarina.	75
Tabla 30. Valores de pH en suelo del cultivo de cereal.	76
Tabla 31. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de pH en suelo en cultivo de cereal.	76
Tabla 32. Valores de conductividad eléctrica en suelo del cultivo de almendro.	77
Tabla 33. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de almendro.	77
Tabla 34. Valores de conductividad eléctrica en suelo del cultivo de nectarina.	78
Tabla 35. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de nectarina.	78
Tabla 36. Valores de conductividad eléctrica en suelo del cultivo de cereal.	79
Tabla 37. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de cereal.	79
Tabla 38. Valores de nitrógeno total en suelo del cultivo de almendro.	81
Tabla 39. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitrógeno total en suelo en cultivo de almendro.	81
Tabla 40. Valores de nitrógeno total en suelo del cultivo de nectarina.	82
Tabla 41. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitrógeno total en suelo en cultivo de nectarina.	82
Tabla 42. Valores de nitrógeno total en suelo del cultivo de cereal.	83
Tabla 43. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitrógeno total en suelo en cultivo de cereal.	83
Tabla 44. Valores de fósforo total en suelo del cultivo de almendro.	84
Tabla 45. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fósforo total en suelo en cultivo de almendro.	84
Tabla 46. Valores de fósforo total en suelo del cultivo de nectarina.	85
Tabla 47. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fósforo total en suelo en cultivo de nectarina.	85
Tabla 48. Valores de fósforo total en suelo del cultivo de cereal.	86
Tabla 49. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fósforo total en suelo en cultivo de cereal.	86
Tabla 50. Valores de potasio total en suelo del cultivo de almendro.	87
Tabla 51. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de potasio total en suelo en cultivo de almendro.	87
Tabla 52. Valores de potasio total en suelo del cultivo de nectarina.	88
Tabla 53. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de potasio total en suelo en cultivo de nectarina.	88
Tabla 54. Valores de potasio total en suelo del cultivo de cereal.	89

Tabla 55. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de potasio total en suelo en cultivo de cereal.....	89
Tabla 56. Valores de calcio en suelo del cultivo de almendro.	91
Tabla 57. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de calcio en suelo en cultivo de almendro.	91
Tabla 58. Valores de calcio en suelo del cultivo de nectarina.....	92
Tabla 59. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de calcio en suelo en cultivo de nectarina.....	92
Tabla 60. Valores de calcio en suelo del cultivo de cereal.....	93
Tabla 61. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de calcio en suelo en cultivo de cereal.	93
Tabla 62. Valores de magnesio en suelo del cultivo de almendro.	94
Tabla 63. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de magnesio en suelo en cultivo de almendro.	94
Tabla 64. Valores de magnesio en suelo del cultivo de nectarina.....	95
Tabla 65. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de magnesio en suelo en cultivo de nectarina.....	95
Tabla 66. Valores de magnesio en suelo del cultivo de cereal.....	96
Tabla 67. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de magnesio en suelo en cultivo de cereal.....	96
Tabla 68. Valores de hierro en suelo del cultivo de almendro.	97
Tabla 69. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de hierro en suelo en cultivo de almendro.	97
Tabla 70. Valores de hierro en suelo del cultivo de nectarina.....	98
Tabla 71. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de hierro en suelo en cultivo de nectarina.....	98
Tabla 72. Valores de hierro en suelo del cultivo de cereal.....	99
Tabla 73. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de hierro en suelo en cultivo de cereal.	99
Tabla 74. Valores de manganeso en suelo del cultivo de almendro.....	100
Tabla 75. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de manganeso en suelo en cultivo de almendro.	100
Tabla 76. Valores de manganeso en suelo del cultivo de nectarina.	101
Tabla 77. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de manganeso en suelo en cultivo de nectarina.....	101
Tabla 78. Valores de manganeso en suelo del cultivo de cereal.	102
Tabla 79. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de manganeso en suelo en cultivo de cereal.....	102
Tabla 80. Valores de sodio en suelo del cultivo de almendro.	103
Tabla 81. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sodio en suelo en cultivo de almendro.	103
Tabla 82. Valores de sodio en suelo del cultivo de nectarina.....	104

Tabla 83. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sodio en suelo en cultivo de nectarina.	104
Tabla 84. Valores de sodio en suelo del cultivo de cereal.....	105
Tabla 85. Valores de amonio en suelo del cultivo de almendro.....	107
Tabla 86. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de amonio en suelo en cultivo de almendro.	107
Tabla 87. Valores de amonio en suelo del cultivo de nectarina.	108
Tabla 88. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de amonio en suelo en cultivo de nectarina.....	108
Tabla 89. Valores de amonio en suelo del cultivo de cereal.	109
Tabla 90. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de amonio en suelo en cultivo de cereal.	109
Tabla 91. Valores de nitratos en suelo del cultivo de almendro.....	110
Tabla 92. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitratos en suelo en cultivo de almendro.	110
Tabla 93. Valores obtenidos de nitratos en suelo del cultivo de nectarina.....	111
Tabla 94. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitratos en suelo en cultivo de nectarina.....	111
Tabla 95. Valores obtenidos de nitratos en suelo del cultivo de cereal.....	112
Tabla 96. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitratos en suelo en cultivo de cereal.	112
Tabla 97. Valores de sulfatos en suelo del cultivo de almendro.	114
Tabla 98. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sulfatos en suelo en cultivo de almendro.	114
Tabla 99. Valores de sulfatos en suelo del cultivo de nectarina.....	115
Tabla 100. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sulfatos en suelo en cultivo de nectarina.....	115
Tabla 101. Valores de sulfatos en suelo del cultivo de cereal.....	116
Tabla 102. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sulfatos en suelo en cultivo de cereal.....	116
Tabla 103. Valores de cloruros en suelo del cultivo de almendro.....	117
Tabla 104. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cloruros en suelo en cultivo de almendro.	117
Tabla 105. Valores de cloruros en suelo del cultivo de nectarina.	118
Tabla 106. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cloruros en suelo en cultivo de nectarina.....	118
Tabla 107. Valores de cloruros en suelo del cultivo de cereal.	119
Tabla 108. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cloruros en suelo en cultivo de cereal.....	119
Tabla 109. Valores de fosfatos en suelo del cultivo de almendro.	120
Tabla 110. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fosfatos en suelo en cultivo de almendro.	120

Tabla 111. Valores de fosfatos en suelo del cultivo de nectarina.....	121
Tabla 112. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fosfatos en suelo en cultivo de nectarina.....	121
Tabla 113. Valores de fosfatos en suelo del cultivo de cereal.....	122
Tabla 114. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fosfatos en suelo en cultivo de cereal.....	122
Tabla 115. Valores de carbono orgánico en suelo del cultivo de almendro.....	124
Tabla 116. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de carbono orgánico en suelo en cultivo de almendro.....	124
Tabla 117. Valores de carbono orgánico en suelo del cultivo de nectarina.....	125
Tabla 118. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de carbono orgánico en suelo en cultivo de nectarina.....	125
Tabla 119. Valores de carbono orgánico en suelo del cultivo de cereal.....	126
Tabla 120. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de carbono orgánico en suelo en cultivo de cereal.....	126
Tabla 121. Valores de cadmio en suelo del cultivo de almendro.....	129
Tabla 122. Valores de cadmio en suelo del cultivo de nectarina.....	129
Tabla 123. Valores de cadmio en suelo del cultivo de cereal.....	129
Tabla 124. Valores de cobre en suelo del cultivo de almendro.....	131
Tabla 125. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cobre en suelo en cultivo de almendro.....	131
Tabla 126. Valores de cobre en suelo del cultivo de nectarina.....	132
Tabla 127. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cobre en suelo en cultivo de nectarina.....	132
Tabla 128. Valores de cobre en suelo del cultivo de cereal.....	133
Tabla 129. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cobre en suelo en cultivo de cereal.....	133
Tabla 130. Valores de cromo en suelo del cultivo de almendro.....	134
Tabla 131. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cromo en suelo en cultivo de almendro.....	134
Tabla 132. Valores de cromo en suelo del cultivo de nectarina.....	135
Tabla 133. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cromo en suelo en cultivo de nectarina.....	135
Tabla 134. Valores de cromo en suelo del cultivo de cereal.....	136
Tabla 135. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cromo en suelo en cultivo de cereal.....	136
Tabla 136. Valores de mercurio en suelo del cultivo de almendro.....	137
Tabla 137. Valores de mercurio en suelo del cultivo de nectarina.....	137
Tabla 138. Valores de mercurio en suelo del cultivo de cereal.....	138
Tabla 139. Valores de níquel en suelo del cultivo de almendro.....	139

Tabla 140. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de níquel en suelo en cultivo de almendro.	139
Tabla 141. Valores de níquel en suelo del cultivo de nectarina.	140
Tabla 142. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de níquel en suelo en cultivo de nectarina.	140
Tabla 143. Valores de níquel en suelo del cultivo de cereal.	141
Tabla 144. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de níquel en suelo en cultivo de cereal.	141
Tabla 145. Valores de plomo en suelo del cultivo de almendro.	143
Tabla 146. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de plomo en suelo en cultivo de almendro.	143
Tabla 147. Valores de plomo en suelo del cultivo de nectarina.	144
Tabla 148. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de plomo en suelo en cultivo de nectarina.	144
Tabla 149. Valores de plomo en suelo del cultivo de cereal.	145
Tabla 150. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de plomo en suelo en cultivo de cereal.	145
Tabla 151. Valores de zinc en suelo del cultivo de almendro.	146
Tabla 152. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de zinc en suelo en cultivo de almendro.	146
Tabla 153. Valores de zinc en suelo del cultivo de nectarina.	147
Tabla 154. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de zinc en suelo en cultivo de nectarina.	147
Tabla 155. Valores de zinc en suelo del cultivo de cereal.	148
Tabla 156. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de zinc en suelo en cultivo de cereal.	148
Tabla 157. Valores de respiración microbiana en suelo del cultivo de almendro.	150
Tabla 158. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de respiración microbiana en suelo en cultivo de almendro.	150
Tabla 159. Valores de respiración microbiana en suelo del cultivo de nectarina.	151
Tabla 160. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de respiración microbiana en suelo en cultivo de nectarina.	151
Tabla 161. Valores de respiración microbiana en suelo del cultivo de cereal.	152
Tabla 162. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de respiración microbiana en suelo en cultivo de cereal.	152
Tabla 163. Valores de actividad fosfatasa en suelo del cultivo de almendro.	154
Tabla 164. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de almendro.	154
Tabla 165. Valores de actividad fosfatasa en suelo del cultivo de nectarina.	155
Tabla 166. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de nectarina.	155
Tabla 167. Valores de actividad fosfatasa en suelo del cultivo de cereal.	156

Tabla 168. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de cereal.	156
Tabla 169. Valores de actividad ureasa en suelo del cultivo de almendro.	158
Tabla 170. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad ureasa en suelo en cultivo de almendro.	158
Tabla 171. Valores de actividad ureasa en suelo del cultivo de nectarina.	159
Tabla 172. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad ureasa en suelo en cultivo de nectarina.	159
Tabla 173. Valores de actividad ureasa en suelo del cultivo de cereal.	160
Tabla 174. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad ureasa en suelo en cultivo de cereal.	160
Tabla 175. Valores de deshidrogenasa en suelo del cultivo de almendro.	161
Tabla 176. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de deshidrogenasa en suelo en cultivo de almendro.	161
Tabla 177. Valores de deshidrogenasa en suelo del cultivo de nectarina.	162
Tabla 178. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de deshidrogenasa en suelo en cultivo de nectarina.	162
Tabla 179. Valores de deshidrogenasa en suelo del cultivo de cereal.	163
Tabla 180. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de deshidrogenasa en suelo en cultivo de cereal.	163
Tabla 181. Valores de glicina en suelo del cultivo de almendro.	165
Tabla 182. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glicina en suelo en cultivo de almendro.	165
Tabla 183. Valores de glicina en suelo del cultivo de nectarina.	166
Tabla 184. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glicina en suelo en cultivo de nectarina.	166
Tabla 185. Valores de glicina en suelo del cultivo de cereal.	167
Tabla 186. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glicina en suelo en cultivo de cereal.	167
Tabla 187. Valores de β glucosidasa en suelo del cultivo de almendro.	169
Tabla 188. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de β glucosidasa en suelo en cultivo de almendro.	169
Tabla 189. Valores de β glucosidasa en suelo del cultivo de nectarina.	170
Tabla 190. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de β glucosidasa en suelo en cultivo de nectarina.	170
Tabla 191. Valores de glucosidasa en suelo del cultivo de cereal.	171
Tabla 192. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glucosidasa en suelo en cultivo de cereal.	171
Tabla 193. Valores de Escherichia coli en suelo del cultivo de almendro.	173
Tabla 194. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de Escherichia coli en suelo en cultivo de almendro.	173
Tabla 195. Valores de Escherichia coli en suelo del cultivo de nectarina.	174

Tabla 196. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de Escherichia coli en suelo en cultivo de nectarina.	174
Tabla 197. Valores de Escherichia coli en suelo del cultivo de cereal.	175
Tabla 198. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de Escherichia coli en suelo en cultivo de cereal.	175
Tabla 199. Valores de Salmonella spp. en suelo del cultivo de almendro.	176
Tabla 200. Valores de Salmonella spp. en suelo del cultivo de nectarina.	176
Tabla 201. Valores de Salmonella spp. en suelo del cultivo de cereal.	176
Tabla 202. Valores de compuestos orgánicos persistentes en suelo en cultivo de almendro.	178
Tabla 203. Valores de compuestos orgánicos persistentes en suelo en cultivo de nectarina.	178
Tabla 204. Valores de compuestos orgánicos persistentes en suelo en cultivo de cereal.	178
Tabla 205. Datos estadísticos descriptivos de metales pesados en fruto del cultivo de almendro (3 ^{er} año).	180
Tabla 206. Resumen de contrastes de hipótesis de metales pesados en fruto del cultivo de almendro.	180
Tabla 207. Datos estadísticos descriptivos de metales pesados en fruto del cultivo de nectarina (3 ^{er} año).	181
Tabla 208. Resumen de contrastes de hipótesis de metales pesados en fruto del cultivo de nectarina.	181
Tabla 209. Datos estadísticos descriptivos de metales pesados en fruto del cultivo de cereal (3 ^{er} año).	182
Tabla 210. Resumen de contrastes de hipótesis de metales pesados en fruto del cultivo de cereal. ...	182
Tabla 211. Valores de patógenos en fruto de cultivo de almendro (3 ^{er} año).	183
Tabla 212. Valores de patógenos en fruto de cultivo de nectarina (3 ^{er} año).	183
Tabla 213. Valores de patógenos en fruto de cultivo de cereal (3 ^{er} año).	183
Tabla 214. Valores de contaminantes orgánicos persistentes en fruto de cultivo de almendro (3 ^{er} año).	183
Tabla 215. Valores de contaminantes orgánicos persistentes en fruto de cultivo de nectarina (3 ^{er} año).	183
Tabla 216. Valores de contaminantes orgánicos persistentes en fruto de cultivo de cereal (3 ^{er} año).	184
Tabla 217. Valores estadísticos descriptivos en suelo de cultivo de almendro.	234
Tabla 218. Valores estadísticos descriptivos en suelo de cultivo de nectarina.	235
Tabla 219. Valores estadísticos descriptivos en suelo de cultivo de cereal.	237
Tabla 220. Comparaciones por parejas de tratamiento de pH en suelo en cultivo de almendro.	239
Tabla 221. Comparaciones por parejas de tratamiento de pH en suelo en cultivo de nectarina.	240
Tabla 222. Comparaciones por parejas de tratamiento de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de almendro.	240
Tabla 223. Comparaciones por parejas de tratamiento de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de nectarina.	241

Tabla 224. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitrógeno total en suelo en cultivo de almendro.	242
Tabla 225. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitrógeno total en suelo en cultivo de nectarina.	242
Tabla 226. Comparaciones por parejas de tratamiento de fósforo total en suelo en cultivo de almendro.	243
Tabla 227. Comparaciones por parejas de tratamiento de fósforo total en suelo en cultivo de nectarina.	244
Tabla 228. Comparaciones por parejas de tratamiento de potasio total en suelo en cultivo de almendro.	244
Tabla 229. Comparaciones por parejas de tratamiento de potasio total en suelo en cultivo de nectarina.	245
Tabla 230. Comparaciones por parejas de tratamiento de calcio en suelo en cultivo de almendro. ...	246
Tabla 231. Comparaciones por parejas de tratamiento de magnesio en suelo en cultivo de almendro.	247
Tabla 232. Comparaciones por parejas de tratamiento de magnesio en suelo en cultivo de nectarina.	247
Tabla 233. Comparaciones por parejas de tratamiento de hierro en suelo en cultivo de almendro. ...	248
Tabla 234. Comparaciones por parejas de tratamiento de hierro en suelo en cultivo de nectarina.	249
Tabla 235. Comparaciones por parejas de tratamiento de manganeso en suelo en cultivo de almendro.	249
Tabla 236. Comparaciones por parejas de tratamiento de manganeso en suelo en cultivo de nectarina.	250
Tabla 237. Comparaciones por parejas de tratamiento de sodio en suelo en cultivo de almendro.	251
Tabla 238. Comparaciones por parejas de tratamiento de sodio en suelo en cultivo de nectarina.	251
Tabla 239. Comparaciones por parejas de tratamiento de amonio en suelo en cultivo de almendro.	252
Tabla 240. Comparaciones por parejas de tratamiento de amonio en suelo en cultivo de nectarina.	253
Tabla 241. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitratos en suelo en cultivo de almendro.	253
Tabla 242. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitratos en suelo en cultivo de nectarina.	254
Tabla 243. Comparaciones por parejas de tratamiento de sulfatos en suelo en cultivo de almendro.	254
Tabla 244. Comparaciones por parejas de tratamiento de cloruros en suelo en cultivo de nectarina.	255
Tabla 245. Comparaciones por parejas de tratamiento de fosfatos en suelo en cultivo de almendro.	256
Tabla 246. Comparaciones por parejas de tratamiento de fosfatos en suelo en cultivo de nectarina.	256
Tabla 247. Comparaciones por parejas de tratamiento de carbono orgánico en suelo en cultivo de nectarina.	257

Tabla 248. Comparaciones por parejas de tratamiento de cobre en suelo en cultivo de almendro.	257
Tabla 249. Comparaciones por parejas de tratamiento de cobre en suelo en cultivo de nectarina.	258
Tabla 250. Comparaciones por parejas de tratamiento de cromo en suelo en cultivo de almendro.	259
Tabla 251. Comparaciones por parejas de tratamiento de cromo en suelo en cultivo de nectarina. ...	260
Tabla 252. Comparaciones por parejas de tratamiento de níquel en suelo en cultivo de almendro. ...	260
Tabla 253. Comparaciones por parejas de tratamiento de níquel en suelo en cultivo de nectarina. ...	261
Tabla 254. Comparaciones por parejas de tratamiento de plomo en suelo en cultivo de almendro.	262
Tabla 255. Comparaciones por parejas de tratamiento de plomo en suelo en cultivo de nectarina. ...	263
Tabla 256. Comparaciones por parejas de tratamiento de zinc en suelo en cultivo de almendro.	264
Tabla 257. Comparaciones por parejas de tratamiento de zinc en suelo en cultivo de nectarina.	265
Tabla 258. Comparaciones por parejas de tratamiento de respiración microbiana en suelo en cultivo de almendro.	265
Tabla 259. Comparaciones por parejas de tratamiento de respiración microbiana en suelo en cultivo de nectarina.	266
Tabla 260. Comparaciones por parejas de tratamiento de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de nectarina.	267
Tabla 261. Comparaciones por parejas de tratamiento de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de nectarina.	267
Tabla 262. Comparaciones por parejas de tratamiento de actividad ureasa en suelo en cultivo de nectarina.	268
Tabla 263. Comparaciones por parejas de tratamiento de deshidrogenasa en suelo en cultivo de almendro.	268
Tabla 264. Comparaciones por parejas de tratamiento de deshidrogenasa en suelo en cultivo de nectarina.	269
Tabla 265. Comparaciones por parejas de tratamiento de glicina en suelo en cultivo de almendro.	269
Tabla 266. Comparaciones por parejas de tratamiento de glicina en suelo en cultivo de nectarina.	270
Tabla 267. Comparaciones por parejas de tratamiento de glucosidasa en suelo en cultivo de almendro.	270
Tabla 268. Comparaciones por parejas de tratamiento de glucosidasa en suelo en cultivo de nectarina.	271
Tabla 269. Comparaciones por parejas de tratamiento de <i>Escherichia coli</i> en suelo en cultivo de almendro.	271

III. ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Balanza comercial del sector agroalimentario en España (miles de euros). Fuente: Instituto de Comercio Exterior (ICEX), 2022.....	4
Figura 2. Balanza comercial del sector agroalimentario en la Región de Murcia (miles de euros). Fuente: Instituto de Comercio Exterior (ICEX), 2022.....	8
Figura 3. Proceso de tratamiento y depuración del agua residual.	10
Figura 4. Destinos de lodo de depuración en Europa en el año 2018. Fuente: EUROSTAT, 2022.....	17
Figura 5. Distribución de EDAR en España para el año 2019. Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022.	18
Figura 6. Destino de los lodos de depuración en España en el año 2020. Fuente: Instituto Nacional de Estadística (INE), 2023.	19
Figura 7. Producción de lodos de depuración urbana generados en la Región de Murcia. Fuente: Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR), 2022.	20
Figura 8. Fases de la mineralización de la materia orgánica.	21
Figura 9. Distribución del contenido de carbono orgánico (%) en los suelos de España a 0-30 cm (izquierda) y 30-50 cm de profundidad (derecha). Fuente: R. Calvo de Anta, et al., 2020.	22
Figura 10. Contenido en nitrógeno referido a materia seca de diferentes enmiendas y abonos orgánicos. Fuente: Fernando Pomares (IVIA), 2010.	23
Figura 11. Contenido en fósforo referido a materia seca de diferentes enmiendas y abonos orgánicos. Fuente: Fernando Pomares (IVIA), 2010.	24
Figura 12. Contenido en potasio referido a materia seca de diferentes enmiendas y abonos orgánicos. Fuente: Fernando Pomares (IVIA), 2010.	25
Figura 13. Distribución de pH en los suelos de España. Fuente: R. Calvo de Anta, et al., 2020.	26
Figura 14. Última actualización de zonas vulnerables en España. Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022.	35
Figura 15. Ubicación de las parcelas agrícolas estudiadas.	51
Figura 16. Cultivos estudiados. A: cultivo de almendro, B: cultivo de nectarina, C: cultivo de cereal.	53
Figura 17. Sistema de aplicación de lodo en el suelo agrícola. A: aplicación mediante topo o surco en cultivo de almendro, B: aplicación mediante topo o surco en cultivo de nectarina, C: aplicación mediante esparcido en cultivo de cereal.	54
Figura 18. Diseño del estudio de cultivo de almendro y nectarina (A) y de cereal (B).	56
Figura 19. Esquema de línea del tiempo de tratamientos y muestreo del estudio.	56
Figura 20. Gráfico de la denominación de suelo según su textura. Fuente: United States Department of Agriculture (USDA), 1977.	60
Figura 21. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de capacidad de retención hídrica en el suelo en cultivo de almendro (3º año).	69
Figura 22. Gráfico de valores medios de capacidad de retención hídrica en el suelo en cultivo de nectarina (3º año).	70
Figura 23. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de capacidad de retención hídrica en el suelo en cultivo de cereal (3º año).	70

Figura 24. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de densidad en el suelo en cultivo de almendro (3° año).....	71
Figura 25. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de densidad aparente en el suelo en cultivo de nectarina (3° año).....	72
Figura 26. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de densidad aparente en el suelo en cultivo de cereal (3° año).....	72
Figura 27. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de pH en el suelo en cultivo de almendro.	74
Figura 28. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de pH en el suelo en cultivo de nectarina.....	75
Figura 29. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de pH en el suelo en cultivo de cereal.....	76
Figura 30. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de conductividad eléctrica en el suelo en cultivo de almendro.	77
Figura 31. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de conductividad eléctrica en el suelo en cultivo de nectarina.....	78
Figura 32. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de conductividad eléctrica en el suelo en cultivo de cereal.....	79
Figura 33. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitrógeno total en el suelo en cultivo de almendro.	81
Figura 34. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitrógeno total en el suelo en cultivo de nectarina.	82
Figura 35. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitrógeno total en el suelo en cultivo de cereal.....	83
Figura 36. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fósforo total en el suelo en cultivo de almendro.	84
Figura 37. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fósforo total en el suelo en cultivo de nectarina.....	85
Figura 38. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fósforo total en el suelo en cultivo de cereal.....	86
Figura 39. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de potasio total en el suelo en cultivo de almendro.	87
Figura 40. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de potasio total en el suelo en cultivo de nectarina.....	88
Figura 41. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de potasio total en el suelo en cultivo de cereal.....	89
Figura 42. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de calcio en el suelo en cultivo de almendro.....	91
Figura 43. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de calcio en el suelo en cultivo de nectarina.....	92
Figura 44. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de calcio en el suelo en cultivo de cereal.....	93
Figura 45. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de magnesio en el suelo en cultivo de almendro.	94

Figura 46. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de magnesio en el suelo en cultivo de nectarina.	95
Figura 47. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de magnesio en el suelo en cultivo de cereal.	96
Figura 48. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de hierro en el suelo en cultivo de almendro.	97
Figura 49. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de hierro en el suelo en cultivo de nectarina.	98
Figura 50. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de hierro en el suelo en cultivo de cereal.	99
Figura 51. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de manganeso en el suelo en cultivo de almendro.	100
Figura 52. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de manganeso en el suelo en cultivo de nectarina.	101
Figura 53. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de manganeso en el suelo en cultivo de cereal.	102
Figura 54. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sodio en el suelo en cultivo de almendro.	103
Figura 55. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sodio en el suelo en cultivo de nectarina.	104
Figura 56. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sodio en el suelo en cultivo de cereal.	105
Figura 57. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de amonio en el suelo en cultivo de almendro.	107
Figura 58. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de amonio en el suelo en cultivo de nectarina.	108
Figura 59. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de amonio en el suelo en cultivo de cereal.	109
Figura 60. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitratos en el suelo en cultivo de almendro.	110
Figura 61. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitratos en el suelo en cultivo de nectarina.	111
Figura 62. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitratos en el suelo en cultivo de cereal.	112
Figura 63. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sulfatos en el suelo en cultivo de almendro.	114
Figura 64. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sulfatos en el suelo en cultivo de nectarina.	115
Figura 65. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sulfatos en el suelo en cultivo de cereal.	116
Figura 66. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cloruros en el suelo en cultivo de almendro.	117
Figura 67. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cloruros en el suelo en cultivo de nectarina.	118

Figura 68. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cloruros en el suelo en cultivo de cereal.	119
Figura 69. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fosfatos en el suelo en cultivo de almendro.....	120
Figura 70. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fosfatos en el suelo en cultivo de nectarina.	121
Figura 71. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fosfatos en el suelo en cultivo de cereal.	122
Figura 72. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de carbono orgánico en el suelo en cultivo de almendro.....	124
Figura 73. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de carbono orgánico en el suelo en cultivo de nectarina.	125
Figura 74. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de carbono orgánico en el suelo en cultivo de cereal.	126
Figura 75. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cobre en el suelo en cultivo de almendro.....	131
Figura 76. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cobre en el suelo en cultivo de nectarina.	132
Figura 77. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cobre en el suelo en cultivo de cereal.	133
Figura 78. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cromo en el suelo en cultivo de almendro.....	134
Figura 79. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cromo en el suelo en cultivo de nectarina.	135
Figura 80. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cromo en el suelo en cultivo de cereal.	136
Figura 81. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de níquel en el suelo en cultivo de almendro.....	139
Figura 82. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de níquel en el suelo en cultivo de nectarina.	140
Figura 83. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de níquel en el suelo en cultivo de cereal.	141
Figura 84. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de plomo en el suelo en cultivo de almendro.....	143
Figura 85. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de plomo en el suelo en cultivo de nectarina.	144
Figura 86. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de plomo en el suelo en cultivo de cereal.	145
Figura 87. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de zinc en el suelo en cultivo de almendro.	146
Figura 88. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de zinc en el suelo en cultivo de nectarina.....	147
Figura 89. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de zinc en el suelo en cultivo de cereal.....	148

Figura 90. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de respiración microbiana en el suelo en cultivo de almendro.	150
Figura 91. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de respiración microbiana en el suelo en cultivo de nectarina.	151
Figura 92. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de respiración microbiana en el suelo en cultivo de cereal.	152
Figura 93. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad fosfatasa en el suelo en cultivo de almendro.	154
Figura 94. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad fosfatasa en el suelo en cultivo de nectarina.	155
Figura 95. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad fosfatasa en el suelo en cultivo de cereal.	156
Figura 96. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad ureasa en el suelo en cultivo de almendro.	158
Figura 97. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad ureasa en el suelo en cultivo de nectarina.	159
Figura 98. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad ureasa en el suelo en cultivo de cereal.	160
Figura 99. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de deshidrogenasa en el suelo en cultivo de almendro.	161
Figura 100. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de deshidrogenasa en el suelo en cultivo de nectarina.	162
Figura 101. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de deshidrogenasa en el suelo en cultivo de cereal.	163
Figura 102. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de glicina en el suelo en cultivo de almendro.	165
Figura 103. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de glicina en el suelo en cultivo de nectarina.	166
Figura 104. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de glicina en el suelo en cultivo de cereal.	167
Figura 105. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de β glucosidasa en el suelo en cultivo de almendro.	169
Figura 106. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de β glucosidasa en el suelo en cultivo de nectarina.	170
Figura 107. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de β glucosidasa en el suelo en cultivo de cereal.	171
Figura 108. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de Escherichia coli en el suelo en cultivo de almendro.	173
Figura 109. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de Escherichia coli en el suelo en cultivo de nectarina.	174
Figura 110. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de Escherichia coli en el suelo en cultivo de cereal.	175
Figura 111. Producciones obtenidas en los diferentes cultivos en el 3er año.	184

IV. RESUMEN

El trabajo realizado para esta Tesis Doctoral tiene como objetivo conocer de manera real, qué sucede en nuestros suelos cuando son enmendados con lodos EDAR, en condiciones de clima semiárido, desde un punto de vista agronómico y ambiental. Además, se pretende concienciar sobre la problemática no resuelta en torno a los residuos orgánicos, y en concreto la concerniente a los lodos generados en nuestras EDAR, planteando posibles soluciones para su valorización; la finalidad última será establecer algunos criterios que hagan reflexionar sobre su futuro.

La generación de lodos derivados del tratamiento y depuración de aguas residuales urbanas (LODOS EDAR), supone sin duda un problema debido a su continua producción; necesitamos ofrecerles la mejor solución posible desde una perspectiva ambiental, social, y económica, valorizándolos de la manera más acertada. A pesar de que las tecnologías de depuración de aguas van encaminadas a generar menos cantidad de lodos, y con mayor calidad debido a nuevos tratamientos, a día de hoy y en un futuro cercano seguiremos generando grandes cantidades de ellos. Y frente a dicho problema ¿qué podemos hacer con nuestros lodos EDAR? Por fortuna y en buena medida, las leyes ambientales europeas prohíben aspectos tan negativos como su vertido al mar, o su introducción masiva en vertederos (este último aspecto está restringido). En países como España, con una importante agricultura, una posible alternativa es, y seguirá siendo, la valorización agrícola de los lodos mediante su reciclado directo (o después de un tratamiento de estabilización como el compostaje), en los suelos como enmienda o fertilizante orgánico; es la opción más económica y usada actualmente. De esa forma se introducirían en los suelos materia orgánica exógena (carbono orgánico), que, si es de calidad, contribuirá a mantener la fertilidad y productividad de los mismos, cada vez más pobres y degradados, protegiendo así ese importante recurso natural mediante la mejora de muchas de sus propiedades. Los lodos contienen una serie de macronutrientes como nitrógeno (debido a la naturaleza proteica del material), fósforo (nutriente importante para el futuro de nuestros suelos, y uno de los mayores valores añadidos de los lodos), así como otros micronutrientes necesarios para las plantas. Esta valorización permitiría convertir un residuo en un recurso. Sin embargo, no todo es positivo para el reciclaje de lodos en los suelos; pueden contener (por suerte cada vez menos), algunos elementos que podrían afectar a su uso como enmienda o fertilizante de suelos (salinidad elevada, contenido en metales pesados, algunos orgánicos persistentes considerados como contaminantes emergentes, microorganismos patógenos, o incluso su mal olor).

En esta Tesis Doctoral se ha propuesto un objetivo basado en llevar a cabo una experimentación de campo con la finalidad de conocer el efecto que sobre el sistema suelo-planta tiene la aplicación de los lodos EDAR, con un manejo acorde con este tipo de práctica en agricultura. El efecto de aplicar lodos EDAR sobre la fertilidad edáfica de los suelos receptores, así como sobre la planta desarrollada sobre ellos en experimentos fuera del laboratorio, es una parte importante de este estudio. Los experimentos se realizan sobre parcelas agrícolas que soportan cultivos de arbolado de almendro y frutal de hueso (nectarina) y cereal aplicando como enmienda orgánica, con capacidad de aportar nutrientes (fuente de nitrógeno y fósforo), lodos EDAR previamente caracterizados y considerados aptos para ello. El sistema de cultivo, así como el plan de fertilización ha sido acorde con el seguido en ese tipo de agricultura.

Después de monitorizar diferentes parcelas de ensayo con aplicación de lodos al suelo, se concluye que cuando los lodos EDAR tienen una calidad adecuada (bajo contenido en metales pesados, y habiendo sufrido un tratamiento aceptado para su estabilización), pueden ser reciclados en los suelos agrícolas como enmienda orgánica o fertilizante orgánico, siempre con un adecuado seguimiento de los suelos receptores. Los lodos de depuración influyen favorablemente sobre la fertilidad edáfica de los suelos receptores.

Cuando los lodos se adicionan a los suelos, se incrementa en ellos su contenido en carbono orgánico de los suelos, así como de materia orgánica; ello implica que dichos lodos pueden contribuir a incrementar la fertilidad de los suelos donde se aplican. Además, introducen también cantidades apreciables de N y de P, aportando cierto carácter fertilizante. Asimismo, desde un punto de vista bioquímico y microbiológico, también los suelos y su salud se ven beneficiados. Y desde una perspectiva ambiental, si los lodos aplicados tienen la calidad adecuada, no se aprecia contrariedad en lo que respecta a problemas de contaminación por metales pesados, o por algunos orgánicos emergentes. Se considera

pues positiva la valorización de lodos en agricultura, mediante su aplicación directa a los suelos, siempre en condiciones controladas.

Con este trabajo se concluye que deberíamos garantizar que el reciclado de lodos EDAR en los suelos nunca supondrá riesgo alguno para ningún ecosistema implicado. Para ello, habría que establecer criterios claros que permitan su uso en agricultura con el adecuado control (calidad de lodos, y manejo). Sin embargo, el futuro de aplicación directa de lodos para agricultura puede llegar a ser cada vez más complicado si los niveles de exigencia aumentan; muy posiblemente, el uso directo de lodos mediante su reciclado en el suelo tenga fecha de caducidad, si bien debe quedar abierta la posibilidad de compostarlos de manera adecuada, y usarlos una vez compostados (sin patógenos, con materia orgánica estabilizada, y sin mal olor). Es cierto que se pueden valorizar energéticamente nuestros lodos EDAR mediante procesos de combustión, biometanización, pirolisis, o carbonización hidrotermal, poco viables económicamente en la actualidad. Pero desde una perspectiva ambiental y de futuro, construir materia orgánica en nuestros suelos a partir de la adición a los mismos de lodos con suficiente calidad (frescos o posiblemente compostados, con el adecuado control), debería de considerarse una opción prioritaria, si queremos evitar procesos de desertificación inevitables sobre suelos pobres en materia orgánica.

En zonas de clima semiárido, con una agricultura a veces no bien entendida y con suelos con cierto nivel de agotamiento y degradación debido a la exigencia de una agricultura que necesita producir, abogamos por el uso de enmiendas orgánicas de calidad, que permita estrategias sostenibles para una agricultura de futuro. Por ello, en esta Tesis Doctoral se ha realizado un ensayo a nivel de campo, con tres cultivos diferentes (almendro, frutal y cereal), comprobando lo que una aplicación de lodos como aporte exógeno de materia orgánica (y nutrientes), puede aportar a la calidad y salud de los suelos receptores, y a su fertilidad edáfica.

V. ABSTRACT

The objective of the work carried out for this Doctoral Thesis is to know in a real way what happens to our soils when they are amended with WWTP sludge, in semi-arid climate conditions, from both agronomic and environmental perspectives. In addition, it is intended to raise awareness about the unresolved problem around organic waste, and specifically that concerning the sludge generated in our WWTP, proposing possible solutions for their recovery; the ultimate goal will be to establish some criteria that provoke reflection on their future.

The generation of sludge derived from the urban wastewater treatment and purification (SLUDGE WWTP), is undoubtedly a problem due to its continuous production; we need to offer them the best possible solution from an environmental, social, and economic perspective, valuing them in the most appropriate way. Although water purification technologies are aimed at generating less amount of sludge, and with higher quality due to new treatments, we will continue to generate large amounts of it in the near future. And faced with this problem, what can we do with our WWTP sludge? Fortunately and to a large extent, European environmental laws prohibit aspects as negative as their discharge into the sea, or their massive introduction into landfills (the latter aspect is restricted). In countries like Spain, with significant agriculture, a possible alternative is, and will continue to be, the agricultural recovery of sludge through direct recycling (or after a stabilization treatment like composting), in the soil as an amendment or organic fertilizer. It is the most economical and currently used option. In this way, exogenous organic matter (organic carbon) would be introduced into the soil, which, if it is of quality, will contribute to maintaining their fertility and productivity, which are increasingly poor and degraded, thus protecting this important natural resource by improving of many of its properties. Sludge contains a series of macronutrients such as nitrogen (due to the protein nature of the material), phosphorus (an important nutrient for the future of our soils, and one of the greatest added values of sludge), as well as other micronutrients necessary for plants. This valorization would allow turning a waste into a resource. However, not everything is positive for the recycling of sludge in the soil; they may contain (fortunately, increasingly less), some elements that could affect their use as a soil

amendment or fertilizer (high salinity, heavy metal content, some persistent organics considered as emerging contaminants, pathogenic microorganisms, or even their bad smell).

In this Doctoral Thesis, an objective based on carrying out field experimentation has been proposed to understand the effect that the application of WWTP sludge has on the soil-plant system, with management in accordance with this type of practice in agriculture. The effect of applying WWTP sludge on the edaphic fertility of receiving soils, as well as on the plant grown on them, in experiments outside the laboratory, is an important part of this study. The experiments are carried out on agricultural plots that support crops of almond trees and stone fruit (nectarine) and cereal, applying WWTP sludge previously characterized and considered suitable for it, as an organic amendment, with the capacity to provide nutrients (source of nitrogen and phosphorus). The cultivation system, as well as the fertilization plan, has been consistent with that followed in this type of agriculture.

After monitoring different test plots with sludge application to the soil, it is concluded that when the WWTP sludge has an adequate quality (low heavy metal content, and having undergone an accepted stabilization treatment), it can be recycled in agricultural soils as an organic amendment or organic fertilizer, always with adequate monitoring of the receiving soils. Sewage sludge favorably influences the edaphic fertility of receiving soils.

When the sludge is added to the soil, their organic carbon content and organic matter increase. This implies that sludge can help to increasing the fertility of the soils where they are applied. Moreover, they also introduce appreciable amounts of N and P, with a certain fertilizing character. Likewise, from a biochemical and microbiological point of view, soils and their health are also benefited. And from an environmental perspective, if the applied sludge is of adequate quality, there is no problem regarding to contamination problems due to heavy metals or some emerging organics. Therefore, sludge valorization in agriculture, through its direct application to the soil, is considered positive.

This work concludes that we should ensure that the recycling of WWTP sludge in the soil will never pose any risk to any involved ecosystem. To achieve this, clear criteria should be established that allow its use in agriculture with adequate control (sludge quality and management). However, the future of direct application of sludge for agriculture may become increasingly complicated if the levels of demand increase. Very possibly, the direct use of sludge through soil recycling has an expiration date, although the possibility of adequately composting them and using them once composted (pathogen-free, with stabilized organic matter, and odor-free) should remain open. It is true that our WWTP sludge can be recovered energetically through processes of combustion, biomethanization, pyrolysis, or hydrothermal carbonization, which are not economically viable at present. But from an environmental and future perspective, building organic matter in our soils by adding sludge of sufficient quality (possibly composted) should be considered a priority option if we want to avoid inevitable desertification processes on soils poor in organic matter.

In semi-arid climate zones, with agriculture sometimes not well understood, and soils with a certain level of depletion and degradation due to the demands of an agriculture that needs to produce, we advocate the use of quality organic amendments allowing sustainable strategies for future agriculture. For this reason, in this Doctoral Thesis a field trial has been carried out at the field level, with three different crops (almond, fruit trees and cereal), verifying what an application of sludge as an exogenous contribution of organic matter (and nutrients), can contribute to the quality and health of the receiving soils, and their edaphic fertility.

1. INTRODUCCIÓN

Una previsión de la población media realizada por las Naciones Unidas (ONU), sitúa un crecimiento de 8.300 millones para el año 2030 y 9.300 millones para el año 2050. En este sentido, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) se basan en la protección del medio ambiente y la mejora de la calidad de vida en el mundo. Su origen nace en el año 2015 en el que la totalidad de los Estados miembros de la ONU, establecieron 17 objetivos en la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible. Entre estos objetivos, el objetivo sexto, se centra en garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento global.

La depuración y saneamiento de las aguas residuales, es en la actualidad una labor de importancia capital principalmente en los países desarrollados, pero queda de manifiesto que el objetivo es hacerla extensible a nivel mundial. El tratamiento de las aguas residuales urbanas es muy importante para la salud humana y contribuye a la mejora de la calidad del medioambiente. Las estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) son las plantas de tratamiento donde las aguas residuales son depuradas con la finalidad de poder incorporarlas o regenerarlas de nuevo al medio, adecuando su calidad al uso al que se destinen. La reutilización de las aguas depuradas son una fuente de agua no convencional que cada vez cobra más fuerza como consecuencia del desequilibrio hídrico que existe en nuestro planeta. La generación de aguas residuales y su depuración es continua en el tiempo y debido a lo anteriormente expuesto, su tendencia es al incremento. En el proceso de depuración nos encontramos necesariamente con una generación de lodos, o lo que es lo mismo, el lodo de depuración es el producto del proceso de depuración del agua residual. Se trata de un residuo creado como resultado de la prestación de un servicio esencial para garantizar las condiciones sanitarias de la población y el buen estado del medio ambiente. Este residuo, puede ser un inconveniente o un residuo que puede generar beneficios con una adecuada gestión y tratamiento.

Una de las estrategias de las políticas de Europa, va encaminada a la protección de las masas de agua mediante el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, la gestión y valorización de los lodos de depuración obtenidos del tratamiento de las aguas residuales han sido abordados con más lentitud en Europa hasta la fecha. De los últimos datos oficiales disponibles, según el Instituto Nacional de Estadística (INE) para el año 2020, en España se generaron 1.148.222 toneladas de materia seca que supondrían alrededor de 6.000.000 de toneladas de lodo deshidratado al año. Esta cifra se estima que debe ser superior en la actualidad.

De acuerdo con los principios de la Directiva marco de residuos, así como de otras normativas y documentos técnicos sobre la gestión de residuos y de tratamiento de lodos, su valorización es una vía prioritaria de gestión. Los lodos de depuración son ricos en materia orgánica, en nutrientes y pueden ser considerados como una fuente de energía; estas virtudes posicionan a los lodos en una situación estratégica enfocada a la economía circular ya que los revaloriza y prolonga su tiempo en el mercado, respetando la jerarquía de residuos. En este sentido, el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR 2016-2022) ya establecía un objetivo de valorización material mínima del lodo del 85% de la producción para el año 2020. En la actualidad, este objetivo se cumple sin que se hayan observado o referido efectos no deseados en la valorización agrícola de estos lodos. Otras alternativas de destino del lodo son la incineración, aprovechamiento energético o el depósito controlado. Estas vías se sitúan en un nivel inferior en la jerarquía de gestión. No debemos olvidar que los lodos de depuración están tipificados como residuos no peligrosos por la legislación en materia de medioambiente, pero con un adecuado tratamiento, gestión y seguimiento, pueden ser considerados como un subproducto para diferentes actividades.

En definitiva, el tratamiento de las aguas residuales se trata de un proceso necesario sanitaria y medioambientalmente que genera los lodos de depuración, los cuales, pueden ser tratados y gestionados de manera eficiente para completar el ciclo y ser un proceso sostenible en su globalidad. Dichos lodos son objeto de la Tesis Doctoral que se presenta.

1.1. LA AGRICULTURA EN ESPAÑA Y EN LA REGIÓN DE MURCIA

La agricultura ha sido de gran importancia socioeconómica en España a lo largo de la historia; en los últimos años coincidiendo también con la inclusión de España en la Unión Europea se han producido cambios considerables a nivel económico, técnico y normativo. De la superficie total de suelo del territorio español, un 33,5% (16.929.398 ha) está destinada a uso agrícola según datos del Instituto Nacional de Estadística (INE) para el año 2020.

Tabla 1. Distribución de superficies en España año 2020 (ha).

Cultivo o cubierta	Secano	Regadío	Invernadero	Total ha
Cereales grano	5.128.625	934.233	37	6.062.895
Leguminosas grano	276.290	16.011	24	292.326
Tubérculos	10.417	43.075	1	53.493
Industriales	715.094	205.383	95	920.573
Forrajeras	739.230	254.676	1	993.907
Hortalizas y flores	29.736	180.329	23.222	233.288
Barbechos	2.785.110	127.134		2.912.245
Frutales cítricos	19.291	287.734		307.025
Frutales no cítricos	836.682	382.809	9.397	1.228.888
Viñedo	566.690	397.347		964.037
Olivar	1.899.026	852.229		2.751.255
Otros cultivos leñosos	42.110	1.282		43.392
Viveros	4.683	15.391	1.186	21.260
Invernaderos vacíos			37.083	37.083
Huertos familiares	45.231	61.765	736	107.732
Prados y pastizales	8.305.028	29.495		8.334.524
Superficie forestal	19.357.355	26.553		19.383.908
Otras superficies	5.949.197			5.949.197
Superficie geográfica	46.709.797	3.815.447	71.783	50.597.026

Fuente: Instituto Nacional de Estadística (INE), 2022.

El valor de las exportaciones agroalimentarias de los últimos diez años en España sigue una tendencia ascendente como puede apreciarse en la figura 1 al igual que las importaciones, con la salvedad de un ligero descenso en el último año 2020 probablemente ocasionado como consecuencia de la pandemia SARS-CoV2.

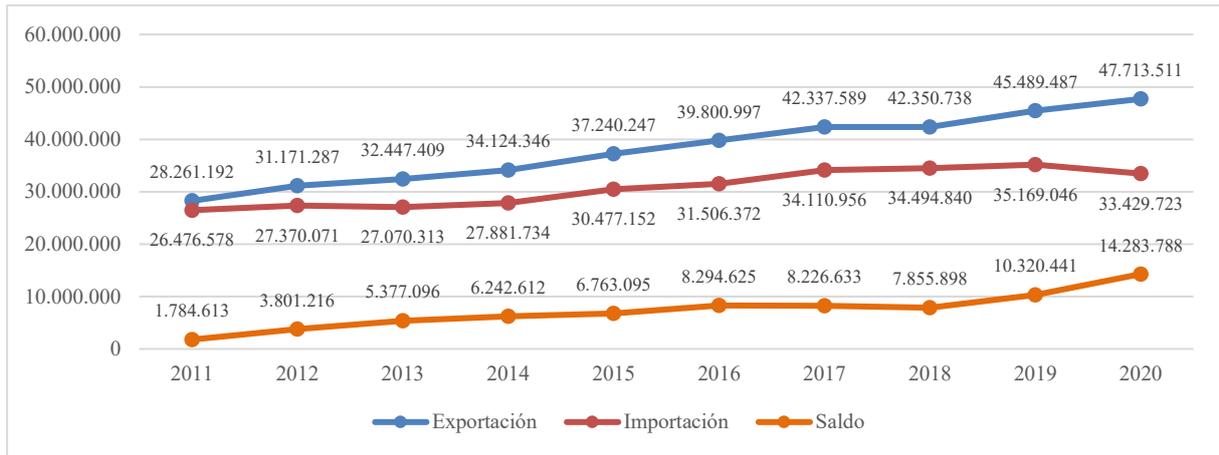


Figura 1. Balanza comercial del sector agroalimentario en España (miles de euros). Fuente: Instituto de Comercio Exterior (ICEX), 2022.

El sector agroalimentario es el segundo sector en importancia por su valor (14,8%) de las exportaciones de los últimos años como se refleja en la tabla 2. Hay que tener en cuenta que el sector bebidas también depende en una parte importante de la agricultura por las bebidas sin alcohol como pueden ser los zumos, bebidas alcohólicas principalmente por los vinos y otras bebidas alcohólicas.

Tabla 2. Evolución de las exportaciones en España de los principales sectores (miles de euros).

	2018			2019			2020		
	Valor	% Total	% Inc.	Valor	% Total	% Inc.	Valor	% Total	% Inc.
4. Productos industriales y tecnología	201.775.511	70,7	4,3	202.369.454	69,6	0,3	174.945.855	67,0	-13,5
1. Agroalimentarios	42.350.738	14,8	0	45.489.487	15,6	7,4	47.713.511	18,3	6,0
3. Bienes de consumo	35.955.527	12,6	1,2	37.853.184	13,0	5,3	33.425.809	12,8	-11,0
2. Bebidas	5.178.765	1,8	6,5	5.180.682	1,8	0,0	5.090.283	1,9	-1,2
Subtotal Productos	285.260.541	100	3,3	290.892.807	100	2,0	261.175.458	100	-10,0

Fuente: Instituto de Comercio Exterior (ICEX), 2022.

Dada la importancia de la agricultura en España, existe una demanda considerable de fertilizantes. Los cultivos agrícolas son grandes demandantes de nutrientes principalmente de los elementos esenciales nitrógeno, fósforo y potasio, los cuales, son necesarios para su correcto desarrollo vegetativo y obtener producciones adecuadas (tabla 3).

Tabla 3. Extracciones de principales nutrientes para diferentes cultivos agrícolas.

Extracciones de principales nutrientes en diferentes cultivos					
Cultivos		N (kg/t producida)	P ₂ O ₅ (kg/t producida)	K ₂ O (kg/t producida)	
Cereales de Invierno	Trigo	28-40	9-15	20-35	
	Cebada	24-28	10-12	19-35	
	Avena	24-30	10-14	23-35	
	Centeno	18-20	12-14	16-20	
Cereales de Primavera	Maíz	27	10	20	
Leguminosas de Grano	Judías secas	50	20	32	
	Habas secas	60	17	45	
	Lentejas	47	8	12	
	Garbanzos	45	8	35	
	Guisantes secos	43	20	30	
	Veza	45	15	26	
	Yeros	36	10	13	
	Altramuz	85	21	43	
Tubérculos	Patata	3,5-5	1,5-2	6-10	
	Algodón	23,7	19,2	19,2	
Oleaginosas Herbáceas	Girasol	30-40	15-20	30-40	
	Colza	40-50	25-30	35-40	
	Soja	60-70	16-20	30-40	
Cultivos Hortícolas	Al aire libre	Alcachofa	16,7-14,5	4-4,5	20-19
		Apio	4,7-4	1,7-1,6	6,3-7,5
		Berenjena	5,8-4,7	1,8-1,7	6,4-5,7
		Brócoli	18,7-16	5,3-5	24,7-22,5
		Calabacín	4-3,4	1,2-1,1	4,4-4,6
		Cebolla	2,8-2,7	1-1,4	3,3-3,6
		Col	6,6-5,6	1,9-1,7	8,3-7,1
		Col China	3,7-3,7	1,2-1,3	3,8-5,1
		Coliflor	10,4-8,6	2,8-2,6	12-10,3
		Espinaca	5,6-5,3	1,6-1,7	7,2-7,3
		Guisantes secos	26,7-26	13,3-12	30-28
		Judías verdes	6,7-7,5	3,3-3,8	10,8-10
		Lechuga	4-3,5	1-1,3	6-5,8
		Melón	4,7-4	1,7-1,5	8,3-8,3
		Pepino	4-3,4	1,6-1,4	4,8-4,6
		Pimiento	4,4-4,7	1,6-1,7	6-5,7
		Puerro	4,3-4,2	1,3-1,3	3,7-4,4
		Rábano	3,2-3,3	1,2-1,3	3,6-3,7
		Sandía	2,5-2,6	1,1-1,1	3,3-3,4
		Tomate	3,6-3,7	1,2-1,4	5,5-5,1
Zanahoria	2,8-3	1,2-1,2	5-6,4		
	Berenjena	5,7-5,2	1,8-2	6,2-6,4	

Extracciones de principales nutrientes en diferentes cultivos				
Cultivos		N (kg/t producida)	P ₂ O ₅ (kg/t producida)	K ₂ O (kg/t producida)
En invernadero	Calabacín	4-4,2	1,2-1,3	4,4-5
	Judías verdes	6,9-7,6	3,8-4,1	10,8-9,4
	Melón	4,4-4	1,6-1,5	7,4-6,2
	Pepino	2,9-3,3	1,7-1,8	3,5-3,8
	Pimiento	4,9-4,5	1,6-1,8	6,4-6,2
	Sandía	2,5-2,6	1,1-1,1	3,3-3,4
	Tomate	3,8-3,4	1,6-1,5	6-5,8
Cítricos ⁽¹⁾	Riego localizado	7	1,75	3,5
	Riego inundación	6	2	3,5
Frutales	Melocotonero-Nectarina	3,4	1,8	3,8
	Cerezo	5,5	1,5	3
	Manzano	2,5	0,875	2,75
	Peral	2,5	0,8	2,8
	Albaricoquero	3,5	1,25	5,75
	Ciruelo	3,25	0,75	3,25
	Almendra	32	12	48
Vid y olivo	Vid ⁽²⁾	5,8-5	3,3-2,8	10-8,9
	Olivo	15-20	4-5	20-25

(1) Producción media estimada de 40 (t/ha). (2) Producción estimada 6-9 (t/ha). Fuente: Luis López Bellido et al., 2009.

Los lodos, como más adelante se pondrá de manifiesto en esta introducción, deben ser considerados como una enmienda orgánica, un material que puede ser empleado como “materia orgánica exógena”, capaz de beneficiar muchas propiedades de nuestros suelos (propiedades físicas, químicas, biológicas, bioquímicas y microbiológicas), debido a su aporte de carbono orgánico fundamentalmente. Pero también es cierto que muchos de los lodos procedentes de plantas de depuración de aguas urbanas pueden ser una fuente importante de los principales nutrientes demandados por los cultivos agrícolas y podrían ser adecuados para minimizar en la medida de lo posible el consumo de fertilizantes. Este aspecto es muy interesante, porque como se observa en la tabla 4, se consumen en España gran cantidad de fertilizantes minerales; el uso de orgánicos como los lodos podría en parte evitar un uso masivo de insumos minerales en agricultura, con el consiguiente beneficio ambiental y económico que ello reportaría.

La Región de Murcia está ubicada en el sureste español formando parte del Arco Mediterráneo. La agricultura de secano ha sido predominante desde los orígenes en esta región; pero es a partir de la llegada de recursos hídricos principalmente el acueducto Tajo-Segura cuando cobran más fuerza los cultivos de regadío hasta llegar a las cifras actuales. La superficie total de la Región de Murcia es de 1.131.619 hectáreas, de las cuales, el 41,3% (467.092 ha) están destinadas a la agricultura y dentro de esta superficie agrícola, el 61,5% (282.438 ha) están dispuestas para cultivos de secano según datos del INE para el año 2020 (tabla 5).

Tabla 4. Consumo de fertilizantes inorgánicos destinados a la agricultura en España para el año 2020.

Fertilizantes inorgánicos con destino al consumo agrícola por comunidades autónomas año 2020 (toneladas)			
CC.AA.	Nitrogenados (N)	Fosfatados (P ₂ O ₅)	Potásicos (K ₂ O)
Galicia	25.034	10.951	7.196
Principado de Asturias	3.854	1.986	3.133
Cantabria	14.757	5.518	2.778
País Vasco	18.133	5.023	7.463
Navarra	28.634	20.644	7.177
La Rioja	21.710	3.837	3.091
Aragón	140.442	65.870	32.513
Cataluña	49.488	24.189	37.937
Baleares	2.693	615	724
Castilla León	249.493	115.762	76.123
Madrid	16.236	19.940	9.380
Castilla la Mancha	82.280	46.744	27.213
Comunidad Valenciana	76.686	34.694	39.169
Región de Murcia	33.614	21.808	17.957
Extremadura	48.439	16.780	24.737
Andalucía	242.524	91.341	99.627
Islas Canarias	5.282	971	3.271
Total España	1.059.299	486.673	399.489

Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), 2022.

La agricultura es en la actualidad un motor muy importante de la economía en la Región de Murcia, en el que se han modernizado los sistemas de explotación. Se ha profesionalizado el sector y todo ello, aprovechando la sinergia del avance de la tecnología y digitalización que hoy en día juega un papel crucial en cualquier actividad económica. La globalización de los mercados ha contribuido al refuerzo de la agricultura, aunque también ha sido la causante de efectos negativos como la competitividad de precios de los productos agrícolas. Al igual que ocurre en los datos globales de España, la exportación agroalimentaria en la Región de Murcia en los últimos diez años es claramente ascendente, como representa la figura 2. En el caso de la Región de Murcia las importaciones también son ascendentes en los últimos años.

Tabla 5. Distribución de superficies en la Región de Murcia año 2020 (ha).

Cultivo o cubierta	Secano	Regadío	Invernadero	Total
Cereales grano	54.359	1.244		55.603
Leguminosas grano	1.302	114		1.416
Tubérculos		882		882
Industriales	2.431	2.103		4.534
Forrajeras	59	431		490
Hortalizas y flores	8.252	37.696	4.016	49.963
Barbechos	68.689	22.822		91.511
Frutales cítricos	1.499	43.929		45.428
Frutales no cítricos	112.200	38.318		150.518
Viñedo	16.471	11.450		27.920
Olivar	19.568	9.369		28.936
Otros cultivos leñosos	1.765	52		1.817
Viveros	39	804	233	1.077
Invernaderos vacíos			2.239	2.239
Huertos familiares	806	3.950	2	4.758
Prados y pastizales	12.085			12.085
Superficie forestal	415.154	22		415.176
Otras superficies	237.265			237.265
Superficie geográfica	951.943	173.186	6.491	1.131.619

Fuente: Instituto Nacional de Estadística (INE), 2022.



Figura 2. Balanza comercial del sector agroalimentario en la Región de Murcia (miles de euros).

Fuente: Instituto de Comercio Exterior (ICEX), 2022.

Las exportaciones del sector agroalimentario de la Región de Murcia en los últimos años ocupan el segundo lugar en importancia por su valor al igual que ocurre en España, con la diferencia que representan el 41,2% del total de las exportaciones (tabla 6).

Tabla 6. Evolución de las exportaciones en la Región de Murcia de los principales sectores (miles de euros).

	2018			2019			2020		
	Valor	% Total	% Inc.	Valor	% Total	% Inc.	Valor	% Total	% Inc.
4. Productos industriales y tecnología	5.336.805	49,5	1,4	5.190.957	48,2	-2,7	3.994.692	40,2	-20,7
1. Agroalimentarios	4.437.771	41,2	1,5	4.557.450	42,3	2,7	4.876.401	49,1	8,5
2. Bebidas	621.598	5,8	22,0	605.402	5,6	-2,6	680.318	6,9	12,9
3. Bienes de consumo	386.411	3,6	-1,9	426.130	4,0	10,3	378.214	3,8	-10,8
Subtotal Productos	10.782.586	100	2,3	10.779.939	100	0,0	9.929.625	100	-6,0

Fuente: Instituto de Comercio Exterior (ICEX), 2022.

1.2. LOS RESIDUOS Y SU PROBLEMÁTICA

Según García, C. et al., (2016), la Unión Europea (UE) ha asumido como una de sus políticas prioritarias la gestión eficiente de los residuos. Por ello, la propuesta de marco financiero plurianual (MFP) 2015-2020, indica que velará para que los fondos comunitarios sólo se inviertan en proyectos de gestión de residuos si se cumplen previamente determinadas condiciones, incluida la elaboración de Planes de Gestión de Residuos, teniendo en cuenta el siguiente principio de jerarquía; prevención en la generación de residuos, reutilización y reciclaje de los mismos, frente a la incineración con recuperación de energía, recomendando utilizar como último recurso el depósito en vertedero o la incineración sin recuperación de energía. Para ello, la Comisión Europea ha elaborado un documento llamado “Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos”. Este informe, es uno de los documentos estratégicos en materia de gestión de residuos en la UE, otorgando especial atención al apartado: “Conversión de los residuos en recursos”.

La generación de residuos sin control ni equilibrio ocasiona en la naturaleza un desorden de ciclo generando un impacto tanto económico como ambiental. El deber de minimizar la generación de residuos y mejorar su gestión, es inexcusable y debe componerse de una base sólida tanto socioeconómica como ambiental, en busca de la conversión y principio de convertir un residuo en un recurso mediante su valorización ambiental en la medida de lo posible.

1.3. LODOS DE DEPURACIÓN: SU GENERACIÓN COMO RESIDUO ORGÁNICO

Las plantas de tratamiento de aguas residuales disponen cuatro etapas importantes, un pretratamiento, donde se separan las aguas residuales de sólidos de mayor tamaño, fibras y grasas; el tratamiento primario, donde se separan los sólidos en suspensión de las aguas; el tratamiento secundario, cuyo objetivo es la eliminación de materia orgánica mediante procesos biológicos y el tratamiento avanzado, eliminando nitrógeno, fósforo y otros procedimientos biológicos o químicos (tabla 7).

Los lodos constituyen sustratos complejos, a menudo se pueden caracterizar por dos fracciones, los lodos primarios procedentes del decantador primario caracterizados por un mayor porcentaje de lípidos y un menor porcentaje de proteínas respecto al lodo secundario; y lodos secundarios de los decantadores secundarios después de haber sufrido un proceso biológico las aguas residuales que contienen un porcentaje muy alto de biomasa. Su ingrediente principal es la proteína. Los lodos son tratados en las plantas de tratamiento de aguas residuales siguiendo una serie de procesos que posibilitan su gestión final (figura 3).

Tabla 7. Tratamientos de las aguas residuales

Tratamiento	Proceso	Tecnologías	Eliminación
Pretratamiento	Separación física	Cribado, sedimentación, flotación	Desechos, fibras, arena, aceite, grasa
Primario	Separación física	Sedimentación, flotación	Sólidos en suspensión, aceites
Secundario	Tratamiento biológico, separación física	Proceso de lodos activados Reactores biológicos Moving Bed Bio Film Reactor (MBBR) Bioreactor de membrana (MBR) Humedales	Orgánicos, tratamiento parcial de nutrientes (nitrógeno y fósforo), microorganismos
Avanzado	Separación física, tratamiento químico, tratamiento bioquímico	Desinfección (cloración, ozonización y tratamiento ultravioleta (UV)) Filtración de carbón activo Tratamiento biológico avanzado Ósmosis inversa, coagulación, microfiltración, ultrafiltración	Microorganismos, nutrientes, sustancias altamente activas desde el punto de vista biológico y difíciles de biodegradar (microcontaminantes)

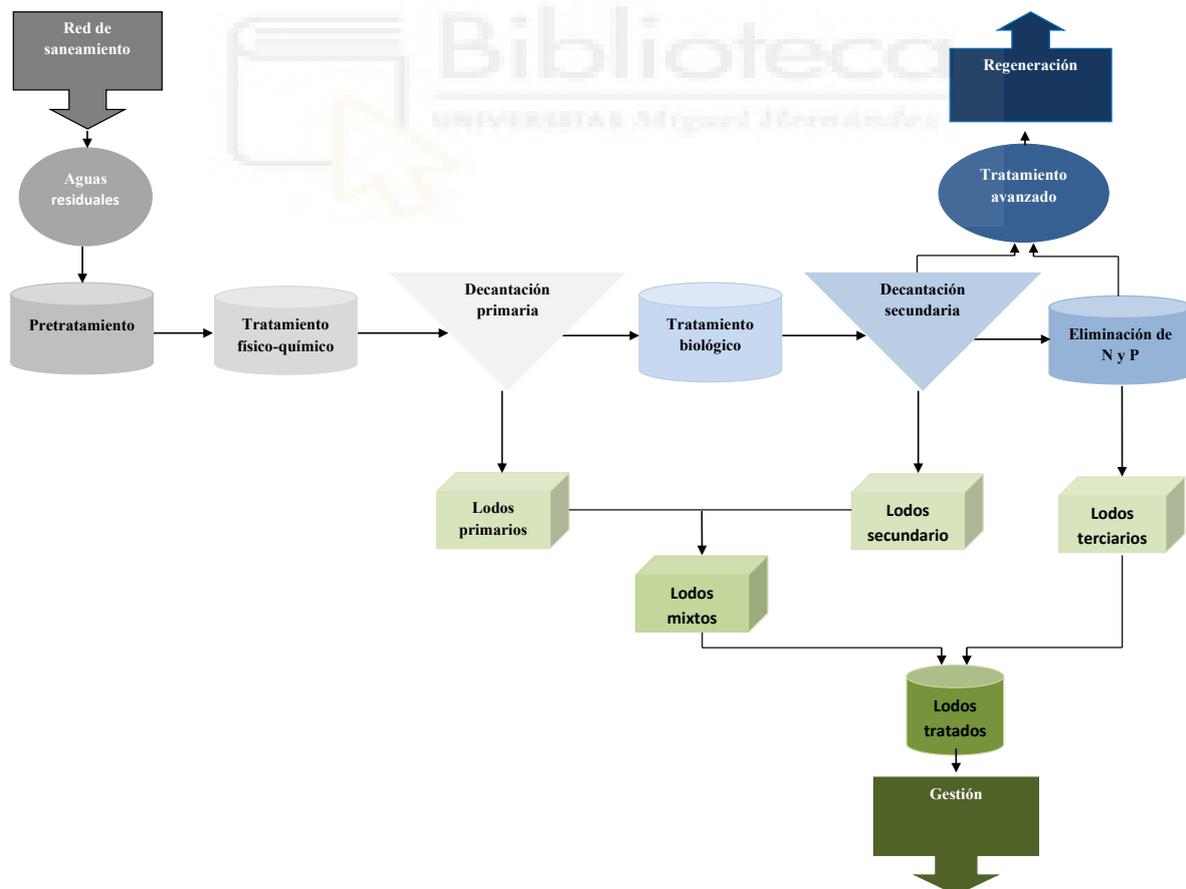


Figura 3. Proceso de tratamiento y depuración del agua residual.

1.3.1. Espesamiento

En primer lugar, los lodos se someten a un espesamiento para extraer la parte líquida y reducir su volumen con la finalidad de facilitar su manejo. Con el empleo del espesamiento se consiguen objetivos como reducir el calor y combustible necesario en los siguientes procesos, reducir la capacidad de almacenamiento y equipos, así como minimizar los consumibles necesarios en los siguientes procesos.

Los sistemas de espesamiento pueden ser:

- Gravedad.
- Flotación.
- Centrifugación.
- Filtro banda por gravedad.
- Espesador de tambor rotativo.

1.3.2. Procesos de estabilización de los lodos de depuración

La estabilización de lodos se realiza para reducir la presencia de microorganismos patógenos, eliminar malos olores e inhibir, reducir y/o eliminar su potencial fermentativo. Los lodos obtenidos durante el tratamiento de aguas residuales contienen a menudo una alta proporción de materia orgánica, que debe ser activada para su descomposición con el fin de mantener estas sustancias en una forma relativamente estable, evitando así el riesgo de alteraciones posteriores, incluidas las molestias que pueden derivar en malos olores (Costa et al., 1991).

Por tanto, la estabilidad de los lodos obtenidos es otro aspecto fundamental del destino final de los lodos de EDAR.

La estabilización del lodo suele realizarse mediante tres procesos principalmente:

- Digestión anaerobia.
- Digestión aerobia.
- Estabilización química.

1.3.2.1. Digestión anaerobia

El proceso de digestión anaerobia suele instalarse en EDAR superiores a 50.000 habitantes equivalentes, aunque también puede emplearse en plantas de tamaño inferior. En este proceso se genera biogás, el cual, supone una fuente de energía importante para el consumo de la propia planta de tratamiento. Se minimiza el volumen de lodos y se descartan problemas de olores, siendo este uno de los problemas más negativos que tienen los lodos. Para un funcionamiento ideal de la digestión anaerobia, los lodos deben reunir una serie de características como tener altas concentraciones de materia orgánica biodegradable y no contener compuestos en concentraciones que puedan resultar tóxicas e inhibir el proceso.

La digestión anaerobia se puede definir como el proceso biológico de degradación de materia orgánica biodegradable por fermentación bacteriana en un ambiente cerrado y en condiciones anaerobias, durante el cual, se produce metano. Este es un proceso lento que requiere ciertas condiciones de temperatura, concentración, tiempo de retención, pH y alcalinidad. Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales contienen sustratos y microorganismos que se convierten en elementos más simples y estables durante la digestión. Dado que el proceso se realiza en ausencia de aire, el oxígeno contenido en la materia orgánica, así como el oxígeno en nitritos, nitratos y sulfatos, es utilizado por organismos aerobios para producir elementos inocuos y otros para los propios productos del proceso, como el dióxido de carbono y el agua.

Se producen reacciones químicas y bioquímicas que incluyen diferentes tipos de bacterias, produciendo transformaciones. En el proceso de la digestión anaerobia se dan tres etapas: en primer lugar, una hidrólisis seguido de una acidogénesis y acetogénesis y finalmente una metanogénesis. Todo el proceso lo llevan a cabo muchos tipos de bacterias, por lo que su desarrollo dependerá del equilibrio relativo de las poblaciones vivas entre los diferentes tipos de bacterias. Entre la biomasa involucrada en este

proceso, algunas bacterias relacionadas con la hidrólisis son capaces de degradar la materia orgánica tanto en condiciones aerobias como anaerobias, por el contrario, en las siguientes fases predominan las bacterias anaerobias.

Con la finalidad de aumentar el rendimiento en la digestión, el fango biológico es desintegrado, este proceso se conoce como pretratamiento. Dicho pretratamiento puede ser físico-químico o biológico. Dentro de los pretratamientos físico-químicos, encontramos el pretratamiento mecánico, que está diseñado para separar los flóculos, reducir el tamaño de las partículas y romper las paredes celulares. Un ejemplo de este proceso es el ultrasonido. Otro pretratamiento físico-químico es el tratamiento térmico en el que se aplica temperatura y presión estipulada provocando la separación del fango.

El pretratamiento biológico incluiría la adición de enzimas industriales al fango para facilitar la hidrólisis enzimática. También es posible emplear otros tratamientos biológicos como la digestión anaerobia termófila cuya función es aplicar alta temperatura de modo que la etapa de metanogénesis no actúa. En definitiva, el tratamiento químico potencia la hidrólisis mediante químicos y el tratamiento térmico consigue que el fango sea más biodegradable.

En la digestión anaerobia, la diferencia de velocidad en degradarse la materia orgánica está directamente relacionada con la temperatura. La ecuación de Arrhenius identifica los rangos de temperatura en la digestión anaerobia de la siguiente manera:

- Psicrófilo, entre 10 - 25 °C.
- Mesófilo, entre 30 - 40 °C.
- Termófilo, entre 50 - 60 °C.

La digestión termófila se desarrolla más rápida que la digestión mesófila.

1.3.2.2. Digestión aerobia

La estabilización aerobia de lodos en las plantas de tratamiento de aguas residuales se basa en oxidar de modo aerobio la materia orgánica de estos. En este proceso reaccionan los microorganismos en presencia de oxígeno. La materia orgánica que contiene el fango sufre una hidrólisis provocada por bacterias heterótrofas y durante la fase de crecimiento de estas bacterias se produce una oxidación de la materia orgánica generando calor.

El oxígeno es necesario en este proceso y es un factor limitante en la velocidad de degradación de la materia orgánica. La digestión aerobia no precisa un aumento de la temperatura del fango como ocurre en la digestión anaerobia, aunque podría influir en el rendimiento, por el contrario, el oxígeno si es necesario como decíamos anteriormente.

La materia orgánica obtenida de lodo digerido de forma aerobia no es muy biodegradable consiguiendo un lodo muy estable en este proceso. Pero el consumo de energía demandado en la oxidación de la materia orgánica en la digestión aerobia es una de sus desventajas, siendo esta la razón por la que este proceso es el elegido para plantas de tratamiento de aguas residuales de tamaño mediano y pequeño eliminando el tratamiento primario como la aireación prolongada. Este sistema está muy extendido y consigue unos lodos estabilizados.

La digestión aerobia termófila trata de minimizar la eliminación de materia orgánica para generar metano en el digester anaerobio (Gómez, 2007).

La digestión aerobia termófila autosostenida (ATAD) es un tratamiento biológico que consigue un lodo estabilizado e higienizado de calidad. Para ello, es necesario unos parámetros de temperatura y una retención determinada evitando algún aporte al digester hasta que no termina la operación. En ambiente aerobio, la materia orgánica genera el calor suficiente para mantener el lodo a temperatura termófila, esta temperatura logra un lodo higienizado y un aumento de la sequedad de este.

1.3.2.3. Estabilización química

Otro proceso de estabilización del lodo es la estabilización química y puede ser considerada una alternativa a la estabilización biológica. Se basa en la oxidación química de la materia orgánica y en el cambio de pH mediante la adición de químicos. Con la adición de oxidantes fuertes como el cloro se consigue la oxidación química. La modificación del pH puede realizarse mediante adición de ácidos o bases fuertes siendo el más utilizado la cal ($\text{pH} > 12$) con la finalidad de eliminar la actividad bacteriana modificando el pH. Ese proceso, minimiza los olores y el nivel de patógenos del lodo.

El lodo estabilizado con cloro tiene un olor muy débil, es estéril y se deshidrata fácilmente. Se pueden utilizar para acondicionar el suelo. Como desventaja y debido a su elevada acidez y concentración de cloro, puede liberar metales pesados, así como compuestos clorados. Ello hace que se deba prestar especial atención a su empleo.

1.3.3. Deshidratación

El objetivo de la etapa de deshidratación es reducir el volumen del lodo en un intento de obtener un material semisólido manejable, viable para determinados tratamientos y minimizar el olor. Los métodos empleados para deshidratar los lodos son: mediante secaderos y mecánicamente, por filtración al vacío, filtros de banda y centrifugación.

Metcalf y Eddy. (1995) clasifica los lodos deshidratados en: i) pastoso, cuando su contenido en materia seca oscila entre el 30-50%, la cual es apta para poder aplicar los lodos en los suelos; ii) seco, con contenido entre el 50-90% de materia seca, considerándolos como lodos secos y carentes de olor y; iii) lodos totalmente secos, cuyo contenido en materia seca es mayor del 90% y los considera lodos estabilizados y sanitariamente seguros.

1.3.4. Tratamiento y destinos de los lodos de depuración

Los principales objetivos que se pretenden conseguir en los diferentes tratamientos de los lodos de depuración son su estabilización, reducción del volumen, la recuperación de energía y nutrientes y la generación de un subproducto viable para su valorización. Se exponen a continuación los principales tratamientos de los lodos de depuración:

1.3.4.1. Secado térmico

Una característica de los lodos procedentes de EDAR es su elevado contenido de materia húmeda. El agua libre se puede eliminar con el empleo de sistemas mecánicos, el secado térmico se basa en la aplicación de energía térmica para la evaporación de la cantidad de agua no libre en el lodo. Para obtener una mayor viabilidad económica, se debe optimizar el proceso de secado mecánico previamente al térmico por el elevado coste energético del secado térmico.

La minimización del volumen del lodo es una de las principales virtudes del secado térmico para cualquiera que sea su destino por la reducción de su volumen, factor importante para su transporte y por su composición física para determinados destinos industriales como la actividad cementera. Igualmente, con el secado térmico se consigue un producto estable e higienizado ya que está libre de patógenos. El secado solar del lodo es una alternativa que está cobrando cada vez más fuerza mediante el empleo de energía solar. Uno de los inconvenientes del secado solar es la necesidad de grandes superficies, pero se trata de una alternativa más económica y respetuosa con el medioambiente.

1.3.4.2. Compostaje

El compostaje es un proceso aerobio, biológico y exotérmico donde se produce una descomposición producida por los microorganismos de los compuestos orgánicos biodegradables contenidos en los lodos de depuración que permite su acopio (Imbeah, 1998; Lu et al., (2020). El compostaje se puede generar

de forma natural, pero la humedad y la relación C/N es un factor limitante para la actividad de los microorganismos (Wu et al., 2015). Como norma general, el proceso de compostaje sufre tres etapas. En primer lugar, surge una etapa mesófila, seguido de una etapa termófila aumentando la temperatura (70°C o superior) y finalmente se produce la maduración donde baja la temperatura (de Bertoldi et al., 1983). El sistema de compostaje puede ser en túneles, en pila y con volteos mecánicos o sin ellos.

Los lodos de depuración suelen mezclarse con otros materiales orgánicos con elevada relación C/N y pobres en nutrientes. Este proceso es conocido como co-compostaje y su objetivo es minimizar la humedad, airear y equilibrar los nutrientes de los microorganismos del lodo compostado (Zhang et al., 2018). Las lombrices de tierra y larvas de insectos pueden acelerar la descomposición aerobia de la materia orgánica en los lodos de depuradora (Liew et al., 2022). El pH y el tamaño de las partículas también va a influir en el proceso de compostaje (Imbeah, 1998; Li et al., 2001).

Los lodos compostados son un producto viable para su aprovechamiento en suelos agrícolas (Margesin et al., 2006). La riqueza de nitrógeno de los lodos compostados es inferior que la de los lodos empleados para aplicación directa en agricultura, dicho cambio parece ser consecuencia del proceso de mineralización (Lv et al., 2018). A nivel sanitario, el aumento de la temperatura durante la etapa termófila en el compostaje elimina gran parte de los patógenos (Nakasaki et al., 1985).

1.3.4.3. Vermicompostaje

El vermicompostaje es una tecnología destinada a la estabilización de los residuos orgánicos mediante el empleo la capacidad detritívora de las lombrices. Las lombrices aceleran los procesos de degradación y humificación de estos lodos, y el producto resultante del vermicompostaje puede ser aprovechado como fertilizante o enmienda en agricultura y jardinería. El vermicompostaje, puede ser considerado otro proceso de estabilización de los lodos de depuración, cuyo producto generado por la acción combinada de lombrices y microorganismos, es denominado vermicompost.

1.3.4.4. Incineración

La incineración es un tratamiento termoquímico oxidativo de lodos de depuradora para recuperar energía renovable (Jandacka et al., 2017). Durante la incineración, la materia orgánica del lodo se quema a temperaturas que oscilan entre los 850 y los 1000 °C o incluso superiores, siendo el CO₂ el gas principal que se emite junto con otros gases como el óxido de nitrógeno (Son A. Hoanga et al., 2022). La temperatura elevada en este proceso hace que el agua sea evaporada. La disminución del peso y volumen, la eliminación de patógenos y microcontaminantes, así como la recuperación de energía son los resultados de la incineración (Marani et al., 2003). Las cenizas como resultado del proceso son catalogadas como peligrosas por su contenido en metales pesados, por lo que requieren de una gestión adecuada para no generar impacto sobre el medioambiente (Ebbers et al., 2015).

Las cenizas obtenidas en este proceso son un material adecuado para la fabricación de productos como el cemento (Donatello y Cheeseman, 2013). Sin embargo, durante la eliminación, pueden liberarse metales pesados tóxicos (p. ej., Pb, Cd), que pueden afectar negativamente al medio ambiente. Durante la incineración, se generan volátiles, un cambio estructural, el secado y la combustión (Murakami et al., 2009). La materia húmeda elevada de los lodos, es un factor negativo en la incineración al ser un contratiempo en la combustión e inestabilizar la temperatura, por ello los lodos de depuración reciben un tratamiento previo de deshidratación para conseguir lodos secos (Liang et al., 2021).

1.3.4.5. Pirólisis

La pirólisis es un proceso termoquímico reductivo y endotérmico que convierte los compuestos orgánicos de los lodos de depuradora en compuestos ricos en carbono a temperaturas entre 100 y 1000°C en ausencia o suministro limitado de oxígeno (Racek et al., 2020). La pirólisis en lodos de depuración hace que puedan ser considerados como una fuente de energía renovable (Djandja et al., 2020). Los factores limitantes en el proceso de pirólisis son la temperatura, la presión, la turbulencia, la composición

de los lodos de depuradora, el tiempo de residencia en el reactor y la velocidad de calentamiento (Barry et al., 2019). El resultado del proceso de pirólisis es un biochar de buen aprovechamiento (Bolan et al., 2021) como por ejemplo su aplicación en suelos agrícolas y degradados.

En comparación con la incineración, la pirólisis de lodos requiere temperaturas de funcionamiento más bajas, lo que es beneficioso para evitar la evaporación de elementos potencialmente tóxicos (PTEs) en los lodos (Manara y Zabaniotou, 2012; Raheem et al., 2018). El rendimiento de biochar en el proceso la pirólisis es elevado, algunos autores lo cuantifican en el 50% del volumen de lodos de depuración tratados.

1.3.4.6. Recuperación de energía

Los lodos de depuración en condiciones óptimas de secado son demandados por la industria cementera para coincineración, minimizando el consumo de combustibles fósiles y emisiones de CO₂. Sus propiedades para obtener metano e hidrocarburos, les puede convertir en un subproducto de valor añadido.

Otro tratamiento de interés es la hidrólisis térmica cuyo proceso es aplicado en plantas de tratamiento de aguas residuales con digestión anaerobia, donde se somete el lodo de depuradora a alta presión y temperatura. Dicho tratamiento consigue como objetivo unos lodos mejor deshidratados, higienizados y de alta calidad, reduce la digestión en la planta de tratamiento y se obtiene mayor producción de biogás.

1.3.4.7. Vertedero

Este tratamiento es el último en la jerarquía de destinos respetuosos con el medioambiente. Destinar los lodos de depuración a vertedero es otra alternativa, pero con muchos perjuicios por diferentes motivos, la capacidad de los vertederos es limitada, los lodos deben reunir unos requisitos mínimos de humedad y en la actualidad el destino de los lodos de depuración a vertedero está muy cuestionado.

1.3.4.8. Aplicación directa en el suelo

Los lodos de depuración son ricos en materia orgánica y con una adecuada gestión pueden ser una fuente de materia orgánica en los suelos pobres de ella, contribuyendo a una mejora de las propiedades del suelo, así como, un aporte de nutrientes especialmente nitrógeno y fósforo de gran interés para los cultivos agrícolas. La aplicación directa de lodos procedentes de tratamientos de aireación prolongada es una aplicación cuestionada en los últimos tiempos principalmente porque su aplicación tiene mayor impacto de olores que otros tratamientos.

El contenido de proteínas, aminoácidos e hidratos de carbono que contienen los lodos de depuración es una fuente de energía para los macroorganismos, la degradación de estas fuentes genera olores fruto de la emisión de compuestos como sulfuro de hidrógeno y amoníaco. Dichas emisiones pueden generarse en el tratamiento, almacenamiento, transporte y aplicación de los lodos en el suelo agrícola. Un riesgo de la aplicación de lodos en general y más acusado en la aplicación directa es la atracción de vectores como roedores y aves, por el olor y al ser un alimento para estos vectores que podrían ser transmisores de patógenos.

Su valorización agronómica es igual de interesante que el resto de los tratamientos de lodos y con el objetivo de minimizar su impacto desfavorable podrían definirse unas buenas prácticas y limitaciones que corrigieran sus desventajas como, por ejemplo:

- Prohibición de aplicación a parcelas agrícolas con una distancia inferior a 1.500 metros de núcleos de población.
- Plazo máximo de 48 horas desde la descarga del lodo EDAR en la parcela agrícola hasta su aplicación, incluido el volteo del terreno.

- Garantizar la ubicación y distancia que evite la contaminación de masas de agua tanto superficiales como subterráneas.
- Prohibición de aplicación festivos y fines de semana.
- Exclusividad de aplicación para cultivos de secano y en suelos con baja materia orgánica.

Tabla 8. Producción total anual de lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en Europa (miles de toneladas de materia seca).

País/Año	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Bélgica	140	132	176								
Bulgaria	43	39	50	51	59	60	55	57	66	69	53
Republica Checa	220	207	196	218	263	260	239	210	207	223	228
Dinamarca	108		141								
Alemania	2.053	1.950	1.894	1.946	1.849	1.809	1.831	1.821	1.794	1.786	1.762
Estonia	22	22	19	18	22	17	20	19	19	21	26
Irlanda	103	107	90	86	72	65	54	58	56	59	55
Gracia	136	152		147	119	113	116	120	120	103	103
España	1.256	1.305	1.355	1.332	1.233	1.123	1.132	1.153	1.174	1.192	1.210
Francia	1.087		1.025	1.022	1.043	909	1.059	1.238	1.006	1.174	
Croacia		30	30	31	17	16	16	18	20	18	19
Italia			1.103								
Chipre	8	9	7	7	7	6	6	7	7	7	8
Letonia	19	22	21	20	20	23	22	22	26	25	25
Lituania			51	52	45	41	41	44	44	42	44
Luxemburgo	13		10		9			9	9	9	9
Hungría	172	149	170	168	161	170	163	178	218	267	234
Malta	0	1	1	6	11	10	9	8	11	10	8
Países Bajos	353	350	351	351	346	339	345	355	348		341
Austria	254		263		266		239		238		234
Polonia	567	563	527	519	533	540	556	568	568	584	583
Portugal		344			339		86		119		
Rumania	79	121	82	114	85	173	192	210	240	283	248
Eslovenia	20	27	30	27	26	27	28	29	33	37	38
Eslovaquia	58	59	55	59	59	57	57	56	53	55	56
Finlandia	144	149	143	141	141	95	116	146	147	161	147
Suecia	214	212	204	200	208	208	201	198	204	206	212
Noruega											148
Suiza	210	210				195				177	
Reino Unido	1.814	1.761	1.419		1.137						
Albania							91	92	95	98	95
Serbia						10	8	11	11	13	10
Turquía									299		319
Bosnia y Herzegovina	1	1	1	1	1	1	1	1	10	10	10

Fuente: EUROSTAT, 2022.

1.3.4.9. Recuperación de nutrientes

Los lodos de depuración podrían ser una fuente para la extracción de nutrientes que actualmente se encuentran en fase de estudio.

En definitiva, existen diferentes procesos de estabilización y tratamientos de los lodos de depuración para su aprovechamiento. Hay que destacar que en la actualidad uno de los destinos más importantes de los lodos obtenidos del saneamiento y la depuración de aguas residuales, es la aplicación directa en suelos agrícolas. Esta práctica no es considerada como un tratamiento de lodos, pero una vez estabilizado el lodo, es una alternativa muy eficaz agronómicamente. La aplicación directa de lodos de depuración es una práctica muy discutida a nivel científico y normativo en la actualidad.

1.3.5. Lodos de depuración en Europa

El promedio de producción de lodos procedentes de depuración en Europa supera los 7.000.000 de toneladas de materia seca en los últimos años registrados por la Oficina Europea de Estadística (Eurostat). Hay que destacar que para el último año 2018 de la tabla 8, hay países de relativa importancia por su generación de lodos de depuración como Francia e Italia, en los que Eurostat no ha reportado datos, por ello, se estima que la producción de lodos para este año se más elevada.

Como se ha repetido en varias ocasiones a lo largo de esta Tesis, la producción de lodos es necesaria y de carácter global. Fruto de las necesidades, capacidades y políticas de cada país, el lodo es destinado a diferentes fines.

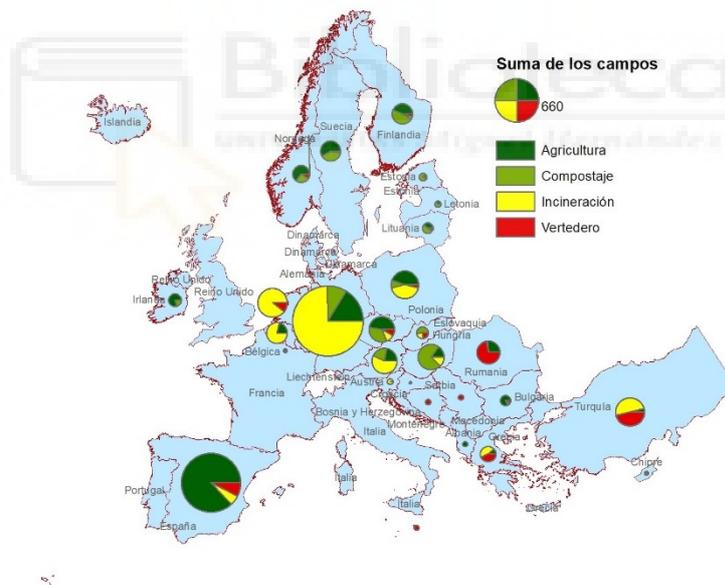


Figura 4. Destinos de lodo de depuración en Europa en el año 2018. Fuente: EUROSTAT, 2022.

En la figura 4 queda representado los destinos de los lodos de Europa para el año 2018 donde puede apreciarse que hay tres destinos mayoritarios, el destino a agricultura, compostaje y a incineración. A pesar de no disponer Eurostat de datos para el año 2018 de los países de Francia, Italia y Portugal, en documentación revisada de años anteriores, el destino del lodo a agricultura de estos países ha sido aproximadamente el 41, 29 y 66% respectivamente. Partiendo de esta información como complemento a la disposición representada en la figura 4, se puede afirmar que uno de los destinos principales de los lodos en los países del sur de Europa es a agricultura con un porcentaje del 32,4%, seguido de un 35,3% a incineración, un 11,2% a compostaje, un 8,1% a vertedero y el restante 10,4% a otros destinos. Los países de Europa Central también destinan una parte de su producción de lodos a uso agrícola, pero a

diferencia de los países del sur de Europa, uno de los destinos principales es la incineración. Esta distribución puede tener una explicación lógica debido a que los suelos del sur de Europa son predominantemente bajos en materia orgánica al contrario de lo que ocurre en los países de Centroeuropa y el pH de sus suelos suele ser más ácido. Parece claro que, en respeto a la jerarquía sobre la protección de medio ambiente, el destino a vertedero es minoritario en general en Europa con la excepción de algún país.

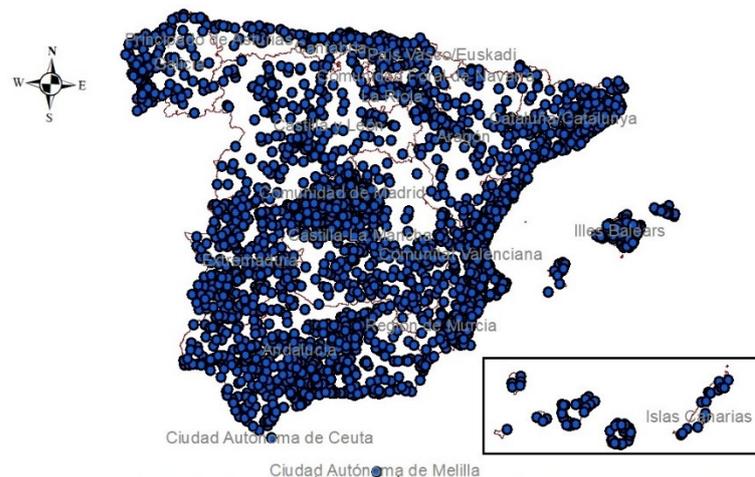


Figura 5. Distribución de EDAR en España para el año 2019. Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022.

1.3.6. Lodos de depuración en España

España dispone según datos del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, un parque de depuración en el año 2019 de 2.336 EDAR distribuidas en todo el territorio nacional. La generación de lodos de depuración en España para el año 2020 ha sido de 1.148.222 toneladas de materia seca según datos del Instituto Nacional de Estadística y reportados a Eurostat. Esta producción se mantiene estable en los últimos diez años, aunque previsiblemente sea superior en la actualidad.

El destino principal de los lodos de depuración en España en el año 2020 es agricultura representado por un 86%, seguido de un 9,5% a incineración o aprovechamiento energético y un 4,5% ha sido destinado a vertedero.

Hay que señalar que el destino a incineración o aprovechamiento energético esté muy probablemente en la actualidad en unos porcentajes muy inferiores como consecuencia de la subida de precios de la energía. Los tratamientos de incineración, co-incineración o aprovechamiento energético son grandes dependientes y consumidores de energía, de modo que este destino está muy condicionado a las tarifas y políticas energéticas para ser viables económicamente.

Tabla 9. Producción de lodos generados en el tratamiento de aguas residuales en España para el año 2020 (toneladas de materia seca/año).

CC.AA.	Producción
Andalucía	205.899
Aragón	36.243
Canarias	22.245
Cantabria	22.301
Castilla - La Mancha	26.118
Castilla y León	91.635
Cataluña	252.523
Ceuta y Melilla	2.131
Comunidad de Madrid	100.111
Comunidad Foral de Navarra	55.176
Comunidad Valenciana	114.510
Extremadura	32.821
Galicia	38.988
Islas Baleares	44.619
La Rioja	5.535
País Vasco	45.758
Principado de Asturias	18.097
Región de Murcia	33.512
Total España	1.148.222

Fuente: Instituto Nacional de Estadística (INE), 2023.

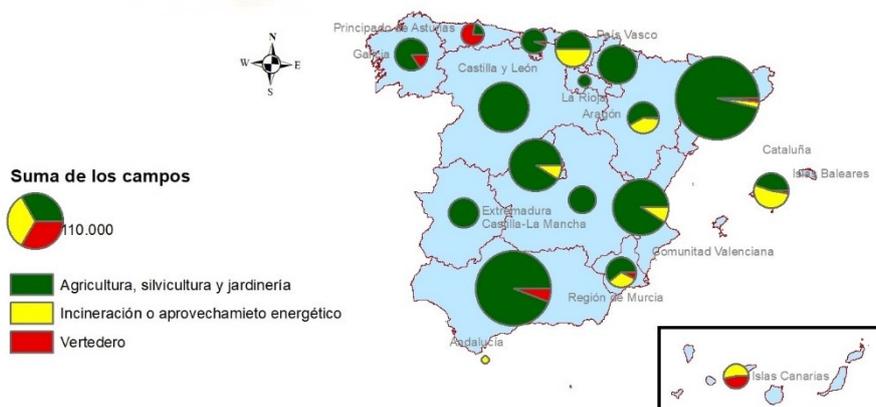


Figura 6. Destino de los lodos de depuración en España en el año 2020. Fuente: Instituto Nacional de Estadística (INE), 2023.

1.3.7. Lodos de depuración en la Región de Murcia

Según datos de la Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR), la Región de Murcia cuenta en la actualidad con un parque de 100 estaciones de depuración biológica de aguas

residuales urbanas, de las cuales, 63 disponen de tratamiento terciario. El volumen de depuración total supera los 100 hectómetros cúbicos anuales.

En la Región de Murcia, la producción de lodos de depuración urbana en materia húmeda es superior a las 130.000 toneladas anuales (figura 7) y habría que añadir otra pequeña producción de lodo procedente de EDAR privadas e industriales. El destino principal del lodo es la aplicación directa en agricultura para el año 2022 con un 61,4%, seguido de un 38,6% a compostaje cuyo destino final es igualmente la agricultura. Esta tendencia coincide con la del resto del territorio nacional a excepción de comunidades como Galicia, Asturias y las Islas Canarias en las que el destino a vertedero cobra importancia.

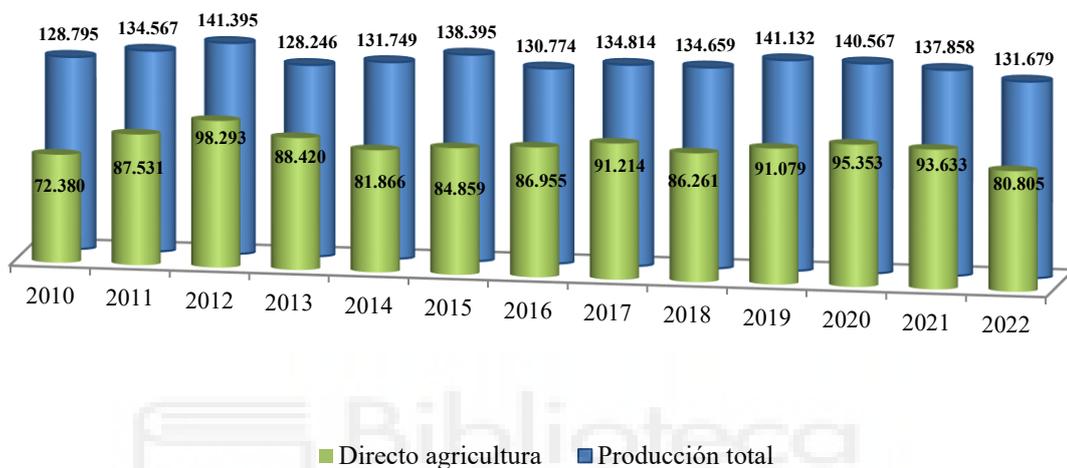


Figura 7. Producción de lodos de depuración urbana generados en la Región de Murcia. Fuente: Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR), 2022.

1.4. PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LODOS DE DEPURACIÓN

La calidad final de un lodo de depuración está relacionada directamente con la calidad del agua residual de la que proceden y del tratamiento recibido en las EDAR, a pesar de ello, en la actualidad con la creación de polígonos industriales que separan el agua residual de la población de la industrial a grandes rasgos y con la aplicación de la legislación sobre vertidos de aguas residuales industriales al alcantarillado, se está consiguiendo en la medida de lo posible una notable mejoría y homogeneización de los lodos. Las características de los lodos pueden desglosarse por diferentes parámetros como son la materia orgánica, los nutrientes, elementos tóxicos, compuestos orgánicos, patógenos y conductividad eléctrica. En la tabla 10, se muestra un rango numérico para algunos parámetros considerados adecuados cuando se exponen las características de los lodos.

1.4.1. Características agronómicas de los lodos de depuración

1.4.1.1. Materia orgánica

La materia orgánica surge de la incorporación de vegetales al suelo y también otras fuentes de materia orgánica como pueden ser los lodos de depuración, sufriendo una serie de transformaciones. La primera transformación, se genera en el paso de materia orgánica a humus para liberar posteriormente los nutrientes. Un esquema de lo aquí indicado se expone en la Figura 8.

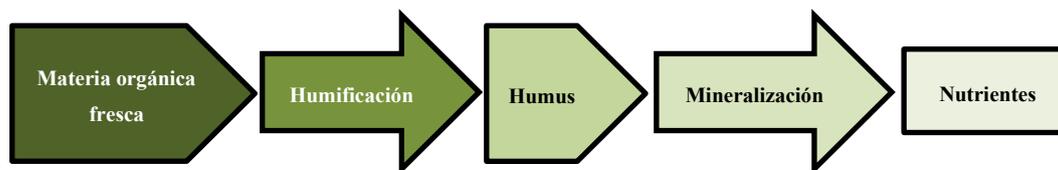


Figura 8. Fases de la mineralización de la materia orgánica.

Tabla 10. Características de los lodos de depuración.

Parámetro	Intervalo de valores
pH	5,0 - 8,6
Conductividad (mS cm ⁻¹)*	2,27 - 2,81
Humedad (%)*	80,0 - 71,2
Sólidos volátiles (%)	60 - 85
Carbono orgánico (%)	20,5 - 4,3
N (%)	2,8 - 4,9
P (%)	1,2 - 3,0
K (%)	<1,0
Ca (mg kg ⁻¹)*	42.713 - 67.710
Mg (mg kg ⁻¹)*	5.387 - 6.401
Na (mg kg ⁻¹)*	1.877 - 1.694
Fe (mg kg ⁻¹)	2.000 - 38,0
Mn (mg kg ⁻¹)	100 - 2.621
Cu (mg kg ⁻¹)	75,8 - 801
Zn (mg kg ⁻¹)	300 - 7.500
Cr (mg kg ⁻¹)	225 - 900
Ni (mg kg ⁻¹)	8,6 - 420
Pb (mg kg ⁻¹)	30 - 430
Cd (mg kg ⁻¹)	0,83 - 3,0
Hg (mg kg ⁻¹)	0,1 - 1,1
As (mg kg ⁻¹)	9,9 - 56,1
PAHs (ng g ⁻¹)	0,7 - 75,2
PFAS (ng g ⁻¹)	4,95 - 980
PCDD/Fs (ng g ⁻¹)	6,0 - 1.661
PCBs (µg g ⁻¹)	34 - 137,13
PhCs y PCPs (ng g ⁻¹)	0,1 - 100.000
Microplásticos (partículas g ⁻¹)	1.500 - 24.000
Salmonella (MPN g ⁻¹)	0-2910
Coliformes fecales (MPN g ⁻¹)	212.400 - 317.600
Helminthos (huevos 100 ml ⁻¹)	250 - 1.000

Fuente: Son A. 2022; * Fuentes et al., 2008 para lodos con tratamiento aerobio y anaerobio.

La transformación de la materia orgánica está condicionada por diferentes causas como el tipo de producto que se aporta al suelo, que en el caso que nos ocupa son los lodos de depuración, la relación C/N del suelo, el pH, la aireación, temperatura y humedad del suelo. Durante el proceso de mineralización, la sustancia se transforma desde una forma orgánica a otra inorgánica como resultado de la acción de los microorganismos. Las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo están condicionadas por la materia orgánica presente. Esto es muy importante porque mejora las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Un porcentaje adecuado de materia orgánica (algunos autores estiman un valor superior al 2%), contribuye favorablemente a la estructura del suelo minimizando su erosión. La materia orgánica aporta nutrientes, favorece la absorción de estos, así como, el crecimiento de microorganismos. Los microorganismos son los causantes del paso de una sustancia orgánica a inorgánica. Un equilibrio de humus en el suelo es un factor del buen estado de los suelos.

La presencia de carbono orgánico es clave en la preservación de un suelo fértil y está directamente relacionado con la calidad y la cantidad de materia orgánica que se adiciona al suelo, de la capacidad del suelo para secuestrar el carbono orgánico, de la biota del suelo, de la temperatura y la presencia de agua. La riqueza de carbono orgánico en un suelo se encuentra directamente en proporción con su contenido en materia orgánica. La estimación aproximada de materia orgánica de un suelo se puede calcular mediante el producto del contenido de carbono orgánico del suelo por un coeficiente de 1,72 (FAO, 2009).

Como se puede apreciar en la figura 9, prácticamente la totalidad de los suelos españoles tiene niveles bajos carbono orgánico a excepción de noroeste, que coincide con un predominio de suelo forestal. Particularmente, el contenido de carbono orgánico en los suelos de la Región de Murcia es muy pobre. Interesa señalar que la materia orgánica es beneficiosa para la productividad de un suelo al influir positivamente en las propiedades físico-químicas y biológicas de este (Medina, 2006).

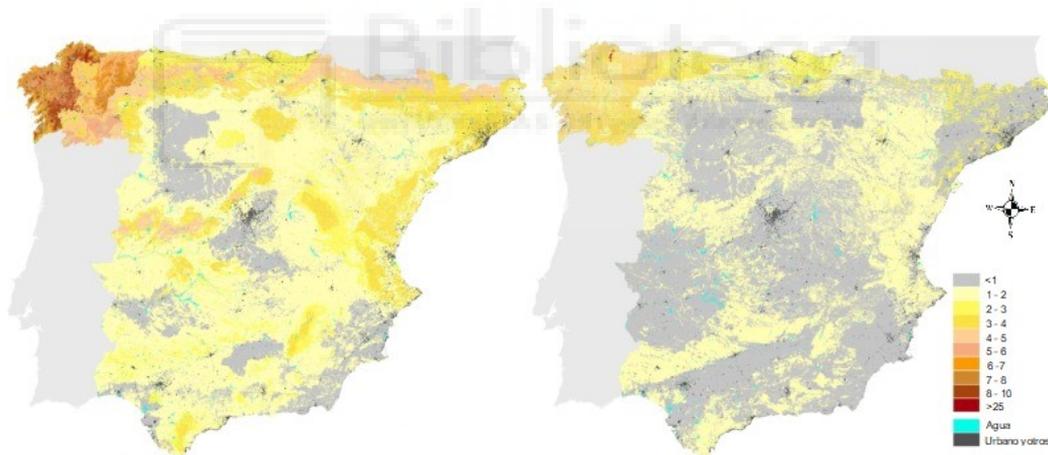


Figura 9. Distribución del contenido de carbono orgánico (%) en los suelos de España a 0-30 cm (izquierda) y 30-50 cm de profundidad (derecha). Fuente: R. Calvo de Anta, et al., 2020.

1.4.1.2. Nutrientes

Diferentes elementos químicos son necesarios para el desarrollo de las plantas: germinación, crecimiento, fotosíntesis y reproducción. Cada nutriente tiene su función en la nutrición de las plantas. El oxígeno, el carbono, el hidrógeno, el nitrógeno, el fósforo y el azufre participan en el metabolismo de las plantas. El fósforo está relacionado con el proceso de intercambio de energía. El magnesio, calcio y potasio, regulan el potencial osmótico, la permeabilidad de las membranas celulares. Finalmente, los micronutrientes también participan en el metabolismo.

1.4.1.2.1. Nitrógeno

Los lodos de depuración tienen un contenido importante de nitrógeno, siendo este hecho probablemente uno de los puntos fuertes del aprovechamiento de estos lodos en los suelos agrarios (figura 10).

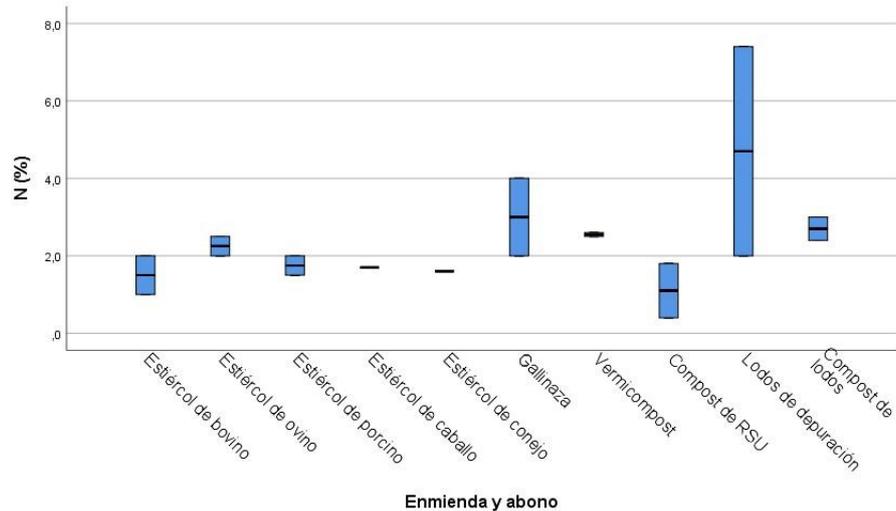


Figura 10. Contenido en nitrógeno referido a materia seca de diferentes enmiendas y abonos orgánicos. Fuente: Fernando Pomares (IVIA), 2010.

La Comisión Europea (2010) afirma la disponibilidad de nitrógeno en el lodo como consecuencia del tratamiento que se le ha aplicado al lodo con carácter previo a su incorporación al suelo. La riqueza de nitrógeno disponible para las plantas en un lodo procedente de una digestión anaerobia se cuantifica aproximadamente entre un 15-20%. Gran parte del nitrógeno aportado en el lodo de depuración al suelo es liberado lentamente mediante el proceso de mineralización de la materia orgánica. En lo referente a la emisión de nitrógeno amoniacal de los lodos procedentes de depuración, Andersen et al. (1999) estima que la emisión de los lodos es escasa porque parte está ligado a la materia orgánica. ADEME (1996), afirma que el nitrógeno se encuentra principalmente en forma orgánica en los lodos y, en menor medida, en forma amoniacal.

1.4.1.2.2. Fósforo

Los lodos de depuración pueden ser considerados como una fuente de fósforo al suelo para tener en cuenta (figura 11). Esto es importante, porque que el P es posible que sea considerado como el nutriente del futuro ya que sus fuentes exógenas no son sencillas y no renovables. Agronómicamente, interesa cuantificar el fósforo inorgánico porque es el que va a estar disponible para los cultivos (Kelling et al., 1977).

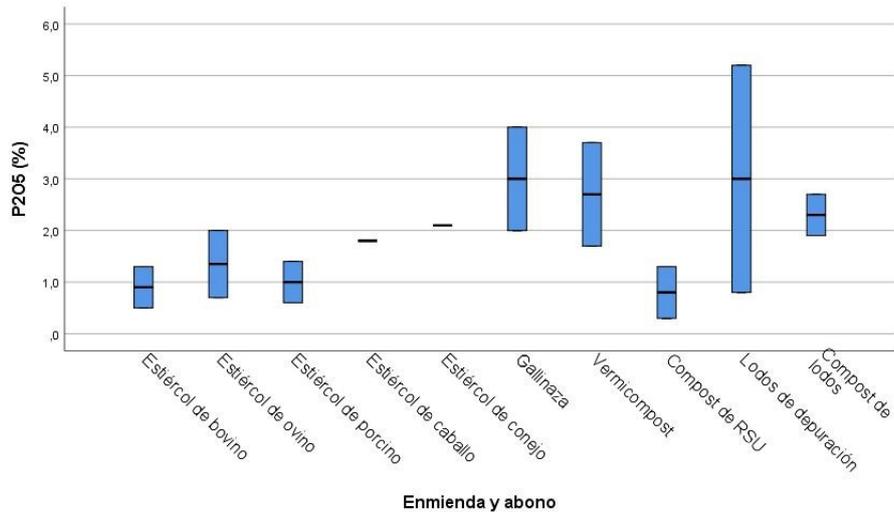


Figura 11. Contenido en fósforo referido a materia seca de diferentes enmiendas y abonos orgánicos. Fuente: Fernando Pomares (IVIA), 2010.

La fijación del fósforo en el suelo se produce cuando pasa a forma insoluble y en este proceso tiene un papel muy importante el pH del suelo. Esa fijación puede ser por absorción en las arcillas, por precipitación en suelos calizos y con diferentes elementos como el hierro y el aluminio y por estar unido a la materia orgánica.

Además de los importantes elementos nutricionales ya comentados, la mayoría de los lodos cuentan con una buena cantidad de macro y microelementos, muchos de ellos con un cierto valor nutricional, y que le dan un plus a este residuo orgánico como posible fuente de materia orgánica exógena además de su contenido en carbono.

1.4.1.2.3. Potasio

El nivel de potasio en los lodos de depuración es relativamente bajo (figura12). La mineralización de potasio de la materia orgánica no es relevante y generalmente el potasio se encuentra inmovilizado en el suelo. Este hecho hace que el aporte de potasio por los lodos de depuración no tenga mucho valor agronómico.

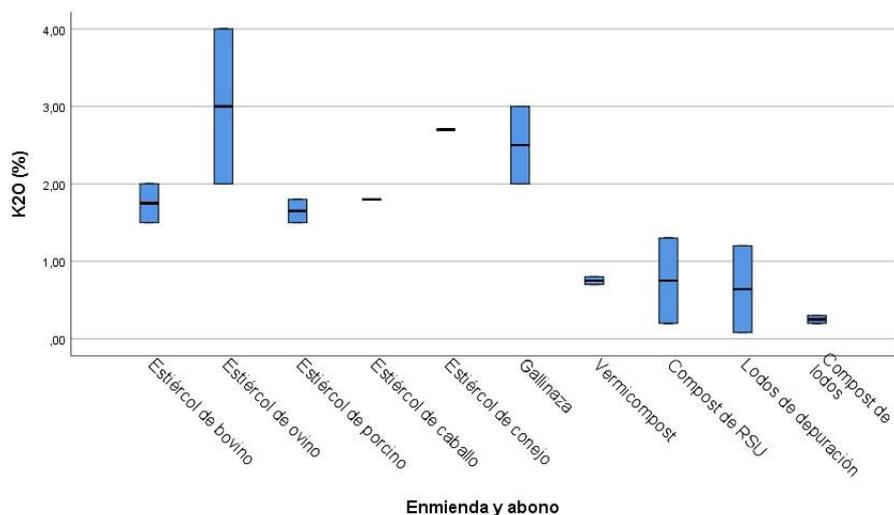


Figura 12. Contenido en potasio referido a materia seca de diferentes enmiendas y abonos orgánicos. Fuente: Fernando Pomares (IVIA), 2010.

1.4.2. Características medioambientales y sanitarias de los lodos de depuración

Los lodos de depuración contienen elementos potencialmente tóxicos y contaminantes orgánicos provenientes en origen, es decir, de las aguas residuales. Las aguas residuales están compuestas por diferentes fuentes, aguas residuales urbanas e industriales como se ha señalado anteriormente, pero también están compuesta de aguas de escorrentía de la vía pública que pueden contener gran variedad de contaminantes. Entre los elementos denominados potencialmente tóxicos, se pueden destacar el cobre, el selenio, zinc, cadmio, arsénico, plomo y mercurio (Rinklebe et al., 2019)

1.4.2.1. Metales pesados

Entre los contenidos de los lodos de depuración se encuentran los metales pesados y este hecho conlleva que se preste especial atención del efecto suelo-planta en la práctica del aprovechamiento de estos lodos en suelos agrarios, así como su posible alcance en la cadena trófica. Los metales pesados pueden ser causantes de toxicidad y unido a su tendencia de acumulación, les hace unos potenciales contaminantes del medio ambiente. Existen metales pesados que se encuentran en el medio con frecuencia como cadmio, cobre, cromo, plomo y zinc, de los cuales, algunos son considerados esenciales para las plantas y una carencia de ellos puede generar daños al cultivo como es el caso de cobre y el zinc. Por el contrario, un exceso de concentración de algunos metales puede generar fitotoxicidad y otros no tienen funciones claramente reconocidas y se encuentran menos disponibles para las plantas en condiciones generales, pero todos ellos representan un riesgo medioambiental.

El pH de los suelos del territorio español se encuentra en una horquilla entre 4,5–9,5 como se representa en la figura 13. Los suelos ácidos se localizan en el norte y noroeste de la península coincidiendo con la zona de mayor humedad. Por el contrario, los suelos alcalinos se encuentran en las zonas áridas coincidiendo prácticamente con el Arco Mediterráneo. Los suelos de la Región de Murcia tienen pH superiores a 7 prácticamente en su totalidad.

Tabla 11. Movilidad relativa de los metales traza en función del pH y del potencial redox del suelo.

Movilidad relativa	Condiciones del suelo			
	Oxidante	Ácido	Neutro-alcalino	Reductor
Muy alta	-	-	-	-
Alta	Zn	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	-	-
Media	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd	Cd	Cd	-
Baja	Pb	Pb	Pb	-
Muy baja o inmóvil	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr	Al, Se, Pt, Cr	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

Fuente: Ross, 1994.

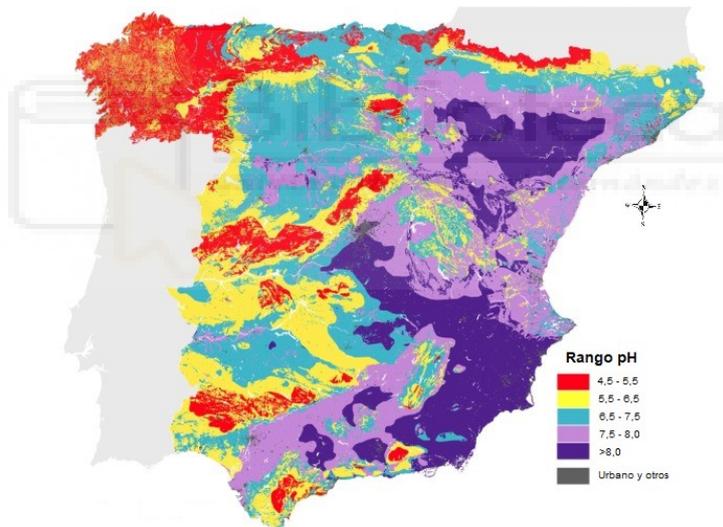


Figura 13. Distribución de pH en los suelos de España. Fuente: R. Calvo de Anta, et al., 2020.

El contenido de materia orgánica, la textura del suelo, el pH y el tipo de minerales arcillosos repercuten en la adsorción de metales. La materia orgánica interfiere en la capacidad de intercambio catiónico y de quelatación de metales afectando a la disponibilidad de estos. Asu vez, promueve la actividad de los microorganismos solubilizando o acumulando elementos en sus estructuras celulares. El contenido de arcilla aumenta la capacidad de intercambio catiónico y la absorción de los metales. La acidez del suelo aumenta el riesgo de asimilación de los metales por los cultivos. Finalmente, la aireación y la temperatura condiciona la absorción por la planta de los metales.

Kharuba and Wolkovich (2020) afirman en una revisión científica que iones de metales pesados contenidos en los lodos de depuración en una concentración adecuada mejora la productividad de los cultivos. Igualmente, Delfim et al. (2022) afirman en un estudio de aplicación de lodos de depuración en agricultura que, con un tratamiento adecuado y aptitud de los lodos para su aprovechamiento agrícola

en un cultivo de lechuga y a dosis adecuadas (48 t ha^{-1}), mejoran los resultados agronómicos de este cultivo. Igualmente, los niveles de metales pesados analizados fueron inferiores a las legislaciones brasileñas, estadounidenses y europeas. Concluyen, que de los resultados obtenidos y al ser el cultivo de lechuga un cultivo sensible a la contaminación por metales pesados, podrían ser inferiores las restricciones de uso de estos parámetros para otros cultivos con menos riesgos por su exposición y/o tratamiento. Tanto el medioambiente como el ser humano dependen directamente de las propiedades del suelo y de su contenido en metales pesados. Los metales pesados son unos de los parámetros objetivo de regulación internacional ya que pueden ocasionar riesgos a la salud, al medioambiente, a los cultivos y por consiguiente a los alimentos.

1.4.2.2. Contaminantes orgánicos

Entre los contaminantes orgánicos que podemos encontrar en los lodos de depuración son: los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS), bifenilos policlorados (PCB), dibenzodioxinas y furanos policlorados (PCDD/Fs), compuestos orgánicos halogenados (AOX), productos farmacéuticos (PhC) y productos para el cuidado personal (PCP) (Son A. et al., 2022). Los contaminantes orgánicos pueden ser causantes de enfermedades como el cáncer y de impacto ambiental (Hu et al., 2014)

Clarke and Smith (2011), redactan que diferentes estudios hasta la fecha no han podido demostrar la peligrosidad de los PAH para la salud humana como consecuencia de la aplicación de lodos en el suelo. Por el contrario, existen otros compuestos como los PFAS que generan en la actualidad preocupación para la salud humana y el medio ambiente, aunque existen estudios en Australia que no son concluyentes, habría que realizar estudios a largo plazo para analizar sus efectos y poder confirmar el riesgo de la aplicación de los lodos en suelos agrícolas a largo plazo.

Los contaminantes orgánicos emergentes también están siendo cuestionados en la actualidad por su posible presencia en los lodos de depuración. Tanto los productos farmacéuticos como los productos de higiene personal están siendo objeto de investigación en los lodos de depuración, aunque estos estudios se encuentran en una fase más avanzada de investigación por la comunidad científica para las aguas residuales tanto en el influente como en el efluente de las EDAR. También existen estudios de efecto suelo-planta de los contaminantes emergentes, pero queda aún mucho recorrido de investigación que abordar y concretar como la elección de contaminantes emergentes a medir, su efecto suelo-planta y límites máximos permitidos.

El contenido en los lodos de productos farmacéuticos, de higiene personal y genes de resistencia a los antibióticos están siendo también objeto de debate en los últimos tiempos (Ezzariai et al., 2018). Es de importancia capital elaborar un plan estratégico de gestión y reducción en origen y, por lo tanto, es muy urgente proponer estrategias para gestionar y reducir los niveles de productos farmacéuticos, de higiene personal y genes de resistencia a los antibióticos (Ezzariai et al., 2018). Diferentes autores afirman que los lodos pueden contener otros contaminantes como microplásticos y nanoplásticos, y que los lodos pueden contribuir al aporte de estos contaminantes al suelo (Hatinoglu and Sanin, 2021; Li et al., 2020).

1.4.2.3. Microorganismos patógenos

Un aspecto clave para el uso de los lodos EDAR como enmienda orgánica para los suelos, y que cada vez cobra mayor importancia, es su higienización. Este aspecto está adquiriendo gran importancia como proceso adicional debido a la adopción de cada vez más normas restrictivas que serán de aplicación a la reutilización del fango y a su adición al suelo. Los lodos de depuración contienen microorganismos patógenos que han sido transferidos de las aguas residuales. Los patógenos pueden generar problemas a la salud humana principalmente en el momento de mayor exposición que es durante la aplicación de los lodos en el suelo, aunque no existen evidencias al respecto.

Los microorganismos patógenos generalmente estudiados en los lodos de depuración son *Clostridium Perfringens*, *Escherichia Coli*, *Salmonella spp.* y huevos de *Ascaris*. Generalmente, los patógenos contenidos en los lodos de depuración no tienen esperanza de vida a temperaturas superiores a los 70°C ,

por el contrario, las esporas de clostridium son resistentes a estas temperaturas necesitando temperaturas más elevada para morir.

Como consecuencia de la reciente pandemia ocasionada por el virus SARS-CoV2 a nivel mundial, los lodos de depuración también han sido objeto de estudio por varios autores en relación a la presencia de este virus en los lodos debido a que su procedencia es de las aguas residuales y como consecuencia, su origen puede ser de personas contagiadas por este virus. Los resultados obtenidos apuntan que los lodos de depuración contienen material genético del virus SARS-CoV2, en concreto de la diana N1 y N2 (D'Aoust et al., 2021). De estos resultados se extrae la conclusión, que los lodos de depuración contienen fragmentos del material genético del virus SARS-CoV2, pero ello no quiere decir que el virus este activo.

1.4.2.4. Conductividad eléctrica

La conductividad de los lodos de depuración es un parámetro que debe ser observado, ya que tras su aplicación al suelo, pueden aportar aniones como sulfatos, cloruros y nitratos y cationes como calcio, sodio y potasio disponibles en suelo. La conductividad eléctrica elevada en un suelo, conlleva factores negativos a la estructura del suelo y es causante de desequilibrios de la presión osmótica, ocasionado mermas en las producciones y desarrollo vegetativo.

La **CONCLUSIÓN** que podríamos hacer después de todo lo comentado, es que hay una posibilidad de valorizar lodos como enmienda orgánica para aprovechar su contenido en nutrientes como el nitrógeno, el fósforo que ganará en importancia en un futuro próximo, y otros micronutrientes de interés, siempre que dichos lodos cumplan una serie de condicionantes que no impidan su reciclado en los suelos: a) tratamiento previo adecuado; b) calidad nutricional y ambiental acorde con las normativas y condiciones propuestas; y c) un manejo apropiado a este tipo de producto. Si es así, se conseguirá una valorización apropiada para este residuo, que de no hacerlo, podría crear problemas de gestión enormes. Si se consigue reciclarlos en agricultura, lo que es necesario conocer son los efectos que puede hacer sobre los suelos donde se adicionen. No hay que olvidar que nuestros suelos son un recurso natural que hay que proteger y no podemos adicionar a los mismos nada que pueda poner en peligro a dicho recurso natural,

1.5. IMPORTANCIA DEL SUELO PARA LA AGRICULTURA

Durante el transcurso de esta Tesis Doctoral y fruto de ella, teniendo presente que los lodos EDAR pueden ser incorporados a nuestros suelos agrícolas como fuente de materia orgánica exógena, parece consecuente que hagamos algunas consideraciones sobre el SUELO. El suelo es un recurso natural, indispensable para la vida en nuestro planeta; tenemos la obligación de protegerlo y conservarlo para las generaciones presentes y futuras. El suelo es una matriz compleja, constituido por materia mineral, materia orgánica, aire, agua y organismos vivos (lombrices, algas, bacterias y hongos), combinándose para realizar procesos de tipo físico, químico y biológico (García, 2020).

El suelo no es un ente estático sino dinámico; es un ente vivo, con procesos continuos de síntesis y degradación derivados fundamentalmente de la actividad de sus poblaciones microbianas. Existe por tanto una concepción vitalista del suelo, pero ni los científicos ni las administraciones hemos sabido trasladar a la sociedad la importancia del suelo como recurso natural, necesario para la vida (García, 2020). Su degradación es una seria amenaza para el futuro de la humanidad y de todos los seres vivos en general. Hoy sabemos que el suelo no sólo es la base para la agricultura, sino que, además, de él depende la vida.

La importancia del suelo en la agricultura es indiscutible; contribuye a diferentes servicios ecosistémicos tales como los flujos de agua y el incremento del C estable en ese suelo, mitigando así el cambio climático. Pero debido a diversas acciones antrópicas, efectos derivados del cambio climático como las grandes sequías o excesos de gases invernadero, influirán sin duda sobre el suelo y la agricultura que sobre él se desarrolla. De ahí el interés de adaptar la agricultura mediterránea al mencionado cambio

climático, evitando incidir negativamente sobre el suelo y su degradación mediante adecuados manejos y estrategias (García and Hernández, 2022).

El suelo y sus procesos condicionan la agricultura, incidiendo en su productividad, funcionalidad, y por tanto, en su fertilidad. El suelo agrícola debe ser considerado como el núcleo de la sostenibilidad futura, y de ahí el interés en que mantenga una buena salud y calidad. Se plantea un cambio de paradigma: no sólo fertilizar la planta para obtener rendimientos agrícolas inmediatos, sino focalizar nuestro interés sobre el suelo y su fertilidad edáfica, capaz de producir efectos positivos para las plantas y el medio ambiente asociado. Europa apuesta en esta línea, mediante programas como “EJP SOIL” que se ha puesto en marcha, donde el suelo toma el protagonismo para la agricultura del futuro; o los nuevos pilares europeos para “HORIZONTE EUROPA 2021-2027”, donde uno de ellos es “Salud del Suelo y Agricultura”, siendo su lema: “cuidar el suelo es cuidar la vida” (García and Hernández, 2022).

El suelo proporciona nutrientes primarios para la vida vegetal y actúa como base para la alimentación, o para conseguir combustibles, fibras y productos de valor añadido, así como para muchos servicios ecosistémicos esenciales. Ronald Vargas, oficial de la Gestión de Tierra y Suelos en la FAO, señala que “La calidad de nuestra alimentación depende mucho de la calidad de nuestro suelo. Su degradación es un proceso silencioso, pero tiene enormes consecuencias negativas para la humanidad. Alrededor de un tercio de los suelos del planeta se enfrenta a una degradación entre moderada y grave. La atención y el compromiso dedicados a suelos saludables y vivos, serán aliados cruciales para garantizar la seguridad alimentaria y la nutrición para todos”

Un aspecto a destacar es que, en la agricultura, acciones antrópicas defectuosas y a veces irracionales, ha promovido la pérdida de la materia orgánica, reduciendo la fertilidad, alterando negativamente diferentes propiedades del suelo, incrementando además la erosión y el CO₂ atmosférico; por consiguiente, las prácticas agrícolas inadecuadas contribuyen al calentamiento global del planeta. Los niveles elevados de gases asociados al efecto invernadero y las alteraciones en los ciclos hidrológicos han producido cambios en el clima global, así como la reducción del ozono. Para afrontar esta amenaza, se requiere, por una parte, comprender qué está sucediendo con un recurso natural como es el suelo, y cómo el manejo agrícola de dicho suelo está afectando a sus procesos; por otra, plantear alternativas de uso que mantengan tanto la calidad ambiental como su eficiencia, es decir, alternativas sostenibles (Coll, 2022).

Si buscamos “sostenibilidad” en la agricultura, dentro de un panorama de cambio climático, necesitamos una nueva visión y aproximaciones holísticas para el manejo de ecosistemas. Hemos de hacer frente a la creciente demanda de alimentos, fibras, y a la protección ambiental. Para lograr esa sostenibilidad surgen herramientas como los conceptos de salud y calidad del suelo, basados en propiedades inherentes y dinámicas de los procesos de dicho suelo. Esas propiedades pueden alterarse frente a variaciones de temperatura, o a procesos de sequía constantes. Interesa disponer de conocimiento para mantener una agricultura de futuro adaptada a estos cambios climáticos; ahí, el suelo tiene mucho que decir, ya que, si tiene buena calidad y salud, puede atenuar los efectos negativos del mencionado cambio climático.

Hay que señalar que, en la agricultura mediterránea, cada vez es más necesario el empleo de enmiendas orgánicas o fertilizantes orgánicos que permitan mejorar la calidad y salud del suelo, además de incrementar su materia orgánica y el C estable; esas enmiendas orgánicas aumentarán la capacidad de retención de agua de dichos suelos, lo cual es un valor añadido en la lucha contra el cambio climático (García et al, 2017).

1.6. ENMIENDAS ORGÁNICAS BASADAS EN RESIDUOS ORGÁNICOS: UNA VALORIZACIÓN NECESARIA

El incremento de población experimentado por nuestra sociedad hace necesario disponer de alimentos, y asegurar tanto su cantidad como su calidad. Pero es obvio que una agricultura tradicional enfocada sólo a producir alimentos, sacrificando para ello aspectos de tipo ambiental, no tiene futuro alguno. La agricultura como “actividad” deberá permitir alcanzar la finalidad anteriormente aludida: ofertar alimentos de manera segura a la población, pero sin comprometer nuestros recursos naturales. El suelo

y su productividad es clave para la agricultura. En España, el riesgo de desertificación de nuestros suelos es muy elevado (31,45% de su superficie, situada principalmente en la vertiente Mediterránea), y ello complica su fertilidad. En este escenario, parece claro que los procesos de degradación de suelos suponen un grave problema para su conservación y protección, ya que dicha degradación les impedirá realizar funciones claves tales como ser un medio para el crecimiento de las plantas.

El Protocolo de Kioto contemplado en 1992 señaló a los suelos como posibles sumideros de carbono. En la reciente Estrategia Temática para la Protección del Suelo, preámbulo de una nueva Directiva que apareció en 2006 (http://ec.europa.eu/environment/soil/three_en.htm), se concede al mencionado suelo un papel ambiental decisivo, tanto en el ámbito agrícola como en cualquier otro ámbito. Además, se identifica a la pérdida de materia orgánica como una de las principales amenazas para la degradación del suelo. En el informe elaborado sobre materia orgánica y biodiversidad, dentro de esta Estrategia Temática europea (Van Camp, 2004), se señala que la materia orgánica exógena, es decir, aquellas enmiendas orgánicas que son adicionadas al suelo con objeto de desarrollar un cultivo, mejorar la calidad o restaurar un suelo degradado para un uso posterior, constituye hoy en día una fuente inestimable de materia orgánica, y puede contribuir además a fijar C en dicho suelo, y por tanto, a disminuir en parte el efecto invernadero, derivado de la liberación de dióxido de carbono a la atmósfera.

Por lo tanto, una buena estrategia para recuperar suelos degradados, y en concreto su fertilidad y su actividad microbiana, es aportarles materia orgánica exógena que actuará sobre: i) las propiedades químicas de ese suelo (nutrientes y carbono); ii) propiedades físicas (porosidad, estabilidad de agregados, densidad, etc.); iii) propiedades biológicas y microbiológicas, activando el desarrollo de las poblaciones microbianas existentes en el mencionado suelo, sin llegar a producir efectos adversos en el mismo. La enmienda orgánica es una materia orgánica “JOVEN”, si se compara con aquella autóctona del suelo, con periodos de formación de años. Pero esa enmienda podrá estar más o menos estabilizada, y proceder de un origen determinado (animal, vegetal o urbano), cada uno de ellos con “calidad” de su C diferente. Estos aspectos se revelan claves para que dicha enmienda pueda hacer su labor, contribuyendo asimismo a crear un “pool” de C estable en el suelo, integrándose en ciertas fracciones donde quede al abrigo de ataques microbianos dedicados a su descomposición (p.ej., complejo arcillo-húmico). En todo este proceso influye pues la calidad de la enmienda, así como el suelo receptor (sus propiedades físicas, su contenido en materia orgánica, etc.).

Podemos pues asegurar que, en particular en los países sometidos a climas semiáridos y áridos (como los del sur de Europa, donde se sitúa España), necesitamos introducir materia orgánica exógena a los suelos (siempre que sean de calidad y no conlleve riesgos no asumibles), si queremos realizar estrategias contra su degradación y desertificación, y fomentar su productividad y fertilidad edáfica. Y para ello, algunos residuos orgánicos que no ofrezcan riesgos para ser reciclados en los suelos, pueden formar parte de la solución.

1.7. LEGISLACIÓN APLICABLE A LOS LODOS DE DEPURACIÓN

Con el objetivo de conseguir eficacia, la distribución competencial legislativa establece una jerarquía. En primer lugar, surge la legislación europea cuya competencia es compartida por todos los Estados miembros, los cuales, deben transponer las decisiones legislativas europeas igualando o en su caso, ampliando las restricciones y únicamente pueden ejercer su competencia en el supuesto que la Unión Europea no haya definido su competencia en alguna materia. Las comunidades autónomas están sujetas al cumplimiento de la legislación estatal y suelen crear normas adicionales y de gestión de competencia para su autonomía. Finalmente, surge la normativa municipal por tener competencia propia en los términos de la legislación estatal y autonómica en alguna materia a nivel local.

Como se ha comentado anteriormente, los lodos de depuración se tratan de un producto obtenido como consecuencia de la depuración de las aguas residuales, cuya utilización está claramente regulada en Europa por la Directiva de lodos (Directiva del Consejo 86/278/CEE de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura). Esta Directiva, a pesar de sus más de 37 años en vigor, fija claramente su

objeto en un manejo apropiado de los lodos en agricultura y la minimización de los efectos negativos de la población y animales, así como la protección del medio ambiente.

Especifica que los lodos destinados a ser aprovechados en agricultura, deben ser lodos tratados y los define como “lodos tratados por vía biológica, química o térmica mediante almacenamiento a largo plazo o por cualquier otro procedimiento apropiado, de manera que se reduzcan, de manera significativa, su poder de fermentación y los inconvenientes sanitarios de su utilización”. Esta Directiva anexa unos valores límite de concentración de metales pesados tanto en suelos receptores agrícolas como de los lodos a aplicar, e igualmente establece unos valores límite de estos metales aportados al suelo en un tiempo establecido de diez años. Insta a los Estados miembros a ajustarse a esta Directiva y establece un plazo (cada cinco años) para que cada Estado miembro remita un informe de síntesis de la utilización de los lodos.

Tabla 12. Valores límite de metales pesados en suelos receptores de lodos establecidos en el Real Decreto 1310/1990.

Anexo IA R.D. 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos (mg/kg de materia seca).		
Parámetros	Suelos con pH menor de 7	Suelos con pH mayor de 7
Cadmio	1	3
Cobre	50	210
Níquel	30	112
Plomo	50	300
Zinc	150	450
Mercurio	1	1,5
Cromo	100	150

La Directiva de lodos es transpuesta al ordenamiento jurídico español mediante un Real Decreto para lodos (Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario). En este Real Decreto vuelve a definir los lodos tratados y desarrolla los límites establecidos en la Directiva de lodos (tablas 12, 13 y 14).

Establece las prohibiciones de aplicación: “i) 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; ii) 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 la 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”. Designa las competencias en esta materia a las comunidades autónomas y del envío de información al respecto al Ministerio de Agricultura y a su vez se crea el Registro Nacional de Lodos. Del mismo modo, el Ministerio de Agricultura crea su compromiso mediante este Real Decreto, de reportar cada cuatro años esta información a la Comisión Europea.

Tabla 13. Valores límite de metales pesados en lodos establecidos en el Real Decreto 1310/1990.

Anexo IB R.D. 1310/1990. Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria (mg/kg de materia seca).		
Parámetros	Suelos con pH menor de 7	Suelos con pH mayor de 7
Cadmio	20	40
Cobre	1000	1750
Níquel	300	400
Plomo	750	1200
Zinc	2500	4000
Mercurio	16	25
Cromo	1000	1500

Tabla 14. Valores límite de cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez establecidos en el Real Decreto 1310/1990.

Anexo IC. R.D. 1310/1990. Valores límites para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años (Kg/ha/año).	
Parámetros	Valores límite
Cadmio	0,15
Cobre	12
Níquel	3
Plomo	15
Zinc	30
Mercurio	0,1
Cromo	3

El Real Decreto de lodos es desarrollado por una orden ministerial (Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario). En ella, actualiza el contenido de Registro Nacional de Lodos por parte de las EDAR y los gestores autorizados por órgano competente. Se basa en cuatro anexos: i) anexo I, es el documento recopilatorio de información relevante de la EDAR, como identificación, tipo de lodos, tratamiento recibido de estos lodos y su destino final. Esta información debe ser remitida por el titular de la EDAR al órgano competente con carácter anual antes del 1 de marzo de cada año; ii) anexo II, es el documento que caracteriza los lodos de la EDAR en cuestión por su contenido en metales pesados, materia seca, toneladas, parámetros agronómicos, gestor autorizado contratado por la EDAR para la gestión propiamente dicha de estos lodos y transportista; iii) anexo III, documento que recopila la información tanto de la EDAR, como del lodo para su aplicación; iv) anexo IV, documento de información anual de las aplicación de lodos. Este documento, al igual que el anexo I, debe ser remitido por el gestor autorizado al órgano competente con carácter anual antes del 1 de marzo de cada año vencido.

Toda la legislación citada anteriormente es de aplicación directa a los lodos de depuración para su aprovechamiento en los suelos agrícolas, pero igualmente, existe otra legislación que le es también de aplicación a los lodos. La Directiva marco de depuración (Directiva 91/271/CEE del Consejo de 21 de

mayo de 1991 sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas), tiene por objeto la protección medioambiental del impacto de los vertidos procedentes de las aguas residuales. En lo referente a los lodos de depuración, esta Directiva establece obligaciones de registro, información y autorización, así como reutilización de estos minimizando los factores negativos para el medio ambiente.

La transposición al ordenamiento jurídico español de esta Directiva se realiza mediante el Real Decreto de depuración (Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas). En este Real Decreto-Ley define a los lodos como “los lodos residuales, tratados o no, procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas”.

El Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización (PLAN DESEAR) de octubre de 2020, tiene entre sus objetivos la economía circular y apuesta por aumentar la valorización de los productos generados en las plantas de depuración y saneamiento, mediante el aprovechamiento como fertilizantes de los lodos de depuración una vez estabilizados, y de la obtención de estruvita de los lodos.

La Directiva marco de residuos (Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 19 de noviembre de 2008), regula la protección medioambiental y sanitaria con el objetivo de prevenir y/o minimizar los riesgos de la generación y gestión de los residuos. Su transposición a la legislación española se realiza mediante la Ley de residuos (Ley 7/2022, de 28 de julio, de residuos y de suelos contaminados para una economía circular). Esta Ley es aplicable a los residuos tanto peligrosos como no peligrosos y establece unas operaciones de valorización en su anexo II, la operación R3 que consiste en el “reciclado o recuperación de sustancias orgánicas que no se utilizan como disolventes (incluidos el compostaje y otros procesos de transformación biológica)” y la R10 cuya operación es el “tratamiento de los suelos que produzca un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los mismos”.

Los lodos de depuración son catalogados mediante la lista europea de residuos (Orden MAM/304/2002/, de 8 de febrero por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos). En esta Orden se les asigna un código a los lodos (19 08 05) y los define como “lodos del tratamiento de aguas residuales urbanas”. Estarían tipificados como un residuo no peligroso, incluido en el capítulo 19 “residuos de las instalaciones para el tratamiento de residuos de las plantas externas de tratamiento de aguas residuales y de la preparación de agua para consumo humano y de agua para uso industria” y subcapítulo 08 “residuos de plantas de tratamiento de aguas residuales no especificados en otra categoría”.

La Ley de residuos publicada recientemente, fija las instalaciones de secado térmico como una operación de valorización (R1207 secado, desorción térmica y evaporación previo a la valorización del residuo”. También establece como operación de eliminación el tratamiento en medio terrestre y cita a los lodos eliminados en el suelo con código D02 y con código D0905, el secado térmico de lodos. La Ley de residuos define compost como “material orgánico higienizado y estabilizado obtenido a partir del tratamiento controlado biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente. No se considerará compost el material bioestabilizado”.

Una de las novedades que incluye es en su artículo 28 donde trata los biorresiduos en su punto tercero fija, que “los criterios de fin de la condición de residuos del compost y del digerido son los establecidos en el Reglamento (UE) n.º 2019/1009 del Parlamento Europeo y de Consejo, de 5 de junio de 2019. No podrán establecerse criterios de fin de la condición de residuo para el uso como fertilizante del material bioestabilizado”.

Igualmente especifica en su disposición transitoria quinta que “el compost inscrito en el registro de productos fertilizantes, según el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, que no cumpla con los criterios de fin de condición de residuo del compost y el digerido establecidos en el Reglamento (UE) n.º 2019/1009, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019, podrá comercializarse de acuerdo con la citada normativa sobre productos fertilizantes hasta la fecha de caducidad de su autorización”.

El Real Decreto de fertilizantes en vigor en la actualidad (Real Decreto 529/2023, de 20 de junio, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes), regula los

productos fertilizantes, así como la coordinación con las comunidades autónomas. Este Real Decreto, incorpora a los lodos de depuración entre los residuos de las instalaciones para el tratamiento de residuos siempre y cuando cumplan el Real Decreto 1310/1990 para poder ser contemplados como fertilizante y los incluye en la lista de residuos orgánicos biodegradables de su anexo IV.

Pero el reciente Reglamento de productos fertilizantes (Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo de 5 de junio de 2019 por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE), en su anexo II establece los requisitos relacionados con la categoría de materiales componentes (CMC). Tanto en la CMC 3 que es la que cataloga al compost, como en la CMC 5 que es donde cataloga al digestato distinto del digestato de cultivos frescos, excluye a los lodos de depuradora. Esta restricción, es recogida en la Ley de residuos y del mismo modo el Real Decreto de fertilizantes publicado recientemente.

La estruvita es regulada por un reglamento específico (Reglamento Delegado (UE) 2021/2086 de la Comisión de 5 de julio de 2021 que modifica los anexos II y IV del Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo con el fin de añadir las sales de fosfato precipitadas y sus derivados como categoría de materiales componentes en los productos fertilizantes UE), en el que añade a las sales de fosfato precipitadas de las aguas residuales urbanas y sus lodos de depuración en la categoría de material componente 12 (CMC 12).

El Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) para el periodo comprendido 2016-2022, establece unos objetivos. Los objetivos cualitativos son: “i) continuar mejorando el sistema de información sobre la gestión de los lodos; ii) analizar, revisar y clarificar la aplicación de la normativa a la gestión de los lodos; mejorar la coordinación y homogeneización de criterios en relación a la gestión de lodos entre las diferentes comunidades autónomas, con objeto de armonizar la concesión de autorizaciones por las autoridades competentes, evitar las distorsiones de mercado y facilitar el intercambio de información; iii) aplicar la política de gestión de residuos a la gestión de los lodos, en particular la jerarquía de residuos, insistiendo en la prevención de la contaminación de los lodos en origen; iv) adecuar los tratamientos intermedios y los destinos finales a la composición de los lodos; v) aplicar los tratamientos intermedios adecuados en concordancia con el destino final (aplicación en el suelo, incineración/coincineración, eliminación en vertedero, etc.), a costes razonables y ambientalmente sostenibles. Cuando el destino final sea la valorización en los suelos, se ha de evitar la mezcla con otros residuos o sustancias que puedan empeorar la calidad de los lodos tratados, por ejemplo, con residuos municipales; vi) mejorar la capacidad de almacenamiento, en particular, para los lodos destinados a valorización en los suelos; vii) mejorar la calidad y reducir la contaminación de los lodos cuyo destino es la utilización en los suelos, y asegurar su correcta utilización. Para ello, hay que asegurar que la calidad de los lodos es adecuada, así como que el tratamiento, la dosificación y la aplicación se realizan correctamente; viii) mejorar la trazabilidad y el control de los lodos, en particular, de los destinados a valorización en los suelos”.

En lo que respecta a los objetivos cuantitativos a conseguir para el año 2020, establece un mínimo del 85% cuyo destino sea a valorización material incluyendo en los suelos, un 8% cuyo destino sea incineración/coincineración y un máximo del 7% restante cuyo destino sea a vertedero. La eliminación de residuos mediante depósito en vertedero está regulado por el Real Decreto 646/2020.

La Directiva de nitratos (Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura) tiene el objetivo de minimizar y prevenir la contaminación por nitratos de fuentes agrarias. Esta Directiva incluye en su definición de fertilizantes a los lodos de depuración. Su transposición al ordenamiento jurídico español se realiza mediante la reciente revisión del Real Decreto de nitratos (Real Decreto 47/2022, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias). El Real Decreto de nitratos delimita su campo de actuación a la totalidad de las aguas, superficiales, subterráneas, de transición y costeras. Otorga las competencias a las comunidades autónomas de la designación de las zonas vulnerables, nombre que se le otorga a las zonas donde el drenaje pueda provocar contaminación por nitratos. Igualmente, designa a las comunidades autónomas como órgano competente para la creación de los códigos de buenas prácticas agrarias que detalla en su anexo I los contenidos que debe tener. Establece unos programas de actuación para las zonas vulnerables designadas, así como la revisión de dichos programas cada cuatro años.

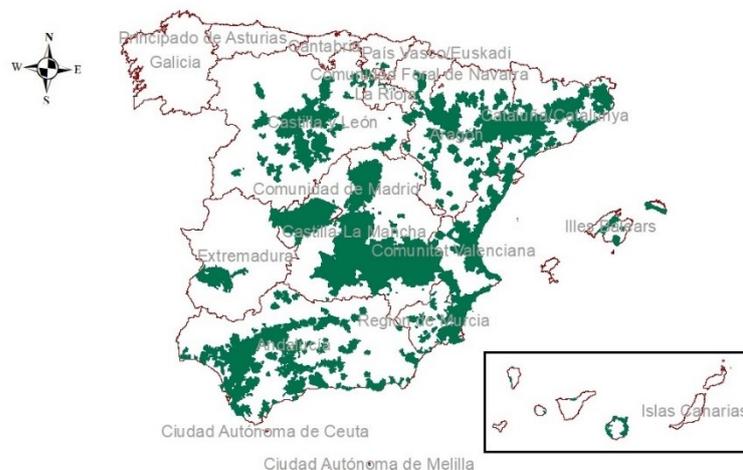


Figura 14. Última actualización de zonas vulnerables en España. Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022.

Incorpora medidas de limitación de uso de los fertilizantes de periodos de tiempo y prácticas de aplicación en el terreno. Fija las cantidades máximas de nitrógeno de origen orgánico a aportar al suelo en 170 kilogramos de nitrógeno por hectárea.

Respecto a legislación que le es también de aplicación a los lodos de depuración en el ámbito de la agricultura, recientemente ha sido publicado el Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios tras varias consultas públicas. El objeto de este decreto, coincidiendo con su título, es regular los aportes de nutrientes al suelo para hacer su uso sostenible. La finalidad es conservar la productividad del suelo, sin agravar el medioambiente por la incorporación al suelo de fertilizantes o materia orgánica.

Sobre este Real Decreto, existen contenidos que implican directamente a los lodos de depuración y que conviene comentar. En primer lugar, esta norma define al compost como “material orgánico obtenido por compostaje aerobio conforme a los requisitos de la Categoría de Material Componente 3 (CMC 3) del Anexo II del Reglamento (UE) 2019/1009”, y a los lodos de depuradora igual que el Real Decreto 1310/1990. Prohíbe la fertilización nitrogenada en lugares como terrenos inundados, en periodos de lluvia y en hábitats naturales entre otros. Igualmente, limita la fertilización nitrogenada mediante un calendario de aplicación por tipo de cultivo y deja abierto a las comunidades autónomas a establecer otros periodos de limitación más apropiados para esa comunidad.

Se establece las condiciones de acopio temporal de estiércoles, productos fertilizantes orgánicos y otros materiales de origen orgánico. Establece nuevos límites de metales pesados para los materiales que se aporten al suelo de: 10 mg kg ms⁻¹ para cadmio, 1.000 mg kg ms⁻¹ de cobre, salvo que haya sido añadido este último intencionadamente a un producto fertilizante con el fin de corregir una deficiencia en micronutrientes del suelo y son declarados de conformidad con la normativa sobre productos fertilizantes, 300 mg kg ms⁻¹ de níquel, 750 mg kg ms⁻¹ de plomo, 2.500 mg kg ms⁻¹ de zinc, que al igual que el cobre, salvo que haya sido añadido intencionadamente a un producto fertilizante con el fin de corregir una deficiencia en micronutrientes del suelo y son declarados de conformidad con la normativa sobre productos fertilizantes, 10 mg kg ms⁻¹ de mercurio, 2 mg kg ms⁻¹ de cromo hexavalente y 40 mg kg ms⁻¹ de arsénico inorgánico. En cuanto a los productos fertilizantes excluye que sean considerados como tales, los materiales que no estén incluidos en el Reglamento de fertilizantes y/o en el Real Decreto de fertilizantes. Igualmente, han de cumplir con las autorizaciones y procedimientos exigidos por la legislación.

Este Real Decreto establece que los lodos de depuración permitidos para ser aplicados en suelos agrarios, son aquellos lodos incluidos en el Anexo I de la Orden AAA/1072/2013 que hayan seguido algún tratamiento. “Para poderse aplicar a un suelo agrario, los lodos que hayan sido tratados empleando un método diferente del compostaje o la digestión anaerobia deberán demostrar que son estables y que cumplen con los siguientes parámetros: i) Materia orgánica total $\geq 25\%$; ii) Declarar contenido en *Salmonella spp.*; iii) Declarar contenido en *Escherichia coli*; iv) Aportar análisis de los nutrientes que aportan, en particular, nitrógeno, fósforo (expresado como P_2O_5) y potasio (expresado como K_2O); v) Cumplir con todos los requisitos adicionales incluidos en su autorización de valorización R1001”. Igualmente, establece que la totalidad de los materiales y productos tiene la obligación de cumplir con el Reglamento (UE) 2019/1021, sobre contaminantes orgánicos persistentes. La entrada en vigor de este Real Decreto es a partir del 1 de enero de 2023 pero surtirá efectos a partir del 1 de enero del 2024.

Desde hace bastantes años, viene siendo revisada la Directiva de lodos por la Comisión Europea, elaborándose varios documentos de trabajo y propuestas para su modificación. La última propuesta de Directiva que data del año 2003, limita los niveles de metales pesados tanto para los lodos como para los suelos agrícolas receptores de ellos. Aborda también los lodos depuración como fuente de nutrientes y materia orgánica, empieza a valorarse el contenido de microorganismos patógenos, así como limita algunos compuestos orgánicos en los lodos como PAH, policlorobifenilos (PCB), policloro dibenzo-p-dioxinas (PCDD), sulfonatos de alquil benceno lineales (LAS) y etoxilatos de nonilfenol (NPE).

También abarca el control de parámetros agronómicos como la materia orgánica, el pH, el nitrógeno total y amoniacal, el fósforo, potasio y micronutrientes, así como el control de patógenos *Escheriquia coli* o *Salmonella spp.* provenientes de las aguas residuales. Evalúa y compara los beneficios de diferentes opciones de eliminación y reciclado de lodos de depuradora en diferentes escenarios y aborda el muestreo y la frecuencia de los análisis.

El último documento de trabajo sobre la revisión de esta Directiva data del año 2010 en el que se vuelve a revisar los límites de metales pesados. Tiene por objeto servir de base para los debates con las partes interesadas. Posteriormente hasta la actualidad, la Directiva de lodos ha sufrido revisiones técnicas y está siendo evaluada para su modificación.

En lo que respecta a la Política Agrícola Común (PAC), recientemente ha sido publicada la Ley 30/2022, de 23 de diciembre, por la que se regulan el sistema de gestión de la Política Agrícola Común y otras materias conexas cuya entrada en vigor fue el 2 de enero del presente año 2023. En esta norma se establece un régimen sancionador estructurado en infracciones leves, graves y muy graves por los incumplimientos de la normativa aplicable en materia de nutrición sostenible de suelos agrícolas. Las sanciones van enfocadas a multas, disminuciones y pérdidas de las ayudas europeas principalmente.

El reciente Real Decreto 1049/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen las normas para la aplicación de la condicionalidad reforzada y de la condicionalidad social que deben cumplir las personas beneficiarias de las ayudas en el marco de la Política Agrícola Común que reciban pagos directos, determinados pagos anuales de desarrollo rural y del Programa de Opciones Específicas por la Lejanía y la Insularidad (POSEI), en su anexo II sobre buenas condiciones agrarias y medioambientales de la tierra, en concreto, donde especifica la cobertura mínima del suelo para evitar suelos desnudos en los períodos más sensibles (BCAM6), establece una fecha donde limita el laboreo del suelo, impidiendo de este modo la aplicación de lodos en el suelo en los cultivos herbáceos y también en las tierras de barbecho, establece no realizar tratamientos agrícolas en los meses de abril a junio.

A nivel autonómico, los lodos de depuración también están regulados como en el caso de Andalucía (Orden de 6 de agosto de 2018, por la que se regula la utilización de lodos tratados de depuradora en el sector agrario.), Galicia (Decreto 125/2012, de 10 de mayo, por el que se regula la utilización de lodos de depuradora en el ámbito del sector agrario en la Comunidad Autónoma de Galicia.), Comunidad de Madrid (Orden 2305/2014, de 3 de noviembre, de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se modifican los Anexos del Decreto 193/1998, de 20 de noviembre, por el que se regula, en la Comunidad de Madrid, la utilización de lodos de depuradora en agricultura), Navarra (Orden Foral 359/2010, de 26 de julio, de la Consejería de Desarrollo Rural y Medio Ambiente, por la que se regula la utilización de lodos de depuración en la agricultura de la Comunidad Foral de Navarra), País Vasco (Decreto 453/2013, de 26 de noviembre, sobre la aplicación de lodos en suelos agrarios de

la Comunidad Autónoma del País Vasco) y Comunidad Valenciana (Orden 22/2017, de 3 de agosto, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario de la Comunidad Valenciana).

En la Región de Murcia no existe normativa autonómica reguladora de la aplicación de lodos. Sin embargo, existe un procedimiento de autorización por el órgano competente en materia de parcelas agrícolas receptoras de lodos de depuración y gestores de estos residuos. Todos los tratamientos de lodos deben ser debidamente autorizados por el órgano competente. Las autorizaciones de gestión de lodos de depuración en agricultura son principalmente gestores para las operaciones R3 y R10, compostaje y aplicación en el suelo en beneficio de la agricultura respectivamente.

En el código de buenas prácticas agrarias de la Región de Murcia en vigor, viene recogido en el anexo V la Ley del Mar Menor (Ley 1/2018, de 7 de febrero, de medidas urgentes para garantizar la sostenibilidad ambiental en el entorno del Mar Menor). La finalidad de esta Ley es la adopción de medidas urgentes para proteger el Mar Menor y su entorno, la cual, ha sido derogada por la Ley 3/2020 y esta a su vez modificada por la Ley 4/2021, pero mantiene en vigor el código de buenas prácticas de la Ley de 2018. En la zona de afección de esta Ley, se limita el acopio de los lodos a 72 horas y su aplicación con vientos superiores a 3 metros por segundo. Obliga a que el lodo aplicado haya sido compostado y que la riqueza de nitrógeno de estos lodos no supere el 3% en materia seca. Finalmente, para la zona de mayor afección denominada zona 1, prohíbe la aplicación durante el periodo de tiempo comprendido entre los meses de junio a septiembre.

En lo referente al código de buenas prácticas agrarias de la Región de Murcia, su objetivo es la prevención de escorrentías y/o infiltraciones a las masas de agua. Limita la cantidad de nitrógeno a 170 kilogramos por hectárea y año a aportar por medio de abonos orgánicos, haciéndose eco de la legislación europea y nacional de nitratos e igualmente, establece unas distancias mínimas a masas de agua y no admite encharcamiento de los lodos de depuración, así como de otros materiales orgánicos.

Finalmente, existen algunas normativas municipales en la Región de Murcia como en el resto de los municipios de España, que aumentan las restricciones del aprovechamiento de los lodos de depuración en los suelos agrícolas por alguna circunstancia de ámbito local. Existe también, una norma internacional ISO 19698:2020 sobre recuperación, reciclado, tratamiento y eliminación de lodos, uso beneficioso de biosólidos y aplicación del suelo en la que clasifica la calidad del lodo en función del tratamiento recibido, contenido en patógenos, olores y metales pesados entre otros. Dicha norma, no deja de ser una guía de buenas prácticas del aprovechamiento de los lodos de depuración en agricultura que carece de rango legal, pero puede ser un buen documento de consulta de cara a posibles modificaciones legislativas.

1.8. SITUACIÓN ACTUAL Y DE FUTURO DE LOS LODOS DE DEPURACIÓN EN EUROPA

En cualquier sector o actividad es necesario realizar un análisis de las debilidades, amenazas, fortalezas y oportunidades (DAFO) para identificar objetivamente los puntos fuertes y débiles de la situación actual y fijar una clara visión de futuro y objetivos a medio y largo plazo sobre las oportunidades y amenazas (tabla 15).

1.8.1. Situación actual y de futuro en Europa

La depuración y saneamiento de las aguas residuales se trata de un tratamiento de las aguas, necesario tanto sanitaria como medioambientalmente que a su vez es doblemente necesario para la generación de un recurso tan preciado como es el agua y como alternativa de destino a diferentes usos. La generación incondicional de lodos es un proceso que en mayor o menor medida va a estar presente necesariamente.

Tabla 15. Análisis DAFO situación actual de los lodos de depuración.

<p>Debilidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Metales pesados. • Microbiología. • Contaminantes orgánicos. • Microplásticos. • Condición de residuo. • Elevados costes de operación de algunos tratamientos. • Carencia de instalaciones necesarias para algunos tratamientos en España • Diversidad de opiniones de los Estados miembros UE. • Legislación obsoleta. 	<p>Amenazas:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Restricción propuesta de Directiva de residuos. • Restricción Reglamento (UE) 2019/1009. • Restricción Ley de residuos. • Restricción nuevo R.D. de nutrición sostenible de suelos agrarios. • Nuevas posibles restricciones de contaminantes emergentes. • Nuevas posibles restricciones de microplásticos. • Intereses de los Estados miembros UE.
<p>Fortalezas:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fuente de materia orgánica. • Riqueza en nitrógeno. • Contenido en fósforo. • Cumplimiento con la legislación en vigor de lodos (R.D. 1310/1990). • Cumplimiento con la legislación en vigor de residuos (Ley 7/2022). • Gestores autorizados. • Viabilidad económica de algunos tratamientos. • Demanda elevada de enmiendas y fertilizantes en la agricultura. • Importancia socioeconómica de sector agrícola en España. • La generación de lodos es necesaria. • Suelos del sur de Europa pobres en materia orgánica 	<p>Oportunidades:</p> <ul style="list-style-type: none"> • La aplicación del lodo en agricultura puede cubrir parte de las necesidades de los de nutrientes de los cultivos. • El lodo puede pueden mejorar los suelos pobres en materia orgánica. • Creación de nuevas instalaciones. • Investigación de nuevos tratamientos y alternativas. • Combinar diferentes tratamientos por coste económico. • Combinar diferentes tratamientos por capacidad de instalaciones. • Investigación sobre riesgo microbiológico y de contaminación ambiental y sanitaria. • Actualización normativa

Recientemente, el Joint Research Centre (JRC) ha emitido un informe sobre la evaluación del riesgo de contaminantes orgánicos e impactos medioambientales derivados de la gestión de los lodos de depuradora con el objetivo de desarrollar políticas en relación con la Directiva sobre lodos de depuradora. En los mensajes clave de este informe, Huygens D. et al. (2022) afirma que las evaluaciones de detección de riesgos se han realizado en un grupo reducido de contaminantes orgánicos para los lodos de depuradora y pueden ocasionar un riesgo para los organismos del suelo y los seres humanos. También destaca la falta de precisión en los datos de algunos contaminantes, hecho por el que no se debe excluir los riesgos de otras sustancias.

En lo que respecta a los contaminantes prioritarios, sitúa a los seres humanos en un nivel de vulnerabilidad más elevado que a los organismos del suelo como consecuencia de la bioacumulación en la cadena alimentaria. Indica, que la eliminación total de los contaminantes orgánicos prioritarios se consigue mediante la incineración, y que existen otras minimizaciones de riesgo que dependen de los parámetros de calidad de los lodos y de la dosis de aplicación de estos. Igualmente contempla la posibilidad de aplicación en suelos con uso diferente a la agricultura.

En cuanto a la gestión de los lodos de depuradora, el informe refleja que tiene pequeño impacto en el calentamiento global ya que una correcta gestión y manejo de los lodos de depuración podría compensar el impacto originado en el tratamiento de las aguas residuales. Destaca la recuperación de energía eléctrica mediante digestión anaerobia y la coincineración de los lodos.

En lo referente a la aplicación de lodos estabilizados al suelo, aventaja la devolución de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo entre otros componentes necesarios para los cultivos agrícolas. También refleja la posible recuperación de fósforo de las cenizas de incineración de lodos de depuradora y su reutilización como subproducto en la producción de fertilizantes de fosfato mineral.

Los lodos de depuradora pueden favorecer la adaptación del cambio climático por su contenido en materia orgánica, contribuyendo a la retención de humedad y la disminución de la escorrentía. Resalta que una adecuada gestión de lodos de depuradora debe considerar cuidadosamente el equilibrio entre el riesgo y la eficiencia de los recursos, dicha gestión debería adaptarse a las circunstancias y necesidades locales para maximizar los beneficios y minimizar los impactos negativos.

A modo de reflexión final, el estudio identifica una serie de recomendaciones para trabajos futuros, haciendo hincapié en la cuantificación de las concentraciones de los contaminantes orgánicos persistentes que puedan contener los lodos de depuración y destaca la importancia de ampliar información técnica sobre la contribución de los lodos de depuración como factor de contaminación de los suelos.

El lodo de depuración es un material semisólido compuesto por elementos que tienen un valor añadido mediante su valorización como es el caso del nitrógeno y el fósforo, pero también está compuesto por otros elementos que pueden generar un riesgo sanitario y ambiental. Ello hace necesario un continuo monitoreo e investigación científica para identificar y cuantificar esos riesgos con el objetivo de legislar y poner barreras en su manejo y gestión donde sea necesario con el objetivo de minimizar un impacto negativo. Pero también es evidente que se trata de un residuo cuya producción es inevitable y el principio de precaución podría ocasionar un problema aún mayor, por tanto, se crea la necesidad de generar seguridad y confianza en estos productos siempre que exista un aval científico y técnico. Se trata de encontrar un equilibrio entre el objetivo de la economía circular y una gestión adecuada de un residuo.

Los lodos procedentes de depuración probablemente sean uno de los residuos no peligrosos más regulados, a pesar de ello, es evidente que una norma que está en vigor más de tres décadas como es el caso de la Directiva de residuos, debe ser revisada y actualizada y más aún en los tiempos actuales donde la investigación, la tecnología, la industria, el consumo, etc., avanzan con una rapidez vertiginosa. Al parecer existe una tendencia fundamentalmente en Europa a un endurecimiento en la composición de los lodos de depuración en lo que respecta a metales pesados, así como otros compuestos adicionales como los contaminantes orgánicos y microplásticos.

Existe un reciente borrador de propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas de 26 de octubre de 2022. La Directiva en esta materia en vigor se adoptó en 1991 con el objetivo fundamental de proteger el medio ambiente. Tras una evaluación de impacto se determinó la necesidad de evolucionar para mejorar/ampliar en varios aspectos entre los que se encuentran los microcontaminantes, economía circular, energía, y emisiones de gases efecto invernadero. El articulado de este borrador que concierne a los lodos, cita que los lodos deberán tratarse, reciclarse y valorizarse cuando proceda de conformidad con la jerarquía de residuos definida en la Directiva marco sobre residuos y con los requisitos de la Directiva sobre lodos, y eliminarse de conformidad con los requisitos de la Directiva marco sobre residuos. Para garantizar altos índices de recuperación, especialmente para materiales críticos como el fósforo, la Comisión recibirá el mandato de fijar porcentajes mínimos de recuperación.

Por otro lado, articula también el control, especificando que se tendrá que controlar las cantidades, la composición y el destino de los lodos. Incluye a todas las aglomeraciones de 500 h-e o más, para controlar la contaminación por escorrentía urbana y desbordamientos de aguas pluviales, las concentraciones y cargas de los contaminantes regulados en la presente Directiva en las salidas de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, y la presencia de microplásticos (incluidos los lodos).

El aprovechamiento del lodo en agricultura es una valorización de los lodos aplicándolos al suelo y aportan materia orgánica y nutrientes, pero también preocupa la posible contaminación en el suelo mediante su empleo. Un estudio realizado en Suecia según reporta la Agencia Europea de Medio Ambiente, concluye que, hasta la fecha la prohibición de lodo de depuración en los suelos agrícolas no está justificado.

La Directiva de lodos, como se ha comentado anteriormente está siendo revisada desde hace varios años, pero es en estos últimos años cuando parece que está cobrando más fuerza a nivel europeo. El pacto verde europeo apuesta por una contaminación cero, como consecuencia de ese plan de acción la Comisión Europea toma la iniciativa de revisar la Directiva de lodos evaluando previamente los objetivos cumplidos y su adaptación en la actualidad. El objetivo de los cuestionarios de evaluación y consultas públicas son poder identificar y cuantificar el posible riesgo de los lodos a nivel sanitario y medioambiental en función de su posible contaminación del suelo y de las masas de agua, y a nivel económico mediante estimación de costes de tratamiento de los lodos. Esta evaluación se basa en la eficacia, eficiencia, pertinencia, coherencia y valor añadido de la Directiva de lodos en los Estados miembros desde su entrada en vigor.

En la versión final de evaluación de la Directiva 86/278 (European Commission, 2023), la Comisión Europea concluye que el objetivo de la Directiva es la consonancia del plan de acción para la economía circular en el marco del pacto verde, entre sus objetivos está la recuperación de nutrientes (fertilizante) como estrategia de garantía de suministro de alimentos. Sitúa a los lodos tratados anaerobiamente adecuados para ser valorizados en los suelos agrícolas y para la producción de biogás, contribuyendo de este modo la autosuficiencia de suministro de energía en consonancia con el objetivo de la eficiencia energética.

Defiende que la Directiva de lodos es una garantía mínima de protección del medio ambiente y coherente con el plan de acción “Contaminación Cero” y con la estrategia de protección del suelo para la totalidad del territorio europeo, a pesar de que algunos Estados miembros hayan tomado la posición unilateral de una mayor restricción de dicha norma e incluso la prohibición del aprovechamiento de los lodos de depuración en agricultura en algunos casos. A pesar de ello, surge la necesidad de reevaluar los riesgos relativos a los contaminantes mediante investigación a largo plazo y planes de gestión de riesgo, así como, la comparación con otras fuentes diferentes a los lodos de depuración.

Dicho informe de evaluación señala la falta en Europa de información técnica sobre el impacto del aprovechamiento de los lodos en el suelo sobre los riesgos en la salud humana y en el medio ambiente. Por el contrario, aclara que la Organización Mundial de la Salud (OMS) o la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) ha revisado en varias ocasiones en los últimos años los valores límite para la ingesta alimentaria de contaminantes presentes en los lodos.

En lo que respecta a la información y análisis de datos de la valorización de lodos en agricultura, la Comisión Europea resalta la falta de coordinación en Europa y que la Directiva actual no satisface este contenido como sería deseado.

Dadas las actividades previstas en la estrategia de protección del suelo de la Unión Europea y el trabajo para mejorar el marco de seguimiento de la salud del suelo, en lo que respecta al riesgo de contaminación del suelo, el uso de lodos en tierras no agrícolas también podría considerarse para la mejora de las propiedades del suelo y la disponibilidad de nutrientes. Contempla igualmente, que debería haber más incentivos para utilizar mejor el potencial de los lodos para recuperar nutrientes.

Finalmente, dicho informe de evaluación apela a las revisiones y evolución de normativas como la Directiva de tratamiento de aguas residuales y la Ley de salud del suelo, como apoyo y contribución de elementos para la gestión de lodos de depuradora, reduciendo la contaminación en origen.

En Dinamarca el 65% de los lodos es aplicado en suelos agrícolas y recientemente la Agencia Danesa de Protección Ambiental ha limitado las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas de los lodos de depuración en $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca y los lodos que sobrepasen estos valores, deberán ser destinados a incineración (Miljøstyrelsen, 2021). Las políticas en gestión de los lodos de depuración en Alemania se comprometen a recuperar el fósforo contenido a partir del año 2029 en todos los lodos

cuya riqueza en este elemento sea superior al 2%. Se estima que un 30% de los lodos generados en Alemania estarían fuera de este rango.

La tendencia de disminuir el destino de los lodos de depuración para agricultura, incrementando el destino a incineración, es una estrategia compartida en los países de Centroeuropa. Las tasas de recuperación estudiadas en Alemania para los lodos estarían entre 70-77% de fósforo, 36-52% de calcio, 31-53% de potasio y 40-51% de magnesio. La recuperación de nitrógeno es relativamente baja como consecuencia del tratamiento térmico. Igualmente, se estudió la repercusión económica que tendría dicha recuperación de fósforo cuantificándola en el 43% del volumen de ventas de fertilizantes fosfatados en el país (Theresa Constanze Sichler et al., 2022). La recuperación de fósforo puede ser otra alternativa interesante en la gestión de los lodos de depuración, pero es importante apuntar que en la actualidad no existe un mercado para el fósforo recuperado. Alemania es defensora de la recuperación de fósforo de los lodos al igual que la incineración y la co-incineración.

El reglamento de fertilizantes UE se desmarca de que de los lodos de depuración puedan ser comercializados en el territorio europeo como fertilizantes UE al excluirlos en las CMC 3 y CMC 5. Esta limitación supone una penalización a los lodos ya que se les impide catalogarlos como fertilizantes con la consiguiente merma de valor añadido que podría ocasionar si los lodos estuvieran incluidos en la categoría de los materiales componentes. Los lodos están siendo cada vez de más interés en Europa para la recuperación de nutrientes y también la recuperación de energía contribuyendo con la política y objetivos en materia de energías renovables.

Existe una dispersión en Europa en lo que al destino de los lodos de depuración se refiere al haber países que ha adoptado políticas que intentan evitar su destino a aplicación agrícola como consecuencia de la precaución de un posible riesgo para la salud humana y de contaminación, y por el contrario, otros países apuestan claramente por su aprovechamiento en la agricultura al considerarlo una materia prima muy valiosa a tener en cuenta mediante el empleo de una gestión adecuada y en cumplimiento de los límites de seguridad (European Commission, 2014). Según información de la Agencia Europea de Medio Ambiente, los países europeos que tienen la aplicación agrícola como destino preferente de los lodos de depuración son: Bulgaria, Croacia, Chequia, Dinamarca, Irlanda, Lituania, Noruega, España y Suecia. Y con destino a compostaje y otras aplicaciones: Chipre, Estonia, Francia, Hungría, Luxemburgo y Eslovaquia.

En Estonia han sido regulados los límites de metales pesados de los lodos de depuración con mayor restricción que la Directiva de lodos para aquellos que son destinados al agricultura, horticultura, paisajismo y recuperación de suelos. Malta y Rumanía destinan sus lodos mayoritariamente a vertedero. Los países con destino mayoritario a incineración son: Austria, Bélgica, Alemania, Grecia, Países Bajos, Suiza y Turquía. Finalmente, según una revisión de la Agencia Europea de Medio Ambiente, Italia destina principalmente el lodo de depuración a mezclados, utilización para combustible y almacenamiento. Portugal los emplea también para fines de recuperación de suelos incluyendo los suelos agrícolas al igual que Polonia. Letonia los emplea en silvicultura y recuperación de suelos y Eslovenia exporta los lodos a Hungría (STA, 2019).

Los lodos aplicados en agricultura en Suecia, con el objetivo de generar seguridad y confianza siguen unos controles de auditoría para certificar la aptitud de los lodos y su correcta valorización en el suelo. La gestión de los lodos de depuración en Italia está muy descentralizada y por tanto no existe una coordinación de control. A pesar de ello, la Agencia Europea de Medio Ambiente concluye que existe cumplimiento en gran medida de los límites de concentración de contaminantes.

La recuperación de energía mediante calor y electricidad con tratamientos de digestión anaerobia e incineración está generando interés en Europa en los últimos tiempos y se están realizando estudios para estimar y cuantificar el potencial que podría tener la recuperación de energía de los lodos de depuración.

Es indiscutible la valiosa fuente de nitrógeno y fósforo que representan los lodos de depuración para la agricultura, añadido a conclusiones como las de Borjesson and Katterer (2018) que afirman que la aplicación en el suelo de lodos de depuración aumenta el carbono orgánico y el contenido de humus mejorando la estructura del suelo, posiciona a los lodos valorizados en agricultura como una alternativa de peso.

El escenario europeo presenta intereses contrapuestos en el destino de los lodos de depuración debido a que los países con problemas de desertificación, pérdida de materia orgánica agrícola y de fertilidad baja en sus suelos, necesitan aporte exógeno de materia orgánica y por tanto la aplicación agrícola de los lodos de depuración es interesante, al contrario de las necesidades de los países que cuentan con suelos de elevada fertilidad.

Hasta la fecha, el mayor peso en referencia a la contaminación en la valorización de los lodos, se ha enfocado a los tratamientos y la gestión del lodo, pero comienza a plantearse la reducción de contaminantes en origen porque no debemos olvidar lo apuntado en varias ocasiones durante el desarrollo de esta Tesis, la consecuencia directa del contenido de contaminantes de los lodos de depuración es su presencia en las aguas residuales y la minimización en origen es el mejor tratamiento y de menor coste, lo cual, facilitaría en gran medida la gestión final de los lodos de depuración.

Otro aspecto a tener en cuenta es la evidencia de la elección de los tratamientos de lodos con menos carga contaminante y la continua investigación científica con rigor en la búsqueda de nuevas alternativas bajo el paraguas de la economía circular y el concepto “*quien contamina paga*”, pero sin dejar de lado su viabilidad tanto técnica como económica.

Egle et al. (2023) ha publicado recientemente un estudio para JRC sobre viabilidad evolutiva en las futuras políticas en cuanto a la Directiva de lodos (Directiva 86/278/CEE). A diferencia de los estudios de evaluación de la Directiva sobre lodos de depuradora, este estudio tiene como finalidad analizar la evolución futura del problema, sus determinantes y su gravedad sin intervención política. Teniendo en cuenta que pueden ser necesarias nuevas medidas reglamentarias a nivel de la UE, el estudio también explorará la viabilidad de determinadas opciones políticas e informará sobre los próximos pasos necesarios para alcanzar los objetivos de la Directiva, basándose en la visión política, las circunstancias actuales y prioridades sobre el Pacto Verde de la UE.

El análisis se basa en una serie de supuestos y modelos originados de regulaciones existentes o propuestas. El texto resultante del dicho informe no pretende ser un adelanto legislativo.

En definitiva, con el objetivo de una mejora continua y la inserción de los lodos de depuración en el concepto de economía circular en Europa, se crea la necesidad de mejorar la coordinación de intercambio de información de gestión y tratamientos de los lodos, investigar y estudiar en la mejora de los tratamientos actuales, así como la creación de nuevas alternativas de tratamiento incluyendo la recuperación de energía y nutrientes. Igualmente, se crea la necesidad de estudiar cualitativa y cuantitativamente el riesgo de los contaminantes que puedan contener los lodos de depuración evitando el principio de precaución y objetivándolo en la causa-efecto para la salud humana y el medio ambiente (masas de agua, suelo y efecto suelo-planta). Y, por último, probablemente la acción de mayor efecto y el principio de todo, es la prevención de contaminación de las aguas residuales y los lodos mediante reducción de contaminación en origen.

1.8.2. Situación actual y de futuro en España

La situación actual de los lodos en España es un reflejo de Europa; las competencias de control de los lodos de depuración están transferidas a las comunidades autónomas y existen diferentes criterios y preferencias de destino mediante normas reguladoras en las diferentes comunidades. Respecto a la normativa en España en cuanto a tratamiento y gestión del lodo de depuración, nos encontramos comunidades autónomas en la que su regulación tiene una preferencia por los tratamientos de incineración, otras por el destino a agricultura mediante tratamiento del lodo compostado u otro tratamiento que higienice los lodos, y otras el destino a agricultura mediante tratamiento de estabilización diferente al compostaje. El secado solar también está comenzando a instalarse en España.

Al igual que le ocurre a la Directiva de lodos, el Real Decreto de lodos también está pendiente de revisión y modificación debido a sus más de treinta años en vigor. Las políticas medioambientales en España coordinadas por la Comisión Europea, están dirigidas a la reducción de emisiones, protección de las masas de agua provocadas por nitratos principalmente y otros elementos como el fósforo también están cobrando importancia. Como consecuencia de ello, surgen revisiones de normativas como la Ley de residuos y nueva legislación como el Real Decreto de nutrición sostenible de suelos agrarios.

Para elaborar un plan de acción exitoso, es tan importante realizar estudios para mejorar los tratamientos existentes de los lodos de depuración y nuevas alternativas, como el estudio de la situación de infraestructuras de tratamiento respecto a los diferentes tipos de tratamientos, capacidad, costes de producción y destinos objetivo en la actualidad, así como, una previsión de futuro a corto, medio y largo plazo. La Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (AEAS) describe los criterios y tratamientos de lodos de depuración que se exponen a continuación y que reunirían condiciones óptimas para poder ser valorizados en agricultura.

Un lodo habría sido convenientemente estabilizado mediante un proceso de digestión anaerobia mesófila cuando se puedan garantizar una de las 2 siguientes opciones: i) el criterio universalmente aceptado respecto a este tratamiento de lodos es el de la EPA, que considera una reducción de contenido volátil igual o superior al 38%; ii) que el proceso haya sido llevado a cabo con una relación tiempo/temperatura comprendida entre 25 días y 30°C y 20 días y 35°C. Con estos datos puede realizarse una recta extrapolable hacia ambos extremos. Los tiempos de retención se podrían reducir si se incluyeran pretratamientos o varias etapas en la línea de lodos. El cumplimiento de uno de los dos criterios (porcentaje de reducción de volátiles o relación tiempo/temperatura) sería condición necesaria y suficiente para considerar la aceptación del proceso de digestión.

Se consideraría que un lodo ha sido convenientemente estabilizado mediante un proceso de digestión anaerobia termófila cuando se puedan garantizar una de las 2 siguientes opciones: i) que el proceso haya conseguido una reducción del contenido de materia volátil igual o superior al 38%; ii) que el proceso haya sido llevado a cabo con una relación tiempo/temperatura iguales o superiores a 55°C y 10 días, en el caso de trabajar en una sola etapa o de un mínimo de 4+4 días, si se trabaja en serie en dos etapas. Para que la operación de este digestor incluya la higienización se considera que debe de operar 24 horas a, al menos, 55°C sin carga ni descarga de lodo en el digestor, es decir, en “batch” y cargándolo una vez al día (Norma 503 U.S. EPA, 2003).

En el caso de la digestión aerobia la variabilidad de tiempos de retención y temperaturas en la práctica resulta muy amplia y modificable en función de las condiciones de explotación. Se consideraría que un lodo ha sido convenientemente estabilizado mediante un proceso de digestión aerobia cuando el proceso haya sido llevado a cabo con un tiempo de retención igual o superior a 15 días.

La digestión aerobia termófila es un método de tratamiento de lodo ya considerado en la norma U.S. EPA 503 (2003) y en los diferentes borradores y propuestas de la Comisión Europea que aporta al lodo un grado de estabilización similar al de la digestión anaerobia mesófila y termófila. Existen EDAR en España en la actualidad que han apostado por este sistema de digestión ya que aporta estabilización e higienización. Se trata de un tratamiento relativamente reciente pero que se está implantando paulatinamente. El criterio de cumplimiento utilizado es el mismo de la digestión anaerobia.

En lo referente a los compostajes cerrados, existen distintas tecnologías con mucha variabilidad en cuanto a porcentaje de aporte de material estructurante, aportación y control de aire. En lo relativo al compostaje abierto, también la práctica operativa es muy variable según la composición del lodo, grado de humedad de partida, condiciones ambientales, etc. Por todo ello, se considera la necesidad de optar por definir un parámetro final de tratamiento con independencia del proceso seguido. Existe una opinión favorable a considerar un compost aceptable, aquel que consiga un grado de maduración Rottegrade II o III. El grado de maduración Rottegrade II se trata de un compost inmaduro, joven o muy activo con un aumento de la temperatura por encima de la temperatura ambiente de 30-40°C y Rottegrade III es material que sigue descomponiéndose con un aumento de la temperatura por encima de la temperatura ambiente de 20-30°C.

Se consideraría que un lodo ha sido convenientemente estabilizado mediante un proceso de compostaje cuando el producto producido consiga un grado de maduración mínimo Rottegrade II, o equivalente. Para que el proceso de compostaje incluya la higienización se considera que debe de operar 24 horas a, al menos, 55°C sin carga ni descarga de lodo en el digestor, es decir, en “batch” y cargándolo una vez al día (Norma 503 U.S. EPA, 2003).

También debería ser considerado apto cualquier otro tratamiento nuevo que cumpla con las condiciones exigidas a las anteriores y/o consiga resultados iguales o superiores a los mismos, como los tratamientos aerobios del agua residual con edades del lodo superiores a 15 días. Complementariamente a los

tratamientos aplicados directamente al lodo, existen sistemas de tratamiento del agua residual que permiten obtener un lodo con un elevado grado de estabilidad. Este es el caso de las plantas depuradoras con altas edades de lodo donde la componente de respiración endógena del lodo se incrementa, con la consiguiente digestión de material celular. Así pues, si bien el tratamiento es llevado a cabo en la denominada línea de agua, el lodo resultante puede considerarse tratado. La diferencia entre este tipo de proceso y una estabilización aerobia, por ejemplo, es que ésta se aplica a la purga de lodo extraída del reactor biológico y en el primer caso la estabilización se realiza de manera conjunta con el agua residual en condiciones de baja carga y elevada edad celular. En este caso se considera que el uso agrícola del lodo debe requerir una edad mínima del lodo de 15 días.

Se consideraría que un lodo ha sido convenientemente estabilizado como resultado del proceso de depuración del agua residual cuando la edad mínima del lodo (calculada a partir de los valores reales del caudal de purga de lodo, de la concentración de la purga y del volumen y concentración del reactor biológico) sea igual o superior a 15 días. Los lodos obtenidos de aireaciones prolongadas podrían ser aplicados en suelos agrícolas cumpliendo medidas especiales que minimicen su principal desventaja que es la emisión de olores frente a otros tratamientos. Dichas medidas especiales podrían otorgar a los lodos EDAR obtenidos mediante aireación prolongada aptitud como el resto de los tratamientos. La estabilización mediante aireación prolongada es el empleo más frecuente en las EDAR de mediano y pequeño tamaño.

Como punto de partida de que el destino preferente de los lodos de depuración en España es su aprovechamiento en agricultura, es importante la elaboración de códigos de buenas prácticas agrarias en consonancia con el pacto verde de la Política Agrícola Común y que al mismo tiempo, posibiliten la valorización de los lodos de depuración en agricultura ya que el sector agrícola en España es de relativa importancia y la calidad de los suelos agrícolas son pobres en materia orgánica, a la vez que demandantes de nutrientes para los cultivos. Sería importante y de gran ayuda la necesaria integración de las normas sectoriales y dispersas que integran el derecho ambiental (Ruiz de Apodaca M.A., 2001).

Por último, en consonancia con Europa surge la necesidad de realizar estudios científicos para evaluar y cuantificar el posible impacto negativo de los lodos de depuración a la salud humana, los animales y al medio ambiente en el caso de que los haya, y realizar una correcta gestión dentro de las posibilidades de cada tipo de lodo y de las barreras que se puedan disponer.

Es importante definir los tratamientos y destinos que van a ser exigidos a los lodos de depuración en los próximos años. También es de relativa importancia crear un abanico amplio de tratamientos existentes y nuevos que puedan surgir acordes con los objetivos a alcanzar. Estos tratamientos y destinos de los lodos deberían evaluarse en su conjunto ya que la o las alternativas, podrían ser una combinación de ellas dependiendo de las necesidades y exigencias tanto europeas como españolas en función de la capacidad de producción, viabilidad de costes, necesidades y posibilidades del sector de la depuración y saneamiento, así como, de los sectores receptores de los lodos de depuración.

En definitiva, la clave de la gestión de los lodos es incluir las ventajas y desventajas de este material desde el punto de vista social, económico, agronómico, ambiental, sanitario y legal; y para ello, es imprescindible el estudio y creación de un análisis de riesgos cuantitativo y cualitativo riguroso, donde se evite el principio de precaución y se centre en los riesgos y virtudes imparcialmente con el objetivo de poder asignar un uso adecuado y seguro de los lodos de depuración, donde queden perfectamente definidas las vías de valorización adecuadas e incluir prohibiciones, limitaciones y barreras de manera que dicha valorización de los lodos de depuración genere confianza y seguridad.



2. PREMISAS Y OBJETIVOS DE LA TESIS DOCTORAL

2.1. PROBLEMA

En la introducción de esta Tesis Doctoral ha quedado claro la problemática de los residuos, y en particular, la de los residuos orgánicos. De entre los mencionados residuos orgánicos que se generan actualmente, tienen particular importancia los lodos EDAR; hay que tener en cuenta que este tipo de residuo se genera de manera puntual (en las plantas de tratamiento), y de una forma diaria; ello le confiere un grado de interés elevado, y hace necesario buscar una solución a esta problemática. La producción o generación de lodos EDAR en la Región de Murcia sobrepasa las 130.000 toneladas anuales. Las depuradoras de aguas residuales urbanas, a día de hoy y con nuestras actuales tecnologías, siempre van a generar lodos; es por ello que hay que ofertarles una solución económicamente viable, ambientalmente coherente, y sin riesgos para las personas ni para los ecosistemas a los que pueda afectar.

Interesa tener muy claro qué se va a hacer ahora y en un futuro cercano, con relación a los lodos EDAR. En la introducción de esta Tesis Doctoral igualmente ya se han indicado diversas salidas que pueden ser ofertadas para los lodos EDAR, siendo algunas de ellas nada viables hoy en día (vertido al mar), o claramente desaconsejables (vertedero); otras pueden ser coherentes, aunque posiblemente caras en la actualidad (secado térmico, pirolización, biometanización, etc.); y quizá la más extendida es su posible utilización en agricultura; esta opción en parte tiene lógica si pensamos que, en la zona del levante español, los suelos suelen ser escasos en materia orgánica, y adiciones externas de la misma son aconsejables. De las más de 130.000 toneladas de lodos al año que se producen, una buena parte van a aplicación directa en agricultura, y el resto también, pero sometiendo los lodos EDAR a procesos previos de compostaje. ¿Qué propuesta hay para estos lodos? Consideramos que, para dar respuesta no sólo deberá entrar en juego razones económicas (aunque son importantes), sino que las opciones propuestas deberán cumplir con los condicionantes necesarios para la protección del medio ambiente y de los ecosistemas, así como salvaguardar la salud humana.

2.2. SOBRE LOS LODOS Y SU CALIDAD

Los lodos que actualmente se generan son muy diferentes a los que existían hace unos años, lo que ya se puso de manifiesto en una Tesis Doctoral realizada en 2013 por Francisco Murcia. Las aguas que se tratan son mejores en la actualidad, y de más calidad al estar más controladas; por ello la “calidad” de los lodos generados ha mejorado. Como ejemplo, se indica que la cantidad de metales pesados que incorporaban los lodos hace 20 o 30 años, han disminuido en gran medida hoy en día. En los lodos EDAR de nuestras depuradoras encontramos elementos de interés como carbono, nitrógeno, fósforo, y otros macro y micro elementos válidos desde una perspectiva nutricional.

Sin embargo, las depuradoras son reflejo de nuestra propia sociedad; en los lodos encontraremos todo aquello que “tiramós” y que llega a las depuradoras con las aguas residuales. Un ejemplo de ello son los llamados “contaminantes emergentes” compuestos de carbono no eliminados de las aguas residuales con los sistemas de depuración actuales, y que llegan a los lodos. Hay una gran controversia en este tema, ya que no son bien conocidos en cuanto a su peligrosidad real; se desconoce además su degradabilidad en suelos, o en procesos de compostaje, etc., e incluso hay algunos problemas para su determinación analítica. Además de problemas con ciertos contaminantes, también es una cuestión de interés la higienización de los lodos EDAR, debido a su contenido en algunos microorganismos patógenos, y ello depende de su tratamiento en planta; hay tratamientos que eliminan gran parte de esta problemática (compostaje, secado...), y todo ello debe considerarse para marcar el futuro de los lodos. A este respecto, hay que tener presente que la digestión anaerobia o la aireación prolongada, tratamientos mayoritarios en EDAR de nuestra Región, no higienizan de manera clara los lodos.

Parece claro que sistemas de tratamiento que consigan generar menor cantidad de lodos, deberán ser tenidos en cuenta; pero si éstos se generan, nosotros consideramos que su VALORIZACIÓN en condiciones adecuadas como enmiendas orgánicas adecuadas para suelos agrícolas (con ánimo de

beneficiar la sostenibilidad de dichos suelos), sería una buena solución, y por tanto, una oportunidad para mejorar la calidad, salud y productividad de dichos suelos.

2.3. USO DE LODOS EN AGRICULTURA EN LA REGIÓN DE MURCIA

Como primera premisa, se indica que el reciclado de lodos en el suelo debe considerarse como una “APLICACIÓN”, Y NO UN “VERTIDO”; no puede realizarse aportaciones de residuos orgánicos a nuestros suelos, sólo para deshacerse de ellos; se debe hacer porque BENEFICIAN al suelo, a su fertilidad y a su productividad. Debemos de tener muy claro que el suelo es un recurso natural que hay que conservarlo, protegerlo y recuperarlo cuando sufre procesos de degradación; en esta línea, al suelo no puede ir lo que nos sobra, aunque no sea negativo; sólo debe de adicionarse al suelo enmiendas o fertilizantes que consigan mejorar la calidad, salud, funcionalidad y biodiversidad de dichos suelos.

Con relación al uso agrícola de lodos EDAR, éste puede ser “directo” (reciclados directamente en los suelos agrícolas, siempre que haya sufrido un tratamiento acorde con la normativa actual), y que tenga una calidad mínima aceptable. También puede ser sometido previo a su empleo, a procesos de estabilización e higienización de su materia orgánica, como el compostaje. El empleo directo hace que se aprovechen mejor los nutrientes que contiene el lodo, y es más económico que realizar un compostaje previo; a cambio, el proceso de compostaje generará una materia orgánica más estabilizada e higienizada en lo que respecta a microorganismos patógenos, y evitará también episodios de mal olor, así como excesos de mineralización de su carbono.

En la Región de Murcia, la Entidad de Saneamiento y Depuración (ESAMUR) conoce perfectamente los lodos que existen en las EDAR (tratamiento utilizado, sobre todo digestión anaerobia o aerobia prolongada, así como la calidad de los mismos), y controla su uso en agricultura desde una perspectiva agronómica, cumpliendo con la normativa actual. Además, se ha avanzado en la trazabilidad de los lodos, así como en el control a los gestores de los mismos. *Sea cual sea la solución que se adopte para nuestros lodos, la clave reside en el CONTROL de todo lo que se produce, y por supuesto, de lo que se haga con ello.*

2.4. RECICLADO EN LOS SUELOS DE LODOS EDAR

La opción hoy en día más extendida para dar salida a nuestros lodos EDAR es, como ya se ha comentado, la de utilizarlos en agricultura, bien de manera directa, o bien después de un proceso de compostaje; y siempre que cumplan la normativa exigida en función del país, o de la comunidad autónoma en el caso español. Otras alternativas pasarían, como también ya se ha señalado, por: i) su depósito en vertedero (ambientalmente desastroso, y que debería evitarse a toda costa); ii) la incineración, sabiendo que supone una pérdida de nutrientes, y que hay que realizarla de forma idónea para evitar posible contaminación ambiental; iii) propuestas energéticas a ser contempladas a futuro, como el secado de lodos, pirolisis o carbonización hidrotermal (métodos muy caros, que generan además de energía, un residuo carbonado que podría ser utilizable en agricultura como carbono estable). Cuando hay posibilidad de uso agrícola de lodos EDAR, en condiciones adecuadas, esta opción debería ser contemplada.

A continuación, se describen algunas PREMISAS a tener presente:

- a) Nuestros suelos necesitan materia orgánica (carbono orgánico), ya que los problemas de degradación fundamentalmente por erosión hídrica y condiciones climáticas, han mermado muchos de nuestros suelos en dicha materia orgánica, provocando la disminución de su fertilidad edáfica. Pensemos que sería bueno tener niveles de carbono orgánico en torno al 1,5-2%, y hoy en día hay gran cantidad de suelos que no llegan a dichos niveles en absoluto.
- b) Además de un elevado contenido en materia orgánica y carbono, los lodos cuentan con nutrientes de interés para la agricultura (nitrógeno, además de fósforo, el cual posiblemente sea el nutriente del futuro), que pueden ser aprovechados si dichos lodos se reciclan en ese ámbito: agricultura. Con ello se podrían evitar consumos masivos de fertilizaciones minerales, con el consiguiente beneficio ambiental y económico que ello supondría.

- c) Hay aspectos intrínsecos a este tipo de material (mal olor, generación de insectos, etc.) que hay que tener presente; otros aspectos negativos (exceso de nutrientes) pueden evitarse con un manejo adecuado de dosis; los patógenos pueden evitarse con procesos de compostaje; hay problemas de metales pesados puntuales, o de compuestos orgánicos perjudiciales, que hay que considerar (nuevas tecnologías para eliminación de contaminantes emergentes...).

Como conclusión a lo anterior, podemos decir que sabemos que hay dos ASPECTOS existentes a los que se les debe hacer frente, sobre todo desde una perspectiva ambiental. De una parte, la existencia de un residuo como los lodos, a los que hay que dar salida efectiva, y que contienen gran cantidad de materia orgánica; por otro lado, en muchos de los suelos existentes en España, y en particular en la Región de Murcia, sufre procesos de degradación debido fundamentalmente a la erosión hídrica, y al abandono de los suelos agrícolas. Es innegable que nuestros suelos necesitan materia orgánica para que puedan superar la escasez de fertilidad debido a las condiciones climáticas existentes en nuestra Región, y a las acciones antrópicas derivadas de la agricultura. Residuos orgánicos como los lodos, si su calidad es adecuada y su manejo apropiado, pueden ayudar en esa tarea. Por tanto, en zonas agrícolas como las de la Región de Murcia, siempre que sea posible, se podría introducir carbono y nutrientes a través de residuos orgánicos, siempre que este tipo de adiciones no condicione la seguridad de los ecosistemas como el suelo, agua, aire, o incluso la salud humana. De esa forma, dos problemas (necesidad de deshacerse adecuadamente de un residuo como los lodos; y los suelos degradados), podrían unirse y solucionar ambos problemas.

2.5. OBJETIVOS

Como se ha puesto de manifiesto, cuando los lodos EDAR no poseen ninguna contraindicación contemplada en la normativa establecida, dichos lodos pueden ser considerados como fuente de nutrientes y materia orgánica, con capacidad de poder ser reciclados en el suelo, contribuyendo así a paliar los efectos negativos que provienen de la escasez de materia orgánica en dichos suelos, evitando procesos degradativos que pueden finalizar en una falta de productividad y fertilidad. En función de lo anterior, se proponen los siguientes OBJETIVOS:

OBJETIVO GENERAL: Conocer el efecto que, tanto sobre el suelo receptor como sobre el sistema suelo-planta, tiene la aplicación de los lodos EDAR, siempre que dichos lodos sean considerados de calidad en cuanto a contaminantes como metales pesados, y que hayan sido sometidos a un tratamiento adecuado para estabilizarlos; se propone monitorizar un ensayo llevado a cabo en condiciones reales de campo, y con un manejo acorde con este tipo de práctica en agricultura. El efecto de aplicar lodos EDAR, sobre la **fertilidad edáfica** de los suelos receptores, así como sobre la planta desarrollada sobre ellos, en experimentos fuera del laboratorio, es una parte clave e importante de este estudio. Para cumplir con estos objetivos, el proyecto se ha desarrollado sobre parcelas agrícolas que soportan cultivos de arbolado, en concreto de almendro y de fruta de hueso (nectarina), así como en cultivo de cereal, aplicando en estas parcelas reales de estudio, y como enmienda orgánica con capacidad de aportar nutrientes (fuente de materia orgánica, nitrógeno y fósforo), lodos EDAR previamente caracterizados y considerados aptos para ello. El sistema de cultivo, así como el plan de fertilización ha sido acorde con el seguido en ese tipo de agricultura. Los resultados obtenidos permiten establecer **CONCLUSIONES** claras y concretas sobre la valorización de lodos en agricultura, mediante su aplicación directa a los suelos.

Como **Objetivos específicos**, se citan los siguientes:

- Comprobar los efectos de aplicación de lodos EDAR en suelos agrícolas, sobre diferentes cultivos, para verificar si los mencionados efectos son similares o diferentes, tanto para los distintos tipos de suelos como de cultivos usados en este ensayo. Dentro de este objetivo, un claro aspecto a destacar es la incidencia del manejo y de la diferente aplicación de los lodos, en función de la viabilidad según el cultivo al que se aplica.
- Monitorizar diferentes parámetros en suelos, con aquellos capaces de definir tanto el estado agronómico de dichos suelos, como sus efectos medioambientales, así como otros aspectos

bioquímicos y microbiológicos que pueden dar idea sobre la salud de los suelos desde los anteriores puntos de vista señalados, tanto agronómico, como ambiental.

- Dentro de los mencionados aspectos ambientales, se intentará conseguir información sobre diversos parámetros ligados a una posible contaminación por algunos contaminantes emergentes (además de otros contaminantes convencionales de tipo inorgánico, como metales pesados, salinidad, o contenidos en nitratos como potencial efecto negativo si se lixivian), procedentes de la aplicación de lodos, en los suelos donde se aplican.
- Sobre los frutos a final del ensayo (almendra, nectarina y grano de cereal), se llevan a cabo diversos análisis, principalmente dirigidos a conocer si la aplicación de lodos puede incidir negativamente sobre la contaminación de los frutos obtenidos.
- Concretar, con criterios científico-técnicos, la eficacia que para suelos de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia tiene la aplicación de lodos EDAR como parte importante de su plan de fertilización, a nivel de campo.
- Esta Tesis Doctoral también pretende aportar información que permita desde un proyecto aplicativo y demostrativo, poder convertirse en un referente a la hora de conocer la mejor manera de monitorizar la aplicación en suelos de lodos EDAR en agricultura, y de aportar una evaluación científica sobre dicha aplicación. Se tendrá en cuenta el sistema suelo-planta, por lo que algunos aspectos sobre frutos, para conocer si se ven afectados negativamente por contaminantes procedentes de lodos, también serán evaluados.





3. EXPERIMENTO EN CAMPO SOBRE APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURACIÓN A SUELOS AGRÍCOLAS DE LA REGIÓN DE MURCIA. DISEÑO EXPERIMENTAL

3.1. UBICACIÓN DEL EXPERIMENTO

Para llevar a cabo el presente estudio sobre aplicación de lodos de depuración en suelos agrícolas se ha elegido una zona donde es habitual su empleo, si bien en las propias parcelas de ensayo, y tal y como se indicará posteriormente, no se habían aplicado lodos EDAR hasta el momento, aunque en la zona elegida ya se está demandando su uso en agricultura, se recuerda que todo el ensayo se ha llevado a cabo mediante gestores autorizados, realizando esta labor en condiciones controladas y aceptadas por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

En concreto, para llevar a cabo el ensayo propuesto y conseguir los objetivos planteados en esta Tesis Doctoral, la zona elegida es el altiplano de la Región de Murcia (figura 15). En esta zona los cultivos predominantes son olivar, vid, almendros y cereal en secano y, en los regadíos son frutales de hueso y de pepita. Los suelos del entorno tienen una riqueza en materia orgánica alrededor de 0,7-3% como norma general algo superiores con respecto a otras zonas de la Región de Murcia. Desde el punto de vista climatológico, esta zona tiene una media de temperatura de 13-18 °C, y la pluviometría aproximadamente de 300 mm al año.

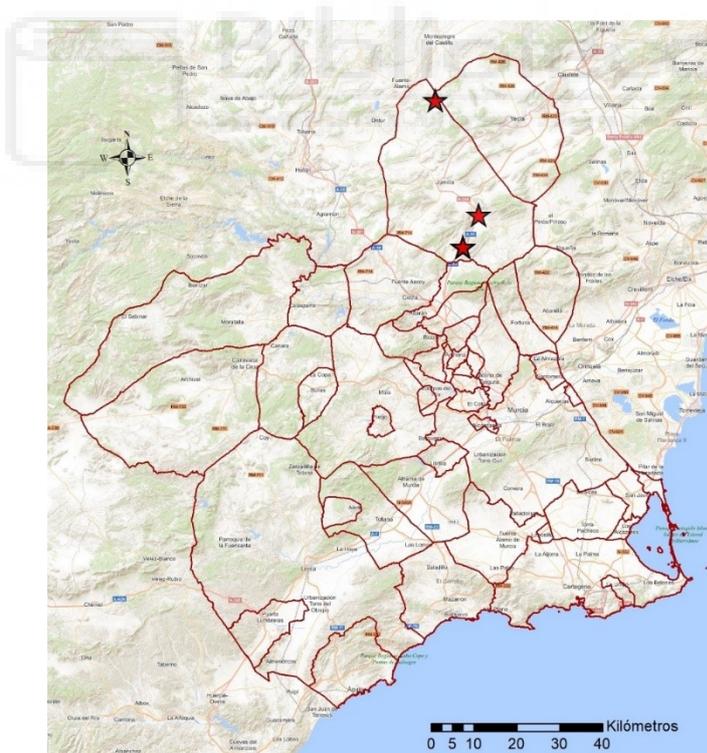


Figura 15. Ubicación de las parcelas agrícolas estudiadas.

A pesar de ser repetitivos, hacemos hincapié en un aspecto de interés que hay que resaltar, y es que el experimento se ha realizado en condiciones de un verdadero ensayo de campo, de manera realista, y sobre parcelas de estudio de una superficie próxima a la hectárea en los tres cultivos. Todo ello

condiciona claramente la necesidad de tener siempre presente la importancia de la variabilidad que se aprecia en los suelos que se van a analizar y monitorizar; el suelo es una matriz muy compleja, y no es sencillo acceder a valores de medida con una escasa variabilidad en las condiciones de ensayo como las aquí propuestas. También se debe resaltar la dificultad de enmendar los suelos con lodos de depuración, y hacerlo de manera lo más homogénea posible. Con ello se quiere remarcar dos aspectos: i) estadísticamente, es complicado que observemos diferencias a veces bastante obvias de antemano; por ello, a veces se hablará de “tendencias” más que de diferencias estadísticamente significativas; ii) es muy importante realizar muestreos de suelos de manera correcta, con un conjunto de submuestras que pueda evitar, en lo posible, la heterogeneidad a la que nos referimos.

3.2. PARÁMETROS DETERMINADOS EN SUELOS Y FRUTOS

Los parámetros evaluados en la presente Tesis para conseguir los objetivos especificados han sido los siguientes:

- Parámetros ligados a las características agronómicas de los lodos empleados y los suelos enmendados: medida de pH y de conductividad eléctrica (CE), medida de carbono orgánico, macro, micronutrientes y elementos, en particular, nitrógeno total (y formas de nitrógeno), fósforo total y potasio total.
- Parámetros medioambientales y relativos a su higienización: contenido en metales pesados (cadmio, cobre, cromo, níquel, mercurio, zinc y plomo); contenido en microorganismos patógenos (*Escherichia coli* y *Salmonella spp.*); algunos contaminantes orgánicos considerados como emergentes (sulfonato de alquil benceno lineal, hidrocarburos aromáticos policíclicos, nonilfenol y nonilfenoletoxilados, Di (2-etilhexil) ftalato y bifenilos policlorados).
- Parámetros bioquímicos y de actividad biológica, capaces de ofrecer información sobre la interacción de una enmienda orgánica como los lodos EDAR sobre los ciclos biogeoquímicos de elementos como el carbono, fósforo y nitrógeno, además de medidas de actividad metabólica general de las poblaciones microbianas del sistema, mediante la medida de respiración microbiana de suelos enmendados.
- También se ha analizado hacia final del ensayo, algunos parámetros físicos, y en concreto, la capacidad de retención hídrica y la densidad aparente, con ánimo de conocer si la aplicación de lodos EDAR inciden sobre dichos parámetros en los suelos receptores.

Por último, se han analizado tanto los frutos de los árboles considerados en los experimentos propuestos (almendro y nectarina), así como el grano de trigo. Además de datos de rendimiento aportados directamente por los agricultores participantes en este ensayo real, así como del contenido de metales pesados de aquellos determinados en lodos, se han determinado también otros elementos contaminantes en dichos frutos, tales como los contenidos en microorganismos patógenos, y las cantidades detectadas de diversos contaminantes orgánicos emergentes procedentes de los lodos EDAR. Con ello se pretende conseguir información sobre el paso desde el suelo al fruto, de algunos elementos no deseables.

3.3. MATERIALES (SUELOS Y LODOS)

Como ya se ha comentado con anterioridad, aunque en la zona donde se han planteado los diferentes ensayos para esta Tesis Doctoral, es una zona con aplicación de lodos en agricultura, justo en las parcelas de ensayo y en los suelos agrícolas elegidos para este estudio, no habían sido aplicados lodos de depuración con anterioridad; la primera dosis de lodo la recibieron en el primer año de aplicación del presente estudio. Son, por lo tanto, suelos donde sólo han tenido fertilización mineral con anterioridad, y no han tenido entrada de orgánicos de ningún tipo.

La duración de los ensayos experimentales planteados en esta Tesis Doctoral, ha sido de tres campañas de cultivo comprendidas entre los años 2019 al 2022. Sabemos que ello puede ser considerado como un experimento “a corto-medio plazo”, ya que en suelos donde no se adicionan fertilizantes orgánicos y/o enmiendas orgánicas, el cambio y transición hacia posibles agroecosistemas no va a reflejar cambios

sustanciales de manera clara en este periodo de tres años. Pero consideramos que sí van a marcar la pauta de lo que se puede esperar en un futuro no demasiado lejano. Ahondando en este criterio, hemos de señalar que los ensayos propuestos se realizan sobre tres cultivos, en concreto almendro, nectarina y cereal (trigo) por tratarse de cultivos representativos de la zona elegida de la Región de Murcia, y en la que el uso de lodos EDAR como enmienda es usual. Los tratamientos se diseñaron de igual modo para los cultivos de almendro y nectarina, y diferente para cereal, como se expondrá posteriormente.

Hemos de indicar que cuando se decidieron las parcelas de ensayo (figura 16), y se acordó con los agricultores dueños de esas parcelas el sistema de estudio que se iba a seguir, se muestrearon los suelos de las mencionadas parcelas implicadas para al menos, disponer de una mínima información sobre las características de textura, valor de pH y de conductividad eléctrica, así como macro y microelementos, parámetros mínimos para poder pensar que se trata de suelos agrícolas normales de la zona. Además, el análisis de suelos en varios puntos de las parcelas nos ha dado idea de la variabilidad que puede existir en ellas, y que dicha variabilidad se considera adecuada.

De igual forma, se habló con los gestores que iban a colaborar en este ensayo, y se encargarían de llevar los lodos hasta las parcelas de estudio, para que todo se realizase de una manera realista y como normalmente se hace en parcelas del entorno. Asimismo, se comprobaron que los lodos que entrarían en el estudio fueran aptos para ello según normativa, y pueden ser considerados como una enmienda orgánica adecuada, comprobando que sus parámetros se ajustaban para lodos de depuración típicos para su aprovechamiento en los suelos agrícolas. Los lodos empleados en todos los cultivos han sido considerados, por tanto, de una calidad muy aceptable; dichos lodos han sufrido un tratamiento permitido para que puedan ser aplicados en agricultura, según la normativa vigente. Una vez comprobada la aptitud legal del lodo para su aprovechamiento en las parcelas agrícolas, se procedió al diseño para su incorporación al suelo.



Figura 16. Cultivos estudiados. A: cultivo de almendro, B: cultivo de nectarina, C: cultivo de cereal.

Sistema de incorporación de lodos en las parcelas de estudio.

La aplicación de lodo de depuración en los cultivos de almendro y nectarina se realizó mediante sistema de topo o surco con maquinaria apropiada, aplicando dichos lodos en surcos enterrados al margen de los árboles (un metro de separación del tronco de los árboles aproximadamente) y próximo a las tuberías portagoteros de riego. Este sistema es el establecido por la mayoría de los gestores autorizados para el aprovechamiento de lodos en suelos agrícolas en cultivos leñosos. En lo que respecta al manejo empleado en el cultivo de cereal, el método empleado por los gestores de lodos en cultivos herbáceos es mediante la técnica de esparcido, que consiste en un esparcido homogéneo del lodo en la totalidad de la parcela cultivada y su posterior volteo del terreno utilizando para ello maquinaria apropiada (figura 17).

Dosificación del lodo aplicado.

En el cultivo de almendro, la aplicación de lodo se realizó teniendo en cuenta el nitrógeno como factor limitante y en función de las necesidades de dicho nitrógeno para este cultivo, estimando la dosis en 100 kilogramos de nitrógeno por hectárea y año durante dos años; el primer año la adición se hizo a un margen del árbol, y el segundo año al margen contrario. El tercer año no se realizó aplicación de lodo atendiendo a la práctica utilizada por la mayoría de los gestores de lodos, considerando mediante esta técnica de aplicación a tres años, los dos primeros con lodo y el último año sin aplicación. Se contempla que el último año existe mineralización de nitrógeno del lodo aplicado el segundo año y una pequeña parte del lodo del primer año; desde una relación porcentual de la mineralización de nitrógeno del primer año, se podría indicar que dicha mineralización estaría entre el 30-40%, el segundo año entre el 20-30% y el tercer año se produciría un porcentaje pequeño de mineralización sobre el resto de este nutriente.

Para el cultivo estudiado de nectarinas, la dosis adicionada de nitrógeno en este caso ha sido a razón de 150 kilogramos de nitrógeno por hectárea y año al ser la necesidad estimada para este cultivo. La técnica empleada de manejo ha sido la misma que en el cultivo de almendro aplicando lodos durante dos años y dejando el tercero sin aplicar.



Figura 17. Sistema de aplicación de lodo en el suelo agrícola. A: aplicación mediante topo o surco en cultivo de almendro, B: aplicación mediante topo o surco en cultivo de nectarina, C: aplicación mediante esparcido en cultivo de cereal.

En lo referente a la dosis de lodo aplicado en el cultivo de cereal, se realizó una aplicación a dosis de 170 kg de nitrógeno por hectárea y año durante dos años, pero esparcido homogéneamente en la totalidad de la parcela; y por ello no existe una parte del terreno de aplicación de primer año y otra para el segundo año como ocurría en los cultivos leñosos, sino que la aplicación de los dos años se realizó físicamente en la totalidad de la parcela. El tercer año no se realizó aplicación de lodo atendiendo a la misma práctica empleada por los gestores de lodos, considerando una aplicación los dos primeros años con lodo y el último año sin aplicación, aprovechando en ese último año la mineralización de nutrientes que hayan quedado en el suelo por la aplicación de lodos anterior; se contempla pues que el último año existe mineralización de nitrógeno del lodo aplicado en los años anteriores. El cultivo de cereal como se anotaba anteriormente es en seco; y la única fuente exógena para cubrir las necesidades nutricionales del cultivo fue a través de la aplicación de lodo en el suelo. Por ello, en lo que respecta al cultivo de cereal, el plan de abonado estaba centrado prácticamente en el aporte de lodo al suelo, careciendo de fertilización mineral. Se ha pretendido llevar a la práctica, la técnica agronómica empleada por el agricultor como norma general para disponer de una casuística lo más parecida posible a la realidad.

En todos los ensayos, para árboles de almendro y nectarina, el suelo “control” ha sido sometido a la fertilización convencional (N, P y K mineral), que se realiza por los propios agricultores en esos cultivos. El tercer año, en donde no se aplica lodo, también se sometieron los suelos con lodos a la fertilización convencional mencionada anteriormente. Los lodos aportados se consideran suficientes para cubrir las necesidades nitrogenadas del cultivo, y así sustituir a la fertilización mineral. Los cultivos de almendro y nectarina estaban dotados de riego localizado por goteo. Sabemos que no todos los nutrientes, y en particular, el N contenido en los lodos, va a estar disponible para la planta de igual manera que un NPK; pero pensamos que esta enmienda orgánica tendrá suficiente N disponible, para el cultivo, y que junto con la propia materia orgánica, será capaz de conseguir mejoras en el sistema suelo-planta, supliendo por tanto esta fertilización orgánica, a la mineral. Además, el ensayo se lleva a cabo en tres cultivos no en exceso exigentes en fertilización (nectarinos jóvenes, almendros, y cereal).

Monitorización de parámetros de interés, seguida en los ensayos planteados

Los valores de los parámetros estudiados durante el ensayo para monitorizar el efecto del lodo en el suelo han sido analizados durante cada uno de los tres años, diferenciando el ciclo de cultivo entre inicio y final del mismo. El inicio del cultivo ha sido considerado como el momento de aplicación del lodo, mientras que el final del cultivo coincide con el periodo de recolección. El tratamiento de lodo en el primer año ha sido identificado en los cultivos de almendro y nectarina como “T1” (a una parte del árbol), y la aplicación de lodo en el suelo en el segundo año como “T2” (a la parte contraria del árbol que en la primera adición). Para el cultivo de cereal, como la superficie de aplicación de lodos es la misma en las parcelas la aplicación de primer y segundo año, han sido identificadas como “T”. Las parcelas control en los tres cultivos estudiados han sido identificadas con “C”.

Como se ha indicado, las muestras de suelo han sido tomadas al inicio del cultivo coincidiendo con el momento de aplicación, y al final del cultivo en el periodo de la recolección. Todas las muestras de suelo han sido tomadas en la zona de profundidad entre 0 y 20 centímetros aproximadamente (capa arable). El protocolo seguido por CEBAS-CSIC para la realización de muestreos de suelos agrícolas, ha sido empleado en este caso.

En cada zona de cultivo se han fijado cuatro áreas diferentes donde se aplicó la enmienda con lodo de depuración, y parcelas control; de esta forma podremos establecer las diferencias entre esas parcelas control y parcelas con lodo. En cada una de las parcelas citadas se ha tomado 3 muestras compuestas por varias submuestras, y replicadas por parcela para cada periodo establecido, hallándose la media de las réplicas como valor para cada parcela y tratamiento. Por tanto, se ha diseñado el ensayo para los cultivos de almendro y nectarina con una parcela control (“C”) y cuatro parcelas con tratamiento de lodo; y de cada una de estas parcelas donde se ha aplicado lodo EDAR, se han diferenciado dos subparcelas (“T1” y “T2”) dependiendo de si la aplicación del lodo es en el primer año de aplicación o en el segundo año (a cada lado del árbol). Para el cultivo de cereal, el diseño es igual al de almendro y nectarina con una parcela control (“C”) y cuatro parcelas con tratamiento de lodo (“T”), pero sin diferenciar subparcelas ya que el lodo de primer y segundo año se aplica mediante la técnica de esparcido por toda la parcela sin diferenciar entre el primer y segundo año de cultivo de cereal.

Todo lo expuesto se explica de manera gráfica en la figura 18 y 19.

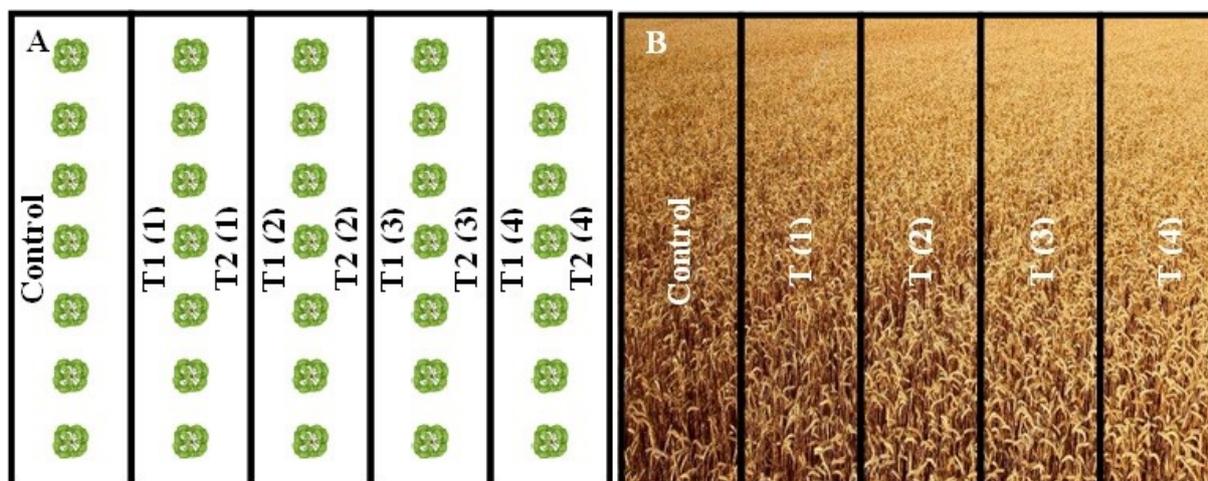
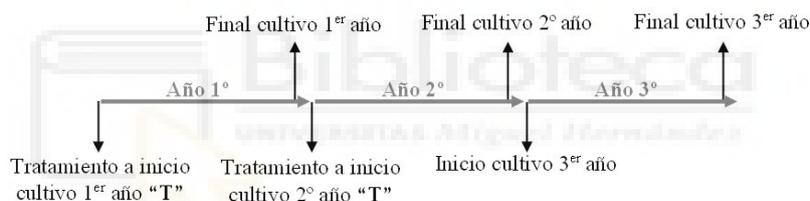


Figura 18. Diseño del estudio de cultivo de almendro y nectarina (A) y de cereal (B).

Tratamiento en cultivo de cereal



Tratamiento en cultivo de almendro y nectarina

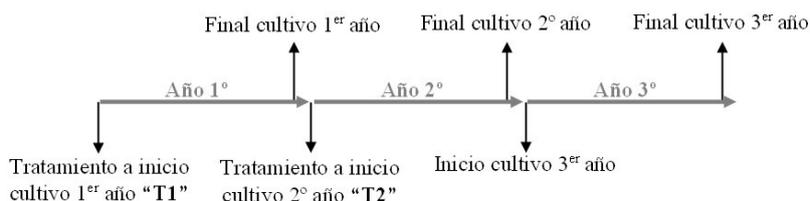


Figura 19. Esquema de línea del tiempo de tratamientos y muestreo del estudio.

De manera más exhaustiva, se explica a continuación los muestreos de suelos realizados. En los cultivos de almendro y nectarina al disponer de riego localizado, se organizó la toma de muestras de la siguiente manera para cada fila de arbolado:

- 3 muestras compuestas (cada una formada por 8 submuestras) de suelo en cada una de las parcelas con lodo a la izquierda de la fila de arbolado próximo al gotero (T1).
- 3 muestras compuestas (cada una formada por 8 submuestras) de suelo en cada una de las parcelas con lodo a la derecha de la fila de arbolado (T2).

- 3 muestras compuestas (cada una formada por 8 submuestras) de suelo en la parcela control (C). Esta parcela fue subdividida en tres, muestreando una muestra compuesta en cada una de ellas.

NOTA: cada muestra de suelo es, como se ha indicado, mezcla de al menos 8 submuestras, las cuales bien mezcladas y homogeneizadas, da lugar a la muestra de estudio y análisis de 1 kg de peso cada muestra. Los datos analizados estadísticamente en los cultivos de almendro y nectarina han sido los valores promedio de las 3 muestras compuestas de cada parcela tratada.

En el cultivo de cereal han sido tomadas 3 muestras compuestas en cada una de las parcelas tratadas con lodo (T) y otras 3 muestras en la parcela control (C) como refleja el diseño del estudio en la figura 19. También aquí, esta parcela fue subdividida en tres, muestreando una muestra compuesta en cada una de ellas. Igualmente, los datos analizados estadísticamente en el cultivo de cereal han sido los valores promedio de las 3 muestras compuestas de cada parcela tratada.

Como ya se ha comentado, se han analizado las muestras al inicio de la campaña agrícola para cada uno de los cultivos de almendro, nectarina y cereal, identificándolos como “inicio” (inicio del cultivo, a los 3-5 días del momento de aplicación del lodo) y “final”, correspondientes al final del cultivo, entendiendo por final del cultivo la recolección de la campaña agrícola en cuestión. El objetivo ha sido monitorizar y evaluar el efecto del lodo al inicio del cultivo respecto al final del mismo, para cada cultivo; asimismo se evalúan diferencias del comportamiento de lodos para diferentes cultivos agrícolas.

El inicio del cultivo para almendro se consideró en el mes de enero, tras la aplicación del lodo los dos primeros años de estudio; en tercer año también se consideró enero, aunque no hubo aplicación de lodo. El fin del cultivo en almendro se contempló tras la recolección del fruto que fue en septiembre todos los años. El inicio del cultivo para nectarina se consideró en el mes de diciembre, tras la aplicación del lodo los dos primeros años de estudio y en tercer año también se consideró diciembre, aunque no hubo aplicación de lodo. El fin del cultivo, se consideró tras la recolección del fruto que, para el caso de la nectarina, fue en junio todos los años estudiados. Las producciones del cultivo de nectarina no son representativas en lo que a cantidad se refiera por tratarse de un cultivo joven y, por tanto, no se encuentra en plena producción. En el caso del cereal, el inicio del cultivo se consideró en el mes de octubre tras la aplicación del lodo los dos primeros años de estudio, y en el tercer año también se consideró octubre, aunque no hubo aplicación de lodo. El final del cultivo fue el mes de julio tras la recolección del grano de cereal en todos los años estudiados.

Aunque sea de manera repetitiva, se quiere seguir resaltando que tanto los cultivos empleados, como la gestión para la aplicación de lodos, su dosificación, y la elección de cultivos, han sido basadas en las prácticas establecidas por los mencionados gestores de lodos con la finalidad de no alterar los resultados obtenidos en este estudio con la realidad de los mismos.

Análisis en fruto. Al final del cultivo del tercer año, se tomó muestra de fruto de los tres cultivos para comparar los obtenidos de las parcelas control y las parcelas aplicadas con lodo. Para los cultivos de almendro, nectarina y cereal, se tomó en las parcelas aplicadas con lodo y control una muestra representativa de 1 kg de almendra, nectarina y grano respectivamente y se analizaron los valores de metales pesados, *Escherichia coli*, *Salmonella spp.* y compuestos orgánicos persistentes.

Las técnicas analíticas empleadas son detalladas en el punto 8.3 ANEXO III; son técnicas que consideramos adecuadas para el ensayo planteado, y son utilizables en su mayoría, por laboratorios agronómicos de los que normalmente realizan análisis para los agricultores.

3.4. SOBRE ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Dos características del diseño experimental condicionan el análisis estadístico. Por un lado, existen distintas parcelas donde se aplican los tratamientos, que son los ‘individuos’ estudiados. Adicionalmente, en cada uno de estos individuos se realizan medidas repetidas en el tiempo. Las medidas repetidas en el tiempo sobre un mismo individuo tienen una alta probabilidad de estar correlacionadas. Esta correlación es una violación de uno de los principios básicos del ANOVA clásico, en el cual todas las muestras son independientes entre sí. Este tipo de problemas estadísticos se ha tratado

de diversas formas a lo largo del tiempo, si bien el marco más adecuado es el de los modelos mixtos. La teoría básica de este tipo de modelos que permiten superar algunas restricciones importantes de los ANOVAs y modelos lineales generales clásicos son bien conocidos desde hace tiempo, pero su uso se ha generalizado en las últimas dos décadas gracias a la disposición de ordenadores personales más potentes, ya que un modelo mixto requiere mucho mayor cálculo que un modelo clásico.

El análisis se realizó mediante un modelo mixto con dos factores experimentales fijos: tratamiento (suelo aplicado con lodo y suelo control sin lodo) y ciclo de cultivo (inicio y final). En un modelo mixto los factores fijos son los tratamientos de interés para la investigación. El modelo mixto siempre tiene, además de los factores fijos, otros factores aleatorios. Un factor aleatorio no es de interés para la investigación en sí, pero debe ser tenido en cuenta porque contiene información para 'corregir' las desviaciones de los requerimientos del ANOVA clásico. Por ejemplo, todas las muestras que se obtienen de una parcela estarán muy probablemente correlacionadas entre sí. Introducir el factor parcela como aleatorio controla ese efecto dando resultados correctos. En un ANOVA clásico los resultados serían incorrectos bajo ese diseño experimental. Por tanto, el modelo mixto incluye como factores fijos Tratamiento y Ciclo (y su interacción) y como factor aleatorio Parcela y Subparcela. Finalmente, los datos tomados en la misma subparcela a lo largo del tiempo estarán correlacionados entre sí. En el modelo mixto se puede tratar específicamente con este problema indicando una estructura de covarianza que especifica cómo se correlacionan entre sí dos muestras separadas por distintos intervalos temporales. La elección de la estructura de covarianza es complicada ya que no existe, necesariamente, una elección adecuada a priori. Para este análisis se ha elegido una estructura de covarianza diagonal porque no asume ningún patrón en el comportamiento temporal, sino que permite que la covarianza entre cada dos intervalos de tiempo sea específica.

Una vez que se determinó la existencia de diferencias significativas, se ha realizado la prueba post hoc de Bonferroni para comparar tratamientos por pares.

Para la interpretación de los datos obtenidos en fruto, se han empleado datos estadísticos descriptivos. La comparación global de los datos obtenidos para las diferentes variables y tratamientos se realizó la prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes. Todos los análisis estadísticos se realizaron con SPSS v26.



4. RESULTADOS

4.1. SOBRE SUELOS DONDE SE REALIZAN LOS ENSAYOS

Como comentario general sobre los suelos empleados en este estudio, y sobre un parámetro de interés como es su textura, se puede decir en términos generales que los suelos con textura arenosa tienen buena aireación como consecuencia del mayor tamaño de sus partículas. Se trata de suelos con buena aireación y permeabilidad, poco fértiles y con escasa capacidad de retención de agua. Por el contrario, los suelos con textura limosa tienen baja aireación, poca permeabilidad y pobre estructura coloidal.

Los suelos arcillosos tienen elevados contenidos de nutrientes, aunque pueden llegar a ser impermeables si el porcentaje en esa arcilla supera el 30% del total del suelo. Los suelos con textura arcillosa dificultan el laboreo agrícola por elasticidad en su estado húmedo y compactación en estado de baja humedad. La textura de suelos que se encuentra en mayor equilibrio son los suelos francos, y por tanto son suelos propicios para el cultivo agrícola en lo que a textura se refiere ya que la fertilidad del suelo depende también de otros factores.

La textura del suelo y los factores ambientales son componentes importantes para el control de las modificaciones de un suelo en una zona determinada (Nguyen et al., 2020). La composición del suelo en función del tamaño de sus partículas es la herramienta utilizada para tipificar la textura de un suelo. La textura de un suelo es un factor condicionante de transformación de la materia orgánica de la capacidad de permeado, así como de la retención de nutrientes y humedad. Los suelos arcillosos se caracterizan por tener un tamaño de poro pequeño, baja permeabilidad y capacidad de retención de elementos químicos y agua que los hace más fértiles que los suelos arenosos, los cuales, el tamaño de sus poros, permeabilidad y retención es el concepto opuesto al de los suelos arcillosos.

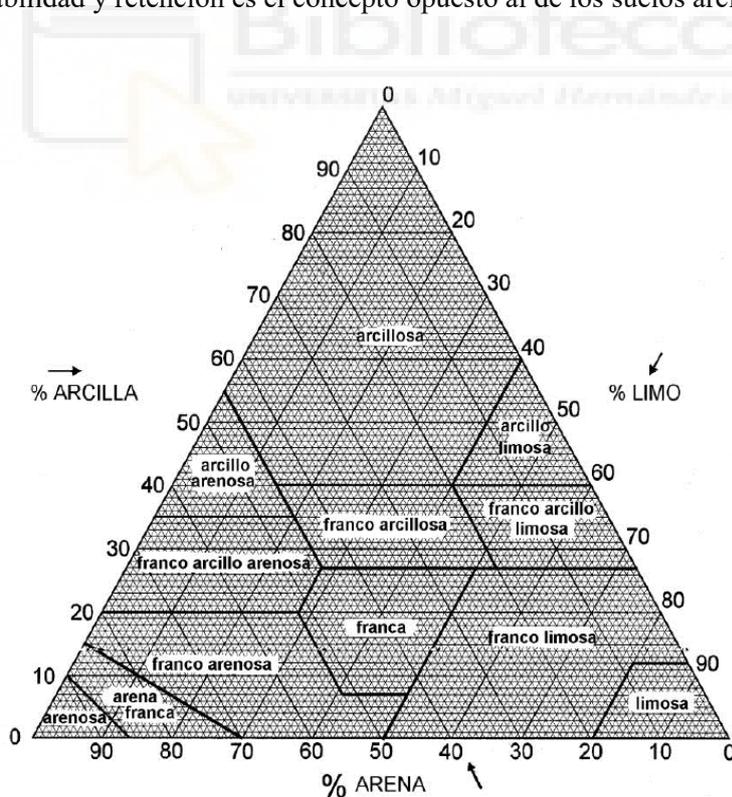


Figura 20. Gráfico de la denominación de suelo según su textura. Fuente: United States Department of Agriculture (USDA), 1977.

Los suelos agrícolas de los tres cultivos estudiados son suelos francos con un componente arcilloso un poco superior al óptimo en el cultivo del almendro, y arenoso en el caso del cultivo de nectarina (tabla 16). Según el Mapa de suelos de España de Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2006), siguiendo el sistema americano de clasificación de suelos de la Soil Taxonomy, los suelos de almendro y cereal son suelos de orden Entisoles, suborden Orthent y grupo Torriorthent y los suelos bajo cultivo de nectarina son de orden Aridisoles, suborden Calcids y grupo Haplocalcids.

El suelo de cereal es, en concreto, de textura franco arcillo arenoso. En general se trata de suelos que reúnen una adecuada textura y aptitud para la explotación agrícola. Son suelos con un valor en materia orgánica baja (tabla 17), más elevada en suelo de cereal, y bastante menor en los de frutales, sobre todo en el de nectarina. El pH de todos los suelos fue superior a 7 (básicos). La conductividad eléctrica es bastante mayor en los suelos del cultivo de almendro, que en los de los otros cultivos; eso concuerda con un mayor contenido en sulfatos en dichos suelos de almendro, y la salinidad que provocan puede ser responsable del incremento de conductividad eléctrica. Los contenidos en macronutrientes de interés (N, P y K) no son elevados. El contenido en hierro de los tres suelos es bastante mayor en los que soportan almendro y cereal, que el de nectarina. Por último, los contenidos en metales pesados en los tres suelos bajo estudio, no muestran valores preocupantes en ningún caso.

Los climas áridos y semiáridos destacan por la presencia de suelos desérticos degradados y erosionados que ocasiona una debilidad de la biota del suelo y mermas de la producción en los cultivos debido al agotamiento de la fertilidad de la capa arable. Es presumible por tanto que, desde un punto de vista biológico, estos suelos no deben tener actividad microbiana elevada.

Tabla 16. Textura de los suelos agrícolas de los cultivos estudiados según la denominación de suelos de United States Department of Agriculture (USDA), 1977.

Textura del suelo	Cultivos		
	Almendro	Nectarina	Cereal
Arena (g/100g)	43,8	62,3	46,5
Limo (g/100g)	26,6	19,8	26,7
Arcilla (g/100g)	29,6	17,9	26,8
	Franco arcilloso	Franco arenoso	Franco arcillo arenoso

4.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS APLICADOS EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL ESTUDIO

Los lodos empleados en el estudio proceden de EDAR de origen urbano de entre 24.000-50.000 habitantes equivalentes y un caudal de diseño entre 12.000-15.000 m³ día⁻¹. La línea de aguas residuales ha sufrido un pretratamiento consistente en un desbaste, tamizado, desarenado y desengrasado. Posteriormente, las aguas residuales han recibido un tratamiento biológico de aireación prolongada seguido de una decantación secundaria y tratamiento terciario.

En lo que respecta a la línea de lodos, estos han pasado por un espesador por gravedad para posteriormente ser deshidratados mediante centrifugas, son dosificados de polielectrolito para mejorar su deshidratación. Finalmente, son almacenados en tolva hasta su recepción. Por tanto, los lodos de depuración empleados en el estudio son de características típicas de aquellos que han recibido un tratamiento mediante aireación prolongada.

Tabla 17. Parámetros agronómicos, metales pesados y patógenos de los suelos empleados en los diferentes cultivos antes del estudio.

Parámetros	Almendra	Nectarina	Cereal
Humedad (%)	9,37	9,41	5,29
pH	8,14	9,25	9,02
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2.275,00	118,80	100,97
Materia Orgánica (%)	1,48	0,89	2,68
Carbono orgánico total (g/100g)	0,86	0,52	1,56
Nitrógeno orgánico total Kjeldahl (g/100g)	< 0,05	0,05	0,08
Nitrógeno Amónico (g/100g)	< 2,0	< 2,0	<1,0
Amonio (g/100g)	< 2,5	< 2,5	0,53
Fosforo Total (mg/kg)	200,70	204,00	266,00
Potasio Total (mEq/100g)	0,68	0,35	0,76
Hierro Total (mg/kg)	17.043,35	6.138,65	16.720,67
Magnesio Total (g/100g)	2,62	2,12	1,59
Manganeso Total (mg/kg)	181,35	79,80	227,40
Calcio Total (g/100g)	14,08	16,08	16,55
Sodio Total (g/100g)	0,02	0,02	0,02
Molibdeno Total (mg/kg)	< 0,5	< 0,5	<0,5
Cloruros (mg/kg)	44,45	13,94	0,16
Sulfatos (mg/kg)	6.974,50	27,25	<0,2
Fosfatos (mg/kg)	<1,00	3,51	8,15
Nitratos (mg/kg)	25,91	24,64	53,92
Níquel (mg/kg)	10,15	5,00	13,80
Cobre (mg/kg)	12,05	5,40	11,71
Cadmio (mg/kg)	< 0,5	< 0,5	0,24
Zinc (mg/kg)	15,70	10,75	25,50
Mercurio (mg/kg)	< 0,1	< 0,1	<0,10
Arsénico (mg/kg)	2,40	2,00	0,59
Cromo (mg/kg)	15,10	7,35	26,87
Plomo (mg/kg)	6,55	3,80	19,64
<i>Salmonella</i> (en 25g)	Ausencia	Ausencia	Ausencia
<i>E. coli</i> (ufc/g)	<10	<10	<10

Como norma general, y este trabajo de Tesis Doctoral así lo considera, estamos convencidos que el uso de enmiendas orgánicas como fuente de materia orgánica exógena para los suelos, debe ser incentivado. Pero como advertencia necesaria, también consideramos que sólo deberán aplicarse enmiendas orgánicas DE CALIDAD. De ahí que un aspecto clave dentro de esta Tesis, es la valoración de los lodos que van a ser empleados en el estudio de campo. Nuestro criterio es que los suelos son un recurso natural clave, y que, por lo tanto, deben de ser conservados y protegidos; y no pueden ser un “vertedero” donde se pueda aportar cualquier sustancia. Ni siquiera productos o enmiendas inocuas, que no perjudiquen a un aspecto de salud y calidad de los suelos, deberían ser aportados a los mismos; sólo los que gestionen una mejora en la calidad, salud, biodiversidad, y que colaboren a incrementar su fertilidad edáfica muy productiva, deberán ser utilizados.

Tabla 18. Parámetros agronómicos, metales pesados y patógenos de los lodos empleados en la aplicación de los diferentes cultivos del estudio.

Lodos aplicados en los suelos agrícolas					
Parámetros	Almendra y Nectarina año 1°	Almendra año 2°	Nectarina año 2°	Cereal año 1°	Cereal año 2°
Humedad (%)	84,78	87,70	86,20	81,00	84,90
pH	6,34	6,46	6,32	6,75	6,49
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,01	2,91	2,44	2,63	2,18
Materia Orgánica Volátil (%)	97,67	98,30	94,00	94,47	98,30
Carbono Orgánico Total (g/100g)	37,57	34,90	25,00	41,09	40,24
Nitrógeno Total (g/100g)	6,67	7,19	3,54	6,36	7,06
Fosforo Total (g/100g)	1,75	1,13	0,80	1,11	0,82
Potasio Total (g/100g)	0,76	0,49	0,47	0,68	0,31
Hierro Total (mg/kg)	2.336,00	1.900,00	4.472,00	2.086,00	2.209,00
Magnesio Total (g/100g)	0,98	0,43	0,93	0,49	0,43
Manganeso Total (mg/kg)	45,50	75,10	143,00	92,83	63,60
Calcio Total (g/100g)	3,83	1,29	7,55	2,38	1,36
Sodio Total (g/100g)	0,35	0,24	0,14	0,16	0,18
Molibdeno Total (mg/kg)	7,35	4,86	2,51	5,00	3,17
Cloruros (mg/L)	1.324,50	258,10	42,80	546,80	244,20
Sulfatos (mg/L)	648,50	466,30	16,70	590,00	127,40
Fosfatos (mg/L)	1.512,50	1.503,20	343,30	639,50	804,40
Bromuros (mg/L)	< 0,1	<0,1	<0,1	< 0,1	< 0,1
Níquel (mg/kg)	11,70	19,79	11,14	10,60	18,53
Cobre (mg/kg)	99,40	62,26	40,76	105,81	62,79
Cadmio (mg/kg)	0,50	0,47	<0,1	0,50	0,14
Zinc (mg/kg)	284,00	363,50	172,60	326,80	292,10
Mercurio (mg/kg)	< 0,10	< 0,10	<0,10	0,33	< 0,10
Arsénico (mg/kg)	1,80	1,48	0,61	1,35	1,60
Cromo (mg/kg)	22,80	33,17	22,92	22,05	40,95
Plomo (mg/kg)	12,90	11,61	13,04	21,99	11,07
<i>Salmonella</i> (en 25g)	Presencia	Ausencia	Presencia	Ausencia	Ausencia
<i>E.coli</i> (ufc/g)	27.500	20.000	38.000	169.000	17.000

Se exponen a continuación, algunos comentarios sobre diversos parámetros analizados e indicados en las tablas 18 y 19.

PARÁMETROS DE ÍNDOLE AGRONÓMICA:

- La humedad de los lodos empleados (valor promedio de 84,9%, tabla 18) es la considerada “normal” para los lodos tratados mediante aireación prolongada, siendo ésta levemente más elevada que los lodos caracterizados por investigadores como Son et al. (2022). Nosotros pensamos que la humedad de los lodos no es en sí mismo, un problema para su aplicación agrícola; sin embargo, si debería ser tenido en cuenta a la hora de transportar “agua”, en lugar de una enmienda orgánica. De todas formas, se debe señalar que las estaciones de depuración de aguas residuales urbanas están haciendo un esfuerzo para poder disminuir el contenido de humedad, y proporcionar lodos que puedan estar en torno al 75% de humedad, como ya señaló Murcia (2013).

Tabla 19. Compuestos orgánicos de los lodos empleados en la aplicación de los diferentes cultivos del estudio.

Compuestos		Almendo y Nectarina año 1°	Almendo año 2°	Nectarina año 2°	Cereal año 1°	Cereal año 2°
PAH (µg/kg)	Naftaleno	<LC	<LC	<LC	1,20	<LC
	Acenaftileno	<LC	<LC	<LC	142,50	<LC
	Acenafteno + Fluoreno	67,10	61,95	21,39	170,00	57,09
	Fenantreno	42,70	101,00	92,80	1,10	105,00
	Antraceno	0,57	2,06	1,83	20,25	2,66
	Fluoranteno	11,80	<LC	<LC	34,95	<LC
	Pireno	8,30	123,00	112,00	86,45	128,00
	Benzo[a]antraceno	57,50	15,80	16,30	3,17	16,50
	Criseno	6,20	2,24	2,93	2,48	3,92
	Benzo[b]fluoranteno	3,33	<LC	0,60	0,81	1,39
	Benzo[k]fluoranteno	0,95	0,64	0,48	1,25	0,42
	Benzo[a]pireno	1,53	2,44	1,56	3,71	1,00
	Dibenzo[ah]antraceno	5,73	<LC	<LC	2,05	<LC
	Benzo[ghi]perileno	<LC	3,31	<LC	<LC	4,08
	Indeno[123cd]pireno	<LC	<LC	<LC	3,17	<LC
ΣPAH (µg/kg)		206,00	313,00	249,00	469,50	320,00
LAS (mg/kg)	C10	0,30	0,58	0,48	21,65	0,46
	C11	1,51	3,26	2,65	133,00	2,24
	C12	2,61	2,77	2,31	214,00	1,80
	C13	2,64	3,03	2,46	259,00	1,40
ΣLAS (mg/kg)		7,06	9,65	7,90	627,00	5,91
NPE (µg/kg)	NP2E0	0,05	<LC	<LC	0,04	<LC
	NP1E0	0,07	0,02	0,01	0,24	0,01
	NP	<LC	<LC	<LC	<LC	0,18
ΣNPE (µg/kg)		0,12	0,02	0,01	1,66	0,19
DEPH (mg/kg)		2,25	0,17	0,17	0,81	0,02
PCB (µg/kg)	PCB 101	<LC	<LC	<LC	15,65	<LC
	PCB 118	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC
	PCB 138	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC
	PCB 153	<LC	7,09	3,72	<LC	2,36
	PCB 18	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC
	PCB 180	<LC	<LC	2,83	17,60	<LC
	PCB 28	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC
	PCB 52	<LC	<LC	<LC	11,90	<LC
ΣPCB (µg/kg)		<LC	7,09	6,55	<LC	2,36

PAH: Hidrocarburos aromáticos policíclicos; LAS: Sulfonatos de alquilbenceno lineales; NPE: nonilfenoles; DEHP: di-(2-etilhexil)ftalato; NP2E0: nonilfenol dietoxilado; NP1E0: nonilfenol monoetoxilado; NP: nonilfenol; ΣPAH: suma de los 16 hidrocarburos aromáticos policíclicos; ΣLAS: suma de las concentraciones de los sulfonatos de alquilbencenol lineales.; ΣNPE: suma de las concentraciones de nonilfenol, nonilfenol monoetoxilado y nonilfenol dietoxilado; PCB: Bifenilos policlorados; ΣPCB: suma de las concentraciones de cogéneres.; <LC: Inferior al límite de cuantificación.

- El promedio de pH de los lodos es de 6,5 y la materia orgánica volátil superior al 94% para la totalidad de los lodos empleados (tabla 18); al igual que ocurre con los valores de carbono orgánico total que son de un promedio superior a 35 g 100 g⁻¹ de materia seca; estos valores son algo superiores a los descritos por otros autores (Son et al., 2022). En general, los valores de pH no suponen ninguna traba para su uso como enmienda orgánica, ya que son aptos para materiales orgánicos que quieran ser aplicados exógenamente, a suelos agrícolas.
- Con relación a los valores de materia orgánica y de carbono (tabla 18), éstos indican claramente que se trata de “enmiendas orgánicas”, debido a su elevado contenido de la mencionada materia orgánica. Su adición a los suelos va a suponer, por tanto, una entrada de carbono orgánico exógeno, y posiblemente una parte del mismo podrá quedar secuestrado en el suelo, y contribuir a mitigar el cambio climático debido a disminuir la mineralización del carbono del lodo, como posible CO₂ a la atmósfera. El contenido en materia orgánica y por tanto, en carbono orgánico total, es elevado en los lodos, ideal para el tratamiento de un producto cuyo reciclado final va a ser en el suelo. Este hecho les hace ser una buena enmienda orgánica.
- La riqueza de nitrógeno de los lodos es superior a 6 g 100g⁻¹ de materia seca, excepto para el lodo aplicado en el segundo año de cultivo de nectarina cuyo valor fue de 3,5 g 100 g⁻¹ de materia seca. El contenido en fósforo esta entre 0,8-1,7 g 100 g⁻¹ de materia seca y el potasio entre 0,3-0,8 g 100 g⁻¹ de materia seca (tabla 18). Debemos hacer un comentario llegados a este punto, para los macronutrientes determinados en los lodos EDAR. Es cierto que los denominamos “enmiendas orgánicas”, debido a su elevado contenido en materia orgánica, y ello debe ser valorado, ya que va a contribuir a mejorar diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos donde se aplican. Pero no es menos cierto, que los valores tanto de nitrógeno como de fósforo contenido en los lodos, los consideramos susceptibles de ser considerados como “fertilizantes orgánicos”. Su liberación hacia la planta será más lenta que en el caso de fertilizantes minerales, pero su mineralización, contribuirá sin duda a ese aporte de elementos de manera gradual. Este hecho debería ser interpretado como que el uso continuado de lodos EDAR en agricultura permitiría disminuir el consumo de insumos minerales, al aportar nutrientes de forma orgánica.

PARÁMETROS DE ÍNDOLE AMBIENTAL:

- Como se puede apreciar en la tabla 18, los valores en metales pesados están por debajo de los límites establecidos en la legislación vigente e igualmente inferiores para límites propuestos de modificación de Directiva de lodos y documentos de trabajo para suelos con valores de pH superior a 7. Sólo indicar que en general, en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, al igual que en muchas de las estaciones depuradoras españolas, debido a los protocolos establecidos, los contenidos de metales pesados en lodo han disminuido de manera muy clara. Y ello es un dato muy positivo. Sólo en el caso de depuradoras puntuales, con cercanías a zonas mineras, o con problemas graves de industrias contaminantes, puede ser que aparezcan elevadas cantidades de este tipo de elementos en sus lodos. En esos casos, la aplicación en agricultura debería estar limitada.
- El máximo valor de cadmio en los lodos empleados en el presente estudio es de 0,5 mg kg⁻¹ de materia seca y el cadmio está limitado legalmente para suelos con pH superior a 7 en 40 mg kg⁻¹ de materia seca y la propuesta de modificación de Directiva de fecha 2003 y el documento de trabajo de 2010 de la Comisión Europea es de 10 y 3 mg kg⁻¹ de materia seca respectivamente. El valor medio de cobre en todos los lodos utilizados es de 74,2 mg kg⁻¹ de materia seca y el valor máximo 105,8 mg kg⁻¹ de materia seca, siendo inferiores a los valores de 1.750, 1.000 y 500 mg kg⁻¹ de materia seca de la legislación en vigor, propuesta de modificación de Directiva de lodos del año 2003 y documento de trabajo de la Comisión Europea de 2010 respectivamente. El valor más

alto de cromo es de $40,9 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca y el promedio es de $28,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca siendo igualmente inferiores a 1.500 , 1.000 y 300 mg kg^{-1} de materia seca del Real Decreto 1310/1990 en vigor, propuesta de modificación de Directiva del año 2003 y documento de trabajo de 2010 de la Comisión Europea respectivamente.

- El mercurio se encuentra en concentración en todos los lodos inferior a $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca a excepción del lodo empleado en el cultivo de cereal en el primer año que tiene un valor de $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca, todos los valores son inferiores a 25 , 10 y 3 mg kg^{-1} de materia seca establecidos en la legislación en vigor, propuesta de modificación de Directiva del año 2003 y documento de trabajo de 2010 de la Comisión Europea respectivamente. El valor de níquel medio encontrado en los lodos es de $14,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca, con un máximo de $19,8 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca siempre inferior a 400 , 300 y 100 mg kg^{-1} de materia seca establecidos en la legislación en vigor, propuesta de modificación de Directiva del año 2003 y documento de trabajo de 2010 de la Comisión Europea respectivamente.
- El plomo tiene un valor mínimo de $11,1 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca y un máximo de $21,9 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca, siempre inferior a 1.200 , 750 y 200 mg kg^{-1} de materia seca establecidos en la legislación en vigor, propuesta de modificación de Directiva del año 2003 y documento de trabajo de 2010 de la Comisión Europea respectivamente. Finalmente, el zinc en los lodos utilizados en este estudio presenta un valor medio de $287,8 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca y una cantidad máxima de $363,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca, no sobrepasando en ningún momento los límites de 4.000 , 2.500 y 800 mg kg^{-1} de materia seca establecidos en la legislación en vigor, propuesta de modificación de Directiva del año 2003 y documento de trabajo de 2010 de la Comisión Europea respectivamente.

Como **CONCLUSIÓN** a este importante problema de la posible contaminación de metales pesados en los lodos EDAR, señalamos que sus niveles de dichos metales pesados en los lodos empleados son aptos en cuanto a niveles de metales pesados se refiere, para poder ser aplicados en los suelos agrícolas. Además, en un estudio realizado en el año 2013 por Francisco Murcia (Tesis Doctoral), sobre lodos EDAR de la Región de Murcia, se constató no sólo la escasa cantidad de metales pesados que se encontraban en los mismos, sino su asimilabilidad (determinada por la realización de extracciones selectivas de los metales con diferentes extractantes), demostrando que son muy poco asimilables. Eso facilita que no pasen fácilmente a la cadena trófica.

Otros parámetros ambientales:

- Un aspecto que cada vez más interesa tener presente, es el contenido de contaminantes emergentes de tipo orgánico, que se encuentran en los lodos EDAR (tabla 19). La concentración de PAH, LAS, NPE y PCB en los lodos utilizados están en niveles inferiores a los propuestos en modificación de Directiva del año 2003 de 6 mg kg^{-1} de materia seca, 5 g kg^{-1} de materia seca, 450 mg kg^{-1} de materia seca y $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ de materia seca respectivamente. Los valores límite propuestos son una orientación y por tanto carecen de obligatoriedad, pero si son considerados en el presente estudio como una referencia, y no tienen más validez que esa, una referencia. Para el análisis de este tipo de compuestos, no existen hasta el momento, metodologías estandarizadas; en particular, para materiales orgánicos donde ellos pueden quedar atrapados e interesa liberarlos para determinarlos, pero sin llegar a la degradación de los mismos debido a la técnica de extracción. Pero como ya se ha comentado, a pesar de la escasez de normativa clara y generalizada para el conjunto de Europa, hemos considerado de interés su determinación en esta Tesis Doctoral.

Sobre este tema de contaminantes emergentes, incluidos los derivados de procedentes de medicamentos, etc., lo primero, se debe apostar por la concienciación, evitando así problemas en origen (tanto con dichos contaminantes de compuestos extraños, como con los derivados de industria). Además, interesa conocer, qué pasa cuando llegan al suelo, y si desde ahí pueden o no llegar a la cadena trófica.

- La conductividad eléctrica de los lodos con un valor promedio de $2,6 \text{ mS cm}^{-1}$ y un valor máximo de 3 mS cm^{-1} (tabla 18), estarían dentro de las características definidas por diferentes autores. No creemos que sea un elemento que impida su uso en agricultura. A pesar de ello, el control de la salinidad en los suelos receptores, no sólo por el empleo de enmiendas orgánicas, sino de cualquier tipo de fertilización, e incluso de aguas de mala calidad (salinas), es obligatorio y necesario; interesa evitar la salinización de suelos.
- Los lodos contienen microorganismos patógenos (tabla 18); esto indica que algunos de los tratamientos a que son sometidos nuestros lodos (en este caso, es un aerobio prolongado), no es suficiente para su eliminación. Esto podría ser un problema si la Unión Europea, o a nivel estatal o regional, se pusiese como condición que los lodos deban estar exentos de microorganismos patógenos. En ese sentido y si llegase el caso, un proceso de compostaje en condiciones puede evitar este problema, ya que se destruirían esos microorganismos patógenos, consiguiendo además una estabilización del producto final. Otras posibilidades, como el uso de óxidos de calcio, deberían de ser tenidas en cuenta como posible metodología de higienización. En cuanto al contenido en patógenos de los lodos como se detalla en la tabla 18, presentan presencia y ausencia en 25 g de *Salmonella spp.* y de *Escherichia coli* concentraciones entre $1,7 \times 10^4$ y $1,7 \times 10^5 \text{ ufc g}^{-1}$ coincidiendo con otros autores igualmente.

Como **CONCLUSIÓN** y según la caracterización que se ha llevado a cabo sobre lodos EDAR, podemos indicar que se trata de lodos orgánicos que podrían catalogarse como “típicos” procedentes de EDAR, y que se pueden considerar “aptos” para gestionarlos y valorizarlos en los suelos agrícolas mediante aplicación directa como enmienda orgánica. Son por tanto estos lodos los que serán usados en los ensayos y estudios que conducen a la Tesis Doctoral que aquí se presenta.

4.3. MONITORIZACIÓN DE PARÁMETROS AGRONÓMICOS, AMBIENTALES, Y DE BIODIVERSIDAD EDÁFICA, EN SUELOS ENMENDADOS CON LODOS DE DEPURACIÓN EN LOS DIFERENTES CULTIVOS DEL ESTUDIO

En el estudio llevado a cabo en esta Tesis Doctoral, vamos a mostrar a continuación una serie de parámetros que se han considerado claves para cumplir los objetivos propuestos, y que han sido determinados en los suelos elegidos para cada cultivo, y en los tiempos donde se han realizado los diferentes muestreos. Todos los parámetros analizados hacen referencia, por un lado, al efecto agronómico que tiene la aplicación de lodos EDAR en condiciones de manejo reales; asimismo, se han medido diferentes parámetros que señalan de manera inequívoca, al aspecto medioambiental y de riesgos en este sentido, cuando la mencionada aplicación de lodos EDAR tiene lugar. También, parámetros que hacen referencia a las poblaciones microbianas y su actividad, se han tenido en cuenta.

Dentro de este conjunto de parámetros, que han sido sometidos al correspondiente análisis estadístico en función del esquema de trabajo seguido (como se indicó anteriormente), hay algunos de los considerados “sensibles”, y son aquellos ligados al ámbito microbiano; también hay otros parámetros que aun siendo menos sensibles (parámetros de tipo químico, ligados al carbono o incluso a orgánicos contaminantes), también van a estar influidos por procesos de degradación, mineralización y humificación durante el tiempo de ensayo. Aquellos que son muy directamente unidos a lo que aportan los lodos, como son metales pesados, por ejemplo, hay que medirlos para hacer un seguimiento de los mismos, fundamentalmente por su posible paso a la planta y cambios en este sentido.

En este trabajo se han medido, sólo en el último año, algunos parámetros físicos, ya que se considera de interés contemplar si ha habido variaciones en este sentido, que no deben considerarse de manera inmediata al aplicar lodos, sino que creemos que es más coherente medirlos a largo plazo, para que sea consistente el posible cambio.

Además de todo lo anterior, se han realizado algunas determinaciones en fruto, sobre todo a nivel de algún problema que pueda ocurrir derivado de la aplicación de lodos EDAR (contenido en metales pesados). Estas medidas se han realizado al final del tercer año (final del ensayo), cuando ha habido dos adiciones de lodo. Asimismo, se han tenido en cuenta los rendimientos aportados por los agricultores sobre los cultivos estudiados.

4.3.1. Parámetros físicos del suelo: Capacidad de retención hídrica y densidad

Dentro del estudio que se ha llevado a cabo, en los tres ensayos contemplados en esta Tesis Doctoral, se ha considerado de interés la determinación de algún parámetro físico, al final del tercer periodo. Los parámetros físicos son sin duda importantes para aspectos de calidad y salud de suelos, y aunque no se dirigen directamente a la parte “bio” del suelo (parte en donde la aplicación de materiales orgánicos exógenos como los lodos, es particularmente importante), no es menos cierto que si la física del suelo mejora, la vida microbiana que se instala en el suelo se verá establecida en las mejores condiciones. Realizar las determinaciones de parámetros físicos solo al final del periodo de ensayos, se corresponde con el criterio de que las propiedades físicas de los suelos pueden cambiar, pero no de forma inmediata. La entrada en el suelo de productos orgánicos como en nuestro caso los lodos EDAR, conlleva un efecto físico inmediato, pero cambiante en el tiempo conforme dicha materia orgánica o se mineraliza, o se incorpora al suelo de manera más estable. Por ello, se decidió medir algunos parámetros físicos al final del ensayo, pues en ese punto se piensa que serán permanentes en el tiempo.

Se ha considerado de interés realizar la determinación de la capacidad de retención hídrica, como parámetro físico de importancia, ya que uno de los problemas más graves que hoy en día se tienen en el levante español, es la escasez de agua debido al cambio climático imperante; la posibilidad de retener agua por parte de la materia orgánica es algo muy a tener en cuenta, y los lodos EDAR, es posible que contribuyan en este aspecto.

Tabla 20. Valores de capacidad de retención hídrica en suelo del cultivo de almendro (3º año).

Almendro		
CRH (%)	Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final
C	35,64	33,09
T1 (1)	38,85	43,00
T1 (2)	42,23	41,13
T1 (3)	39,62	44,36
T1 (4)	40,67	44,75
T2 (1)	40,71	41,02
T2 (2)	35,97	38,73
T2 (3)	36,56	40,51
T2 (4)	37,78	40,18

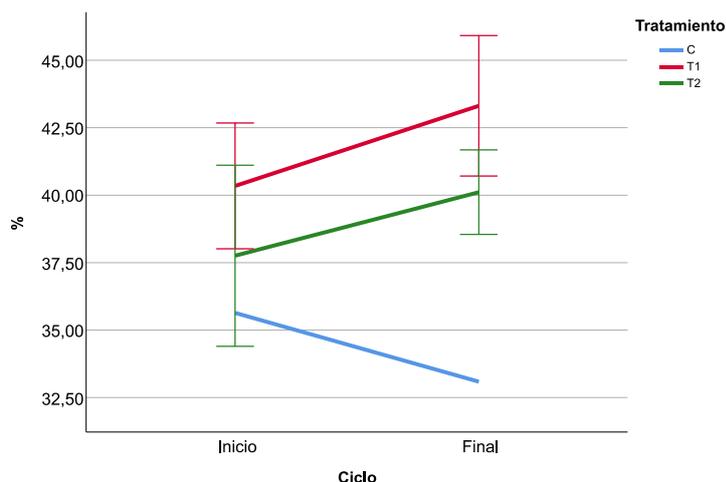


Figura 21. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de capacidad de retención hídrica en el suelo en cultivo de almendro (3º año).

Aunque esta parte del estudio se puede considerar “testimonial”, ya que se ha hecho como se ha comentado, al final de los experimentos después de tres años, también se ha determinado la densidad aparente de los suelos en estudio; la materia orgánica posiblemente influya en proporcionar a los suelos una mayor esponjosidad y aireación, facilitando así todos los procesos aerobios donde intervienen microorganismos, y eso se podría detectar en un parámetro como la densidad aparente.

Tabla 21. Valores de capacidad de retención hídrica en suelo del cultivo de nectarina (3º año).

Nectarina		
CRH (%)	Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final
C	37,68	33,47
T1 (1)	43,31	41,98
T1 (2)	45,05	41,54
T1 (3)	42,35	41,94
T1 (4)	42,95	43,75
T2 (1)	44,69	43,46
T2 (2)	46,90	42,89
T2 (3)	42,25	42,13
T2 (4)	41,93	42,39

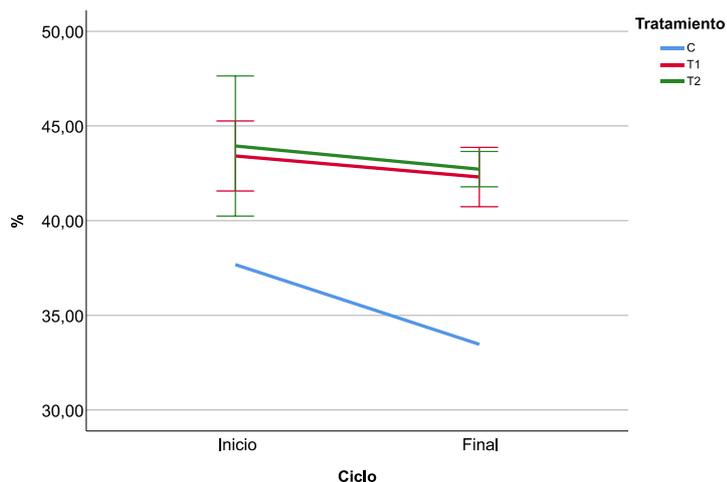


Figura 22. Gráfico de valores medios de capacidad de retención hídrica en el suelo en cultivo de nectarina (3º año).

Tabla 22. Valores de capacidad de retención hídrica en suelo del cultivo de cereal (3º año).

Cereal		
CRH (%)	Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final
C	43,66	53,17
T (1)	44,41	53,06
T (2)	48,03	54,21
T (3)	46,72	50,62
T (4)	48,61	55,97

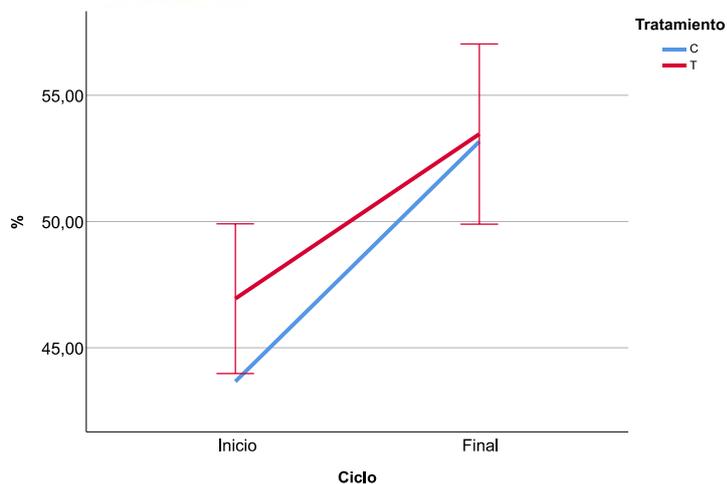


Figura 23. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de capacidad de retención hídrica en el suelo en cultivo de cereal (3º año).

Tabla 23. Valores de densidad aparente en suelo del cultivo de almendro (3º año).

Almendro		
Densidad (g/cm ³)	Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,03	1,05
T1 (1)	0,99	0,89
T1 (2)	0,98	1,01
T1 (3)	0,97	0,92
T1 (4)	1,04	0,98
T2 (1)	1,04	1,04
T2 (2)	1,12	1,09
T2 (3)	1,09	1,08
T2 (4)	1,04	1,08

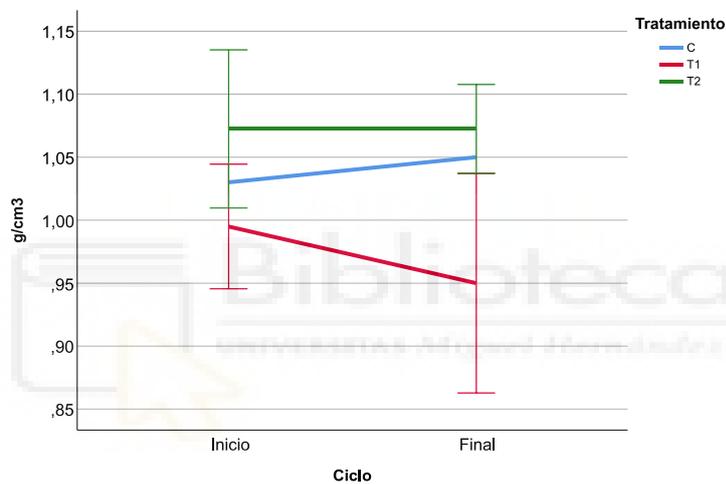


Figura 24. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de densidad en el suelo en cultivo de almendro (3º año).

Tabla 24. Valores de densidad aparente en suelo del cultivo de nectarina (3º año).

Nectarina		
Densidad (g/cm ³)	Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,09	1,35
T1 (1)	0,94	1,10
T1 (2)	0,92	1,15
T1 (3)	0,94	1,14
T1 (4)	0,95	1,14
T2 (1)	0,92	1,19
T2 (2)	0,88	1,12
T2 (3)	0,95	1,20
T2 (4)	1,00	1,21

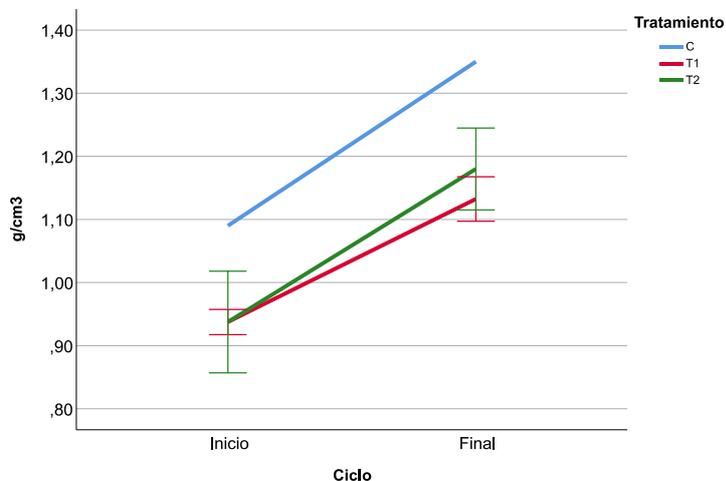


Figura 25. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de densidad aparente en el suelo en cultivo de nectarina (3° año).

Tabla 25. Valores de densidad aparente en suelo del cultivo de cereal (3° año).

Cereal			
Densidad (g/cm ³)	Año 3		
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	
C	0,97	1,21	
T (1)	1,00	1,13	
T (2)	0,97	1,12	
T (3)	0,95	1,13	
T (4)	0,95	1,09	

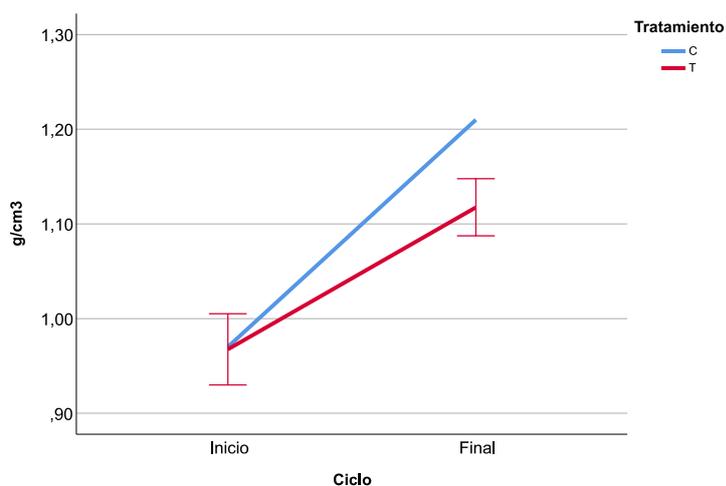


Figura 26. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de densidad aparente en el suelo en cultivo de cereal (3° año).

Los resultados obtenidos en la determinación de parámetros indicativos de las propiedades físicas de los suelos estudiados ponen de manifiesto que la capacidad de retención hídrica aumenta en los suelos donde se ha introducido enmienda orgánica como el lodo EDAR, lo que está de acuerdo con otros autores (Coll, 2020). Esto se ha observado en los tres ensayos que hemos llevado a cabo, y al final de los tres años de ensayo (tablas 20, 21 y 22). Es un dato que se considera muy favorable ya que puede beneficiar al aprovechamiento de agua en estos cultivos; al quedarse retenida el agua en los coloides orgánicos, será menos disponible a perderse por evapotranspiración, y se irá proporcionando a la planta de manera adecuada conforma a sus necesidades. Es posible que el efecto observado no sea sólo debido a la parte de lodo que quizá no se ha mineralizado después de los tres años de ensayo, sino que también se deba a un efecto indirecto, originado por los residuos vegetales y el entramado de raíces generado en esos suelos.

Cuando se mide la densidad aparente de los suelos (tablas 23, 24 y 25), los resultados no son tan positivos como los observados en el anterior parámetro. En este caso, se observan algunas disminuciones de densidad (hecho éste positivo), en los ensayos realizados en suelos de nectarinas y de cereal. Para este tipo de parámetro, además de la incidencia de la adición de lodo y sus efectos directos, también influye el tipo de suelo y condiciones de cultivo. No es descartable que efectos favorables sobre la densidad aparente se puedan observar cuando el tiempo de experimentación sea mayor.

4.3.2. pH

Un parámetro importante desde un punto de vista agronómico es el pH. Este parámetro se considera una variable clave en los suelos porque afecta a muchos procesos químicos. Afecta específicamente a la disponibilidad de nutrientes de las plantas al controlar las formas químicas de los diferentes nutrientes e influir en las reacciones químicas que experimentan. El rango de pH va desde 0 a 14 (de ácido a básico), pero para la mayoría de las plantas está entre 5,5 y 7,5. Según Romero (2002), casi la totalidad de los suelos de la Región de Murcia tiene valores de pH neutro básico. Este concepto es decisivo en el aprovechamiento de los lodos de depuración en los suelos de la Región de Murcia ya que valores de pH superiores a 7, no deben generar problemas. En estos rangos de pH, pensamos que los macro y microelementos que se pueden encontrar en estos suelos tendrán una capacidad reducida para ser absorbidos por las plantas, ya que los elementos son más móviles en los suelos donde el pH sea ácido, y mucho menos en los suelos básicos. Este aspecto es importante en suelos donde se introducen enmiendas orgánicas, como es el caso de lodos EDAR (Murcia, 2013).

De los datos mostrados en las tablas 26, 28 y 30 se puede indicar que todos los valores de pH observados están en la parte “básica”, más cercana a la neutralidad en los suelos de almendro; tanto el tipo de suelo como la fertilización orgánica que se emplea en suelos pueden ser responsables de este comportamiento. No se aprecian en nuestros resultados, variaciones acusadas debido a la introducción de lodo EDAR en los suelos. La capacidad tampón de nuestros suelos tiene mucho que ver en las pequeñas variaciones que pueden comprobarse entre suelos enmendados y no enmendados.

4.3.3. Conductividad eléctrica

La salinidad del suelo es una medida de los minerales y sales que se pueden disolver en el agua. Estas sales solubles contienen cationes como sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}). El aumento de la salinidad del suelo tiene efectos progresivos y, a menudo, profundos sobre la estructura, el movimiento del agua y la diversidad microbiana y vegetal de dichos suelos. La salinidad del suelo se mide utilizando en nuestro caso, la conductividad eléctrica (CE).

La conductividad eléctrica es un parámetro que debemos estudiar en el aprovechamiento de lodos en los suelos agrarios, debido a que un aumento de dicha conductividad eléctrica del suelo sería un factor negativo para su calidad. La salinidad de los suelos es un problema bastante común sobre todo en el sureste español. Con esta finalidad se ha estudiado la conductividad eléctrica en los suelos receptores de lodos de este experimento: observar el efecto en dicha CE cuando se usa esta enmienda orgánica

Tabla 26. Valores de pH en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
pH	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	8,54	8,72	8,28	8,92	8,37	8,62
T1 (1)	7,24	7,96	7,87	7,57	7,78	8,05
T1 (2)	6,77	7,88	7,80	7,82	7,81	7,96
T1 (3)	7,21	7,75	7,61	7,54	7,81	7,88
T1 (4)	6,97	7,77	7,59	7,77	7,76	7,90
T2 (1)			7,59	7,86	7,80	8,10
T2 (2)			7,42	7,87	7,84	8,18
T2 (3)			7,61	7,78	7,80	7,81
T2 (4)			7,62	7,88	7,88	7,85

Tabla 27. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de pH en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,143	77,202	0,001
	Ciclo	1	4,143	13,024	0,021
	Tratamiento * Ciclo	1	4,143	5,075	0,085
Año 2	Tratamiento	2	11,813	57,803	0,000
	Ciclo	1	11,813	21,037	0,001
	Tratamiento * Ciclo	2	11,813	9,175	0,004
Año 3	Tratamiento	2	6,631	32,205	0,000
	Ciclo	1	6,631	10,104	0,017
	Tratamiento * Ciclo	2	6,631	0,176	0,842

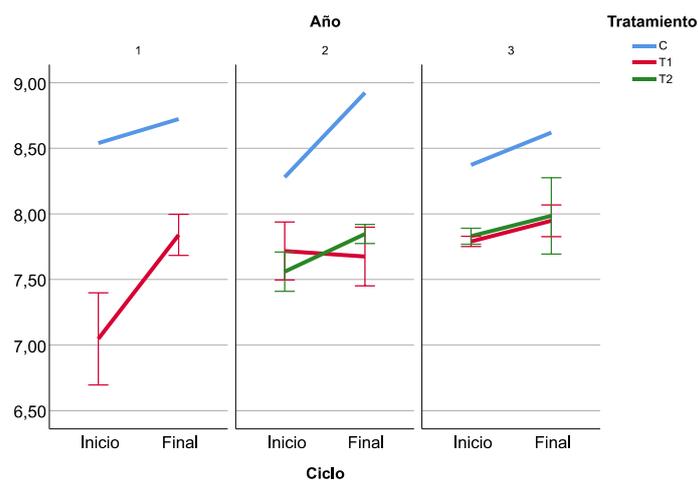


Figura 27. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de pH en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 28. Valores de pH en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
pH	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	9,11	9,22	9,32	9,23	9,14	8,55
T1 (1)	7,81	8,17	8,92	8,40	8,92	8,56
T1 (2)	8,02	8,36	8,93	8,34	8,92	8,68
T1 (3)	7,94	8,02	8,80	8,58	9,17	8,65
T1 (4)	7,94	8,22	8,55	9,48	9,21	8,63
T2 (1)			8,51	8,68	8,58	8,49
T2 (2)			8,27	7,95	8,44	8,36
T2 (3)			8,27	8,42	9,18	8,50
T2 (4)			8,27	8,49	8,79	8,32

Tabla 29. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de pH en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,007	142,954	0,000
	Ciclo	1	5,007	4,202	0,096
	Tratamiento * Ciclo	1	5,007	0,675	0,449
Año 2	Tratamiento	2	7,433	7,252	0,018
	Ciclo	1	7,433	0,057	0,817
	Tratamiento * Ciclo	2	7,433	0,123	0,886
Año 3	Tratamiento	2	7,011	4,354	0,059
	Ciclo	1	7,011	17,317	0,004
	Tratamiento * Ciclo	2	7,011	0,418	0,674

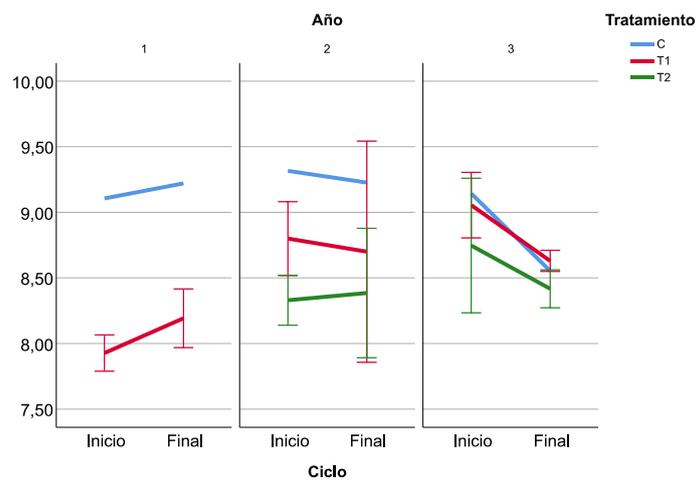


Figura 28. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de pH en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 30. Valores de pH en suelo del cultivo de cereal.

pH	Cereal					
	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	8,99	9,18	8,85	8,63	8,61	8,50
T (1)	9,11	9,15	8,59	8,51	8,70	8,56
T (2)	9,12	9,11	8,51	8,60	8,59	8,50
T (3)	9,07	9,09	8,66	8,63	8,66	8,55
T (4)	9,02	9,11	8,66	8,59	8,66	8,52

Tabla 31. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de pH en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,681	0,172	0,697
	Ciclo	1	4,681	15,123	0,013
	Tratamiento * Ciclo	1	4,681	7,203	0,047
Año 2	Tratamiento	1	5,441	8,659	0,029
	Ciclo	1	5,441	5,924	0,055
	Tratamiento * Ciclo	1	5,441	3,904	0,100
Año 3	Tratamiento	1	4,923	1,872	0,230
	Ciclo	1	4,923	14,849	0,012
	Tratamiento * Ciclo	1	4,923	0,028	0,874

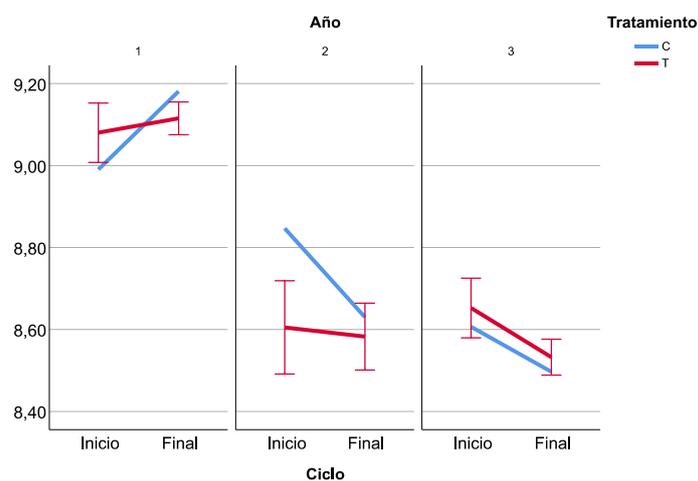


Figura 29. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de pH en el suelo en cultivo de cereal.

Tabla 32. Valores de conductividad eléctrica en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	2.076,67	2.243,00	2.410,00	180,77	274,10	258,27
T1 (1)	2.930,00	2.984,00	2.720,00	2.403,30	2.350,00	2.450,00
T1 (2)	4.253,30	2.988,00	2.890,00	3.233,30	2.326,67	2.530,00
T1 (3)	3.176,70	3.071,00	2.740,00	2.647,00	2.366,67	2.656,70
T1 (4)	4.096,70	3.173,30	2.820,00	3.770,00	2.360,00	2.696,70
T2 (1)			3.410,00	2.673,30	2.330,00	2.666,70
T2 (2)			3.140,00	3.016,70	2.323,33	2.466,70
T2 (3)			3.040,00	3.126,70	2.380,00	2.653,30
T2 (4)			2.860,00	2.926,70	2.366,67	2.930,00

Tabla 33. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,110	9,994	0,048
	Ciclo	1	3,110	0,281	0,632
	Tratamiento * Ciclo	1	3,110	0,956	0,398
Año 2	Tratamiento	2	7,676	21,215	0,001
	Ciclo	1	7,676	13,488	0,007
	Tratamiento * Ciclo	2	7,676	10,217	0,007
Año 3	Tratamiento	2	6,260	350,081	0,000
	Ciclo	1	6,260	7,896	0,029
	Tratamiento * Ciclo	2	6,260	1,926	0,223

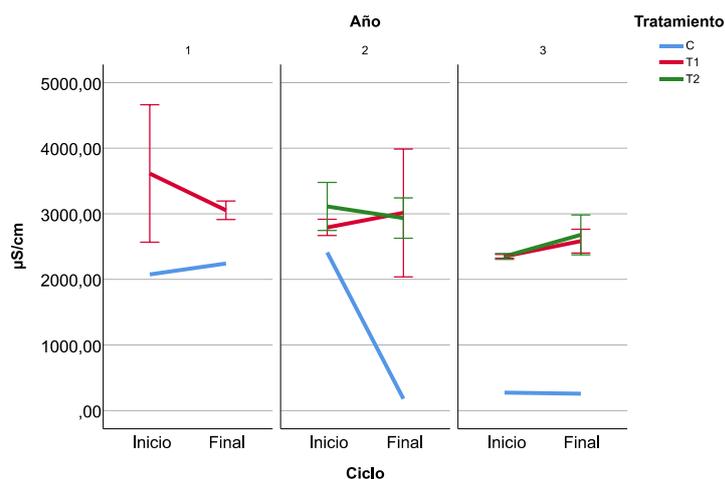


Figura 30. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de conductividad eléctrica en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 34. Valores de conductividad eléctrica en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	122,27	298,30	140,33	282,33	129,20	91,73
T1 (1)	843,70	768,30	432,00	2.300,00	370,00	508,00
T1 (2)	970,00	921,70	460,00	1.280,00	245,00	293,00
T1 (3)	1.023,70	932,00	518,00	1.067,30	275,20	282,00
T1 (4)	1.183,30	1.003,70	613,00	355,70	429,70	492,00
T2 (1)			587,00	1.087,70	343,50	370,70
T2 (2)			647,00	1.911,70	498,30	509,70
T2 (3)			675,00	1.005,70	222,60	334,00
T2 (4)			693,00	912,70	295,30	475,30

Tabla 35. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,387	60,078	0,000
	Ciclo	1	5,387	0,161	0,703
	Tratamiento * Ciclo	1	5,387	2,040	0,208
Año 2	Tratamiento	2	6,120	2,034	0,210
	Ciclo	1	6,120	3,309	0,118
	Tratamiento * Ciclo	2	6,120	0,341	0,724
Año 3	Tratamiento	2	11,990	5,710	0,018
	Ciclo	1	11,990	0,367	0,556
	Tratamiento * Ciclo	2	11,990	0,269	0,768

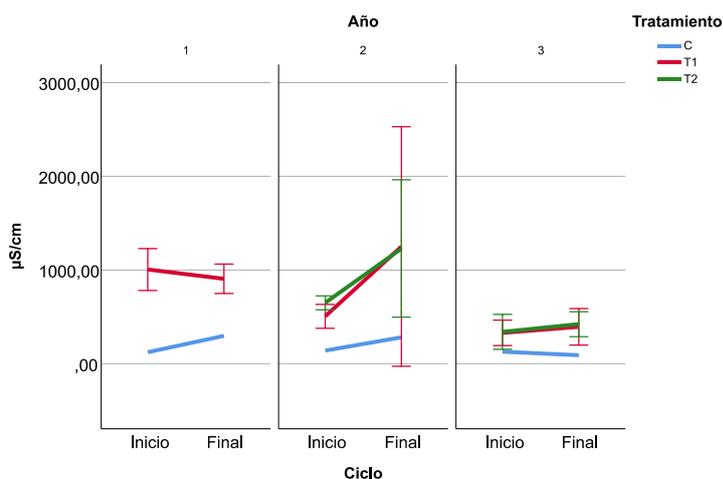


Figura 31. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de conductividad eléctrica en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 36. Valores de conductividad eléctrica en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	118,03	114,30	134,17	182,57	116,25	127,50
T (1)	126,80	126,60	186,00	298,00	112,20	131,00
T (2)	112,40	119,90	191,90	303,70	132,80	134,90
T (3)	121,10	126,40	159,60	278,00	114,60	129,50
T (4)	117,00	115,77	160,40	294,00	108,83	142,70

Tabla 37. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,874	1,027	0,351
	Ciclo	1	5,874	0,010	0,925
	Tratamiento * Ciclo	1	5,874	0,529	0,495
Año 2	Tratamiento	1	5,164	44,932	0,001
	Ciclo	1	5,164	55,067	0,001
	Tratamiento * Ciclo	1	5,164	9,787	0,025
Año 3	Tratamiento	1	4,666	0,332	0,591
	Ciclo	1	4,666	4,385	0,094
	Tratamiento * Ciclo	1	4,666	0,203	0,672

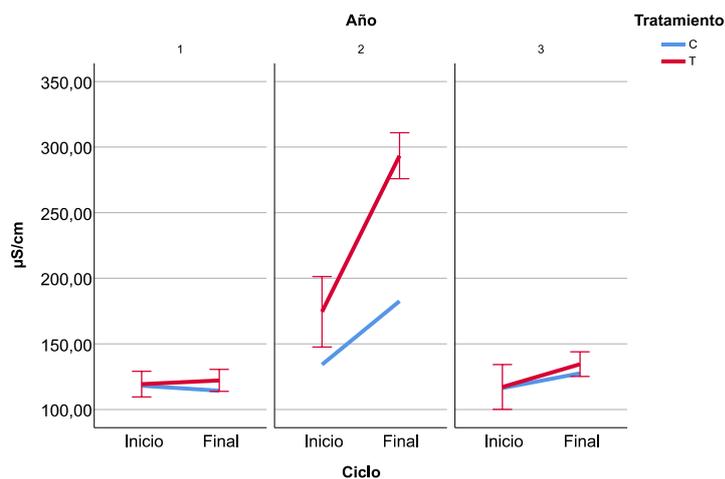


Figura 32. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de conductividad eléctrica en el suelo en cultivo de cereal.

El valor de conductividad eléctrica depende del tipo de suelo, y del cultivo. Es por ello que dichos valores son diferentes en los tres suelos de los cultivos en estudio (tablas 32, 34 y 36). También la fertilización orgánica en el caso de los árboles frutales es seguro que ha tenido incidencia en este parámetro. Los suelos en el cultivo de almendro presentan los mayores valores de este parámetro, mientras que los suelos del experimento con cereal tienen los menores valores de CE; se comprueba pues que el tipo de suelo y la incidencia del propio cultivo pueden incidir en las variaciones que observamos. En términos generales, la aplicación de lodos EDAR al suelo hace aumentar la salinidad de dichos suelos receptores. Este hecho deberá ser tenido en cuenta para aplicaciones sucesivas, ya que no se considera conveniente el posible aumento de salinidad en los suelos.

4.3.4. Macronutrientes

Las plantas no pueden crecer sin los nutrientes esenciales que necesitan. Además del dióxido de carbono y el agua, las plantas necesitan determinados elementos esenciales para poder crecer y producir biomasa. Se conocen catorce nutrientes esenciales para las plantas y, en función de las cantidades de nutrientes que requieren, se distinguen los macro y micronutrientes. Los macronutrientes se absorben en cantidades relativamente grandes (sobre 10-100 kg o más por hectárea), mientras que la cantidad de micronutrientes que absorben las plantas se limita principalmente a varios gramos por hectárea.

Todas las plantas necesitan un equilibrio entre los macro, micro y oligoelementos que la planta absorbe de la atmósfera, el agua y el suelo (García-Serrano et al., 2010). Los macronutrientes son nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg) y azufre (S). Los micronutrientes son manganeso (Mn), boro (B), cobre (Cu), hierro (Fe), zinc (Zn), níquel (Ni), molibdeno (Mo) y cloro (Cl). Los macronutrientes se dividen en dos grupos: primarios y secundarios. Los macronutrientes primarios son aquellos que se necesitan en mayor concentración: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). De hecho, estos tres nutrientes primarios se necesitan en concentraciones más altas que el resto de los macronutrientes combinados.

Los nutrientes que requieren los cultivos en mayor cantidad, son N, P y K, por esa razón, a menudo se les considera los nutrientes más importantes. Las funciones principales de N y P se deben a que son constituyentes de proteínas y ácidos nucleicos, componentes importantes del tejido vegetal. El N es un elemento muy importante en el crecimiento y rendimiento de los cultivos. El K es el único nutriente que no forma parte de los compuestos orgánicos de las plantas, pero tiene una importancia principal en la regulación de los procesos de dicha planta, como la ósmosis y las actividades enzimáticas. El K generalmente juega un papel importante para la calidad de los productos vegetales cosechados.

La movilidad de los nutrientes en los suelos difiere mucho: el N y el K se disuelven bastante bien en agua y son muy móviles en el suelo, mientras que el P es bastante inmóvil en dicho suelo. La consecuencia es que el suministro de N y K a las raíces de las plantas es mayormente suficiente, siempre que la cantidad en el suelo sea lo bastante alta, mientras que el suministro de P a las raíces de las plantas, especialmente en las primeras etapas después de la siembra o plantación, puede ser difícil, motivado por la insolubilización que este elemento sufre en el suelo.

El fósforo tiene una función esencial en el crecimiento vegetativo de las plantas (Delfin et al., 2022); su contenido en los lodos de depuración convierte su aprovechamiento en una fuente de fósforo muy interesante a los suelos agrícolas. La aplicación de lodo en el suelo aumenta la disponibilidad de fósforo en el suelo (Andrade et al., 2000). Al igual que el nitrógeno, el fósforo necesita mineralizarse para transformarse en fosfatos inorgánicos que es la forma asimilable para los cultivos. De igual modo, el fósforo participa en la actividad enzimática del suelo (fosfatasa), y por tanto, en la hidrólisis del P orgánico, transformándolo en inorgánico (este aspecto se verá posteriormente).

4.3.4.1. Nitrógeno

Tabla 38. Valores de nitrógeno total en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Nitrógeno total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,07	0,11	0,04	0,04	0,07	0,07
T1 (1)	0,16	0,25	0,26	0,13	0,19	0,10
T1 (2)	0,87	0,30	0,27	0,18	0,18	0,12
T1 (3)	0,33	0,27	0,42	0,25	0,07	0,13
T1 (4)	0,79	0,34	0,41	0,24	0,11	0,14
T2 (1)			0,28	0,21	0,08	0,10
T2 (2)			0,34	0,14	0,10	0,07
T2 (3)			0,30	0,19	0,10	0,14
T2 (4)			0,29	0,15	0,12	0,14

Tabla 39. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitrógeno total en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,077	2,761	0,193
	Ciclo	1	3,077	0,302	0,620
	Tratamiento * Ciclo	1	3,077	0,519	0,522
Año 2	Tratamiento	2	10,877	14,137	0,001
	Ciclo	1	10,877	7,807	0,018
	Tratamiento * Ciclo	2	10,877	1,317	0,307
Año 3	Tratamiento	2	10,194	2,545	0,127
	Ciclo	1	10,194	0,005	0,947
	Tratamiento * Ciclo	2	10,194	0,313	0,738

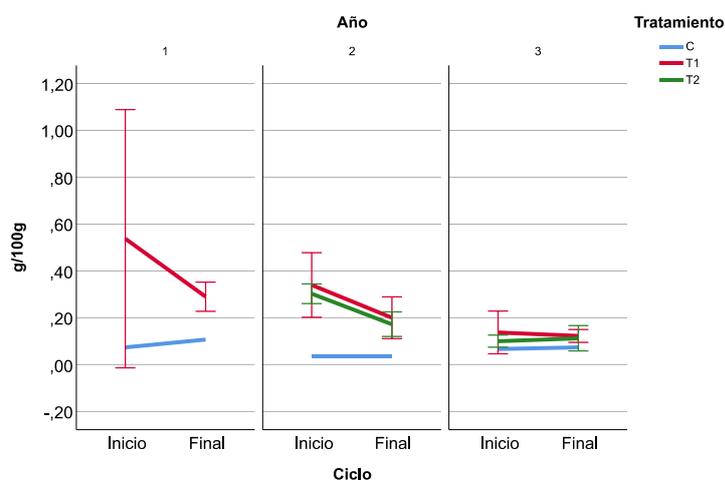


Figura 33. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitrógeno total en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 40. Valores de nitrógeno total en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Nitrógeno total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,05	0,06	0,03	0,07	0,14	0,06
T1 (1)	0,32	0,21	0,08	0,09	0,13	0,13
T1 (2)	0,31	0,23	0,09	0,14	0,24	0,11
T1 (3)	0,27	0,25	0,12	0,10	0,10	0,10
T1 (4)	0,48	0,25	0,13	0,11	0,03	0,14
T2 (1)			0,17	0,08	0,20	0,14
T2 (2)			0,18	0,23	0,21	0,16
T2 (3)			0,17	0,11	0,13	0,08
T2 (4)			0,16	0,11	0,16	0,13

Tabla 41. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitrógeno total en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,256	19,502	0,018
	Ciclo	1	3,256	0,837	0,423
	Tratamiento * Ciclo	1	3,256	1,362	0,321
Año 2	Tratamiento	2	7,528	7,174	0,018
	Ciclo	1	7,528	0,014	0,910
	Tratamiento * Ciclo	2	7,528	1,163	0,363
Año 3	Tratamiento	2	7,936	1,091	0,381
	Ciclo	1	7,936	2,231	0,174
	Tratamiento * Ciclo	2	7,936	0,589	0,577

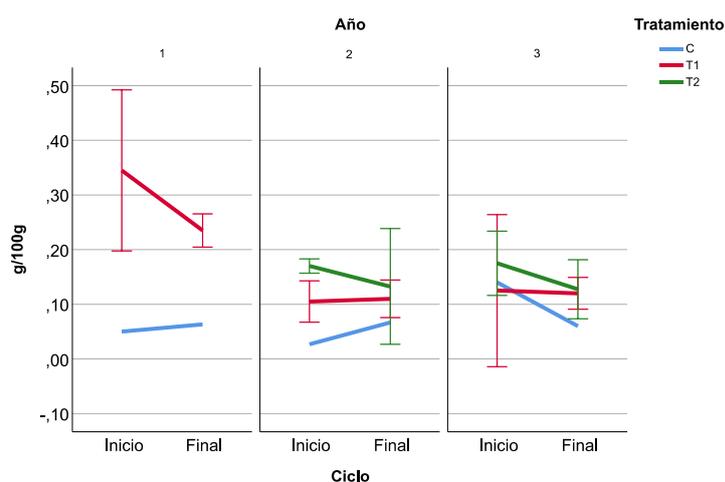


Figura 34. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitrógeno total en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 42. Valores de nitrógeno total en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Nitrógeno total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,17	0,13	0,10	0,14	0,10	0,10
T (1)	0,15	0,11	0,16	0,15	0,11	0,11
T (2)	0,15	0,09	0,17	0,15	0,18	0,15
T (3)	0,20	0,12	0,18	0,14	0,13	0,10
T (4)	0,20	0,14	0,20	0,10	0,14	0,13

Tabla 43. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitrógeno total en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,456	0,063	0,811
	Ciclo	1	5,456	6,316	0,050
	Tratamiento * Ciclo	1	5,456	0,253	0,635
Año 2	Tratamiento	1	5,441	4,858	0,074
	Ciclo	1	5,441	0,119	0,743
	Tratamiento * Ciclo	1	5,441	5,060	0,070
Año 3	Tratamiento	1	5,575	2,899	0,143
	Ciclo	1	5,575	0,156	0,708
	Tratamiento * Ciclo	1	5,575	0,206	0,667

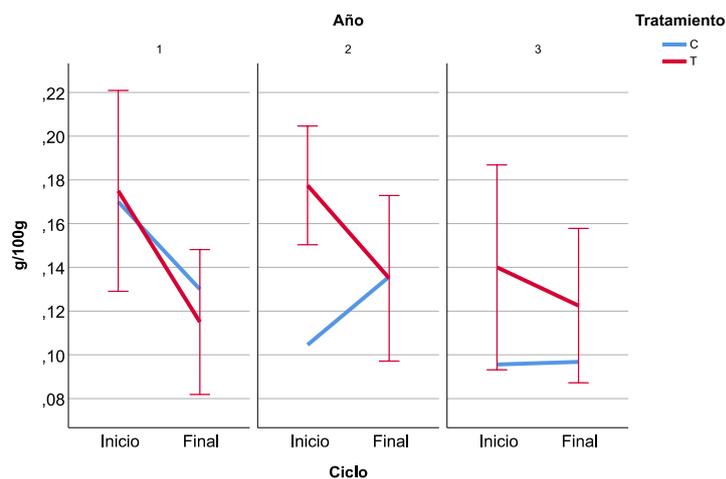


Figura 35. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitrógeno total en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.4.2. Fósforo

Tabla 44. Valores de fósforo total en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Fósforo total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01
T1 (1)	0,08	0,05	0,10	0,10	0,07	0,04
T1 (2)	0,34	0,05	0,12	0,04	0,05	0,04
T1 (3)	0,14	0,06	0,16	0,10	0,04	0,05
T1 (4)	0,51	0,05	0,10	0,05	0,07	0,05
T2 (1)			0,07	0,03	0,02	0,02
T2 (2)			0,07	0,02	0,02	0,02
T2 (3)			0,06	0,03	0,03	0,04
T2 (4)			0,06	0,04	0,04	0,05

Tabla 45. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fósforo total en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,004	1,730	0,280
	Ciclo	1	3,004	1,038	0,383
	Tratamiento * Ciclo	1	3,004	0,885	0,416
Año 2	Tratamiento	2	11,788	14,847	0,001
	Ciclo	1	11,788	4,714	0,051
	Tratamiento * Ciclo	2	11,788	0,948	0,415
Año 3	Tratamiento	2	11,878	9,832	0,003
	Ciclo	1	11,878	0,465	0,508
	Tratamiento * Ciclo	2	11,878	1,078	0,371

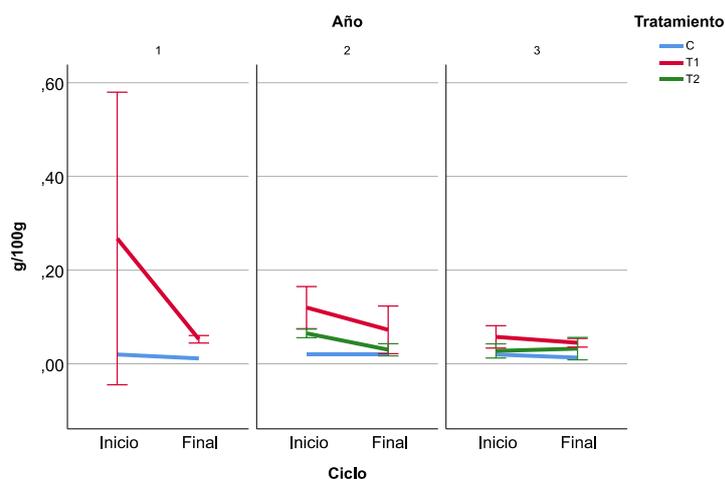


Figura 36. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fósforo total en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 46. Valores de fósforo total en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Fósforo total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
T1 (1)	0,22	0,09	0,06	0,06	0,05	0,08
T1 (2)	0,13	0,09	0,06	0,06	0,12	0,06
T1 (3)	0,23	0,11	0,09	0,04	0,06	0,04
T1 (4)	0,14	0,14	0,09	0,08	0,05	0,04
T2 (1)			0,10	0,04	0,05	0,06
T2 (2)			0,11	0,08	0,08	0,05
T2 (3)			0,11	0,04	0,04	0,03
T2 (4)			0,11	0,05	0,05	0,04

Tabla 47. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fósforo total en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,177	14,545	0,017
	Ciclo	1	4,177	1,381	0,303
	Tratamiento * Ciclo	1	4,177	1,178	0,336
Año 2	Tratamiento	2	10,912	11,468	0,002
	Ciclo	1	10,912	6,238	0,030
	Tratamiento * Ciclo	2	10,912	4,743	0,033
Año 3	Tratamiento	2	9,922	2,401	0,141
	Ciclo	1	9,922	0,831	0,384
	Tratamiento * Ciclo	2	9,922	0,028	0,972

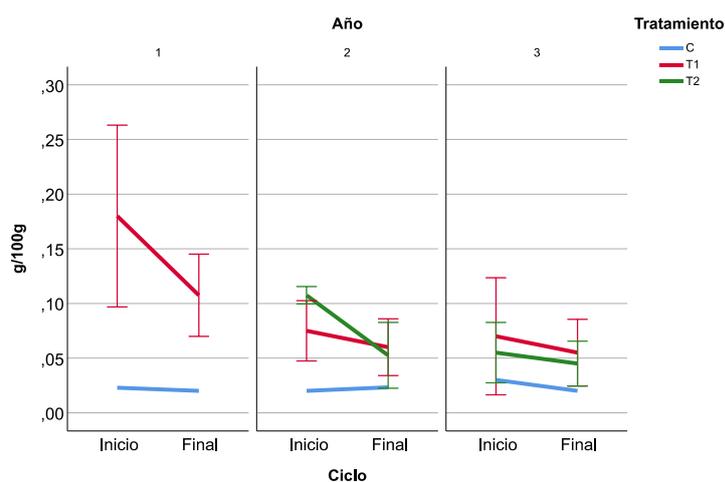


Figura 37. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fósforo total en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 48. Valores de fósforo total en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Fósforo total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03
T (1)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
T (2)	0,03	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03
T (3)	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03
T (4)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04

Tabla 49. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fósforo total en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 2	Tratamiento	1	6,000	2,622	0,157
	Ciclo	1	6,000	0,418	0,542
	Tratamiento * Ciclo	1	6,000	0,383	0,559
Año 3	Tratamiento	1	6,000	1,036	0,348
	Ciclo	1	6,000	1,051	0,345
	Tratamiento * Ciclo	1	6,000	0,057	0,819

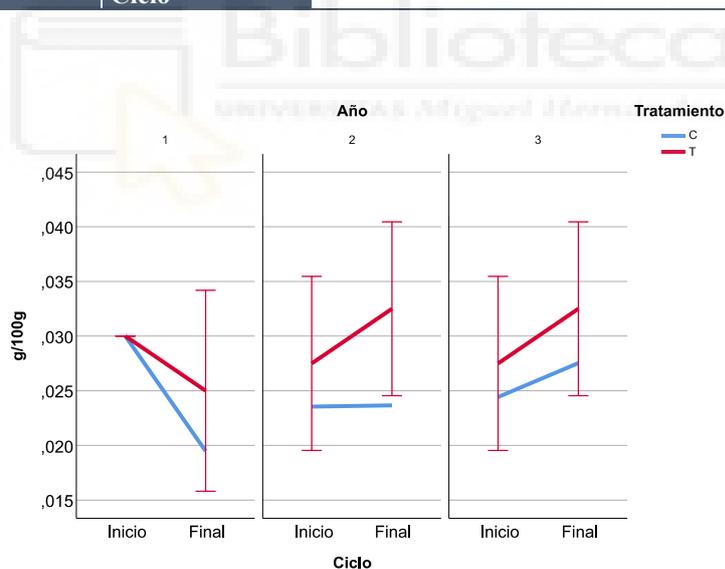


Figura 38. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fósforo total en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.4.3. Potasio

Tabla 50. Valores de potasio total en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Potasio total (mEq/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,47	0,39	0,57	0,53	0,66	0,51
T1 (1)	1,00	0,87	1,05	1,15	1,19	1,18
T1 (2)	0,97	0,85	0,92	1,12	1,23	1,08
T1 (3)	0,87	0,81	0,94	1,24	1,11	1,16
T1 (4)	0,76	0,97	0,92	1,30	1,22	1,02
T2 (1)			0,99	1,20	1,06	0,95
T2 (2)			0,98	1,04	1,03	0,92
T2 (3)			1,05	1,06	0,91	0,97
T2 (4)			0,99	1,15	1,20	0,96

Tabla 51. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de potasio total en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,041	40,461	0,001
	Ciclo	1	5,041	0,571	0,484
	Tratamiento * Ciclo	1	5,041	0,166	0,701
Año 2	Tratamiento	2	10,084	54,413	0,000
	Ciclo	1	10,084	7,589	0,020
	Tratamiento * Ciclo	2	10,084	4,503	0,040
Año 3	Tratamiento	2	9,706	45,045	0,000
	Ciclo	1	9,706	6,193	0,033
	Tratamiento * Ciclo	2	9,706	0,188	0,831

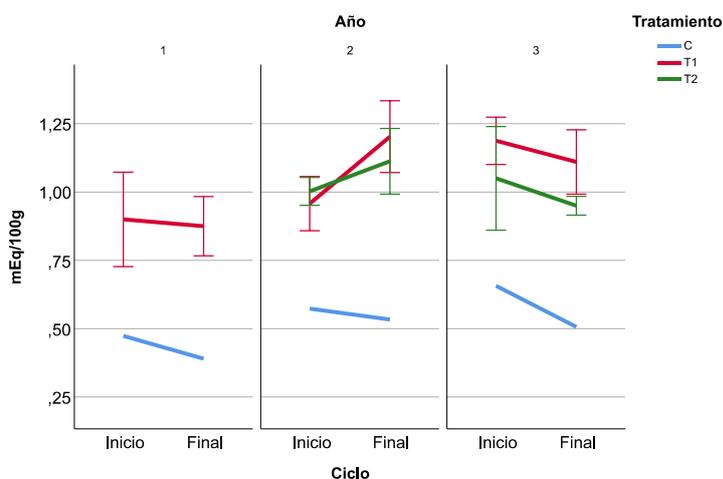


Figura 39. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de potasio total en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 52. Valores de potasio total en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Potasio total (mEq/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,32	0,27	0,38	0,36	0,37	0,32
T1 (1)	0,43	0,44	0,42	0,54	0,43	0,39
T1 (2)	0,42	0,35	0,42	0,52	0,38	0,37
T1 (3)	0,45	0,34	0,42	0,47	0,41	0,32
T1 (4)	0,39	0,30	0,39	0,44	0,41	0,33
T2 (1)			0,41	0,53	0,46	0,33
T2 (2)			0,41	0,50	0,42	0,31
T2 (3)			0,40	0,49	0,45	0,33
T2 (4)			0,44	0,46	0,44	0,38

Tabla 53. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de potasio total en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,041	6,532	0,062
	Ciclo	1	4,041	2,570	0,183
	Tratamiento * Ciclo	1	4,041	0,044	0,844
Año 2	Tratamiento	2	8,087	7,534	0,014
	Ciclo	1	8,087	7,218	0,027
	Tratamiento * Ciclo	2	8,087	2,751	0,123
Año 3	Tratamiento	2	9,835	2,583	0,125
	Ciclo	1	9,835	21,092	0,001
	Tratamiento * Ciclo	2	9,835	2,218	0,160

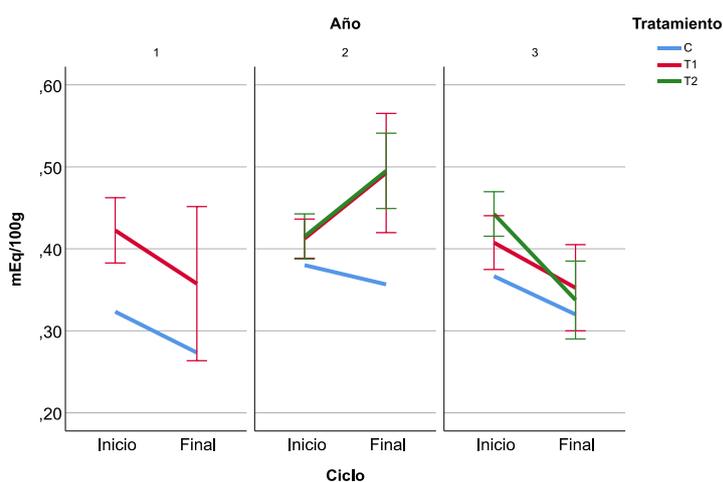


Figura 40. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de potasio total en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 54. Valores de potasio total en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Potasio total (mEq/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,69	0,55	0,66	0,65	0,61	0,65
T (1)	0,68	0,59	0,61	0,65	0,59	0,68
T (2)	0,68	0,53	0,58	0,51	0,52	0,68
T (3)	0,69	0,48	0,59	0,58	0,49	0,62
T (4)	0,73	0,61	0,75	0,50	0,61	0,77

Tabla 55. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de potasio total en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,949	0,011	0,921
	Ciclo	1	3,949	15,732	0,017
	Tratamiento * Ciclo	1	3,949	0,001	0,974
Año 2	Tratamiento	1	5,904	0,940	0,370
	Ciclo	1	5,904	0,413	0,545
	Tratamiento * Ciclo	1	5,904	0,343	0,580
Año 3	Tratamiento	1	5,957	0,057	0,820
	Ciclo	1	5,957	3,688	0,104
	Tratamiento * Ciclo	1	5,957	0,914	0,376

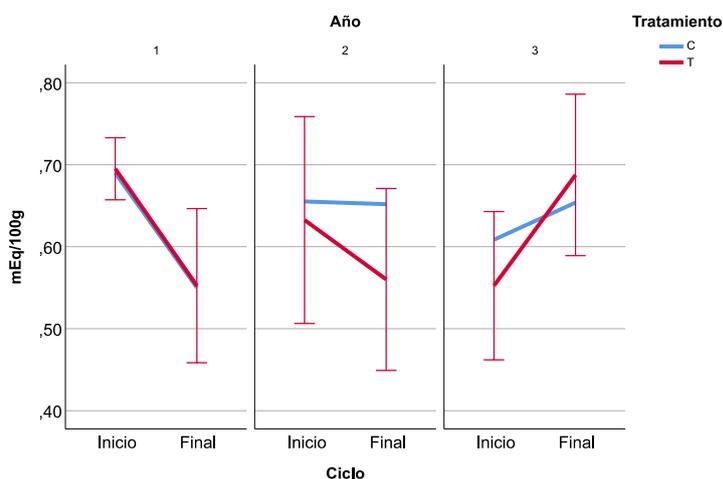


Figura 41. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de potasio total en el suelo en cultivo de cereal.

Los contenidos en nitrógeno total, fósforo total y potasio total, en suelos donde se han desarrollado nuestros experimentos con cultivos de almendro, nectarina y cereal se exponen en las tablas 38 a 55. No hay que olvidar que la riqueza en nitrógeno total en los lodos de depuración es uno de los “puntos fuertes” que justifica el empleo de estos materiales orgánicos en los suelos agrícolas, y su “cierto” potencial como biofertilizante (Andrade et al., 2000). Es por ello, que se aprecia en los suelos enmendados un mayor contenido de N total en el suelo cuando se aplican lodos EDAR. Ese incremento es mayor en suelos con arbolado, que en los suelos con cereal, debido posiblemente a la forma de aplicación y al muestreo realizado del suelo, más puntual en el caso del arbolado. Además, se observa que las diferencias entre suelos enmendados y suelos control van disminuyendo, posiblemente debido a la mineralización del nitrógeno y su consumo por la vegetación y microorganismos.

Para el caso del fósforo total, se puede concluir algo similar al N: suelos enmendados, sobre todo en experimentos de nectarina y de almendro, muestran valores mayores de P que los suelos control. Este hecho es importante porque dicho P orgánico puede ser susceptible de mineralizarse (o hidrolizarse hacia formas orgánicas por enzimas apropiadas) y llegar a la planta.

El nivel de potasio encontrado en los lodos de depuración es relativamente bajo (Cabre et al., 1990). Este hecho, hace que la aplicación de lodos en el suelo agrícola no sea de especial interés con relación a este nutriente. A pesar de ello, el aporte de potasio al suelo mediante los lodos de depuración debe considerarse como otra ventaja, y se comprueba que los suelos enmendados con lodos disponen de valores de K total mayores que los suelos control, a pesar de que está descrito que no sea un efecto de gran interés (Andrade et al., 2000).

4.3.5. Otros macro y microelementos de interés

Los lodos procedentes de depuración reúnen condiciones aceptables para ser aplicados en los suelos con fines agrícolas debido a su importante contenido en microelementos (González, 2015). Se señalan, a continuación, algunas generalidades sobre macro y microelementos que se consideran de interés, y que pueden verse alterados con la entrada de lodos EDAR en los suelos (Borjessenn and Katterer, 2018).

El contenido en calcio de los diferentes tipos de suelo varía ampliamente dependiendo principalmente de los materiales de origen y del grado en que la meteorización y la lixiviación han influenciado el proceso de edafización. La meteorización de los minerales primarios ricos en calcio depende fundamentalmente de la presencia de algunos agentes quelantes, que liberan el calcio de la estructura de los minerales, causando la disolución de los mismos (Navarro and Navarro, 2013)

El magnesio es otro de los elementos que puede ser considerado de interés para los cultivos. El magnesio es un elemento poco considerado en los planes de fertilización, aun cuando se han identificado numerosos procesos fisiológicos en los que interviene; por ejemplo, participa en: la fosforilación (formación de ATP en los cloroplastos), fijación fotosintética del dióxido de carbono (CO₂), síntesis de proteínas, formación de clorofila, partición y asimilación de productos de la fotosíntesis. En esquemas de producción intensivos fertilizados exclusivamente con nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), el Mg se ha convertido en uno de los factores limitantes, debido al agotamiento en una gran cantidad de suelos.

El hierro en el suelo puede encontrarse en forma ferrosa (de fácil asimilación por la planta) o en forma férrica (poco soluble) (Navarro and Navarro, 2013). Los factores que más inciden en la disponibilidad del Fe en el suelo son el elevado pH del suelo y la presencia de bicarbonato sostenido por la caliza activa del suelo. Ambas condiciones ocasionan la baja movilidad y la solubilización de los oxihidróxidos de hierro de los suelos, por lo general muy insolubles. La mayor absorción de hierro se produce en plantas jóvenes. De manera general las plantas son capaces de reducir el Fe (III) en la superficie de la raíz y formar Fe (II) que es la forma química que las plantas pueden tomar. La deficiencia del hierro es un factor limitante en el crecimiento de las plantas.

El manganeso en el suelo es importante para la producción agrícola; este elemento interviene en el metabolismo del fósforo y el nitrógeno, aumenta la disponibilidad del fósforo y del calcio, desempeña un papel directo en la fotosíntesis y ayuda a la síntesis de la clorofila, acelera la germinación y la madurez y es fundamental para la calidad de los frutos. En agricultura, el Mn es absorbido sobre todo

como catión manganeso (Mn^{+2}), aunque en el suelo también puede existir como Mn^{+3} o Mn^{+4} , óxidos insolubles y quelatos.

4.3.5.1. Calcio

Tabla 56. Valores de calcio en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Calcio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	20,43	15,23	15,23	16,91	15,54	15,35
T1 (1)	13,83	13,20	8,53	9,77	10,89	9,91
T1 (2)	12,60	10,45	8,88	8,08	9,86	8,85
T1 (3)	11,70	10,37	8,23	10,28	9,26	9,44
T1 (4)	10,31	12,07	8,12	9,28	10,32	8,10
T2 (1)			6,38	9,84	8,63	7,65
T2 (2)			6,73	6,99	9,38	8,10
T2 (3)			6,85	8,23	7,76	8,45
T2 (4)			6,34	7,69	8,92	7,56

Tabla 57. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de calcio en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,959	28,492	0,002
	Ciclo	1	5,959	6,590	0,043
	Tratamiento * Ciclo	1	5,959	4,186	0,087
Año 2	Tratamiento	2	6,913	95,320	0,000
	Ciclo	1	6,913	9,304	0,019
	Tratamiento * Ciclo	2	6,913	0,448	0,656
Año 3	Tratamiento	2	11,896	94,676	0,000
	Ciclo	1	11,896	2,888	0,115
	Tratamiento * Ciclo	2	11,896	0,324	0,730

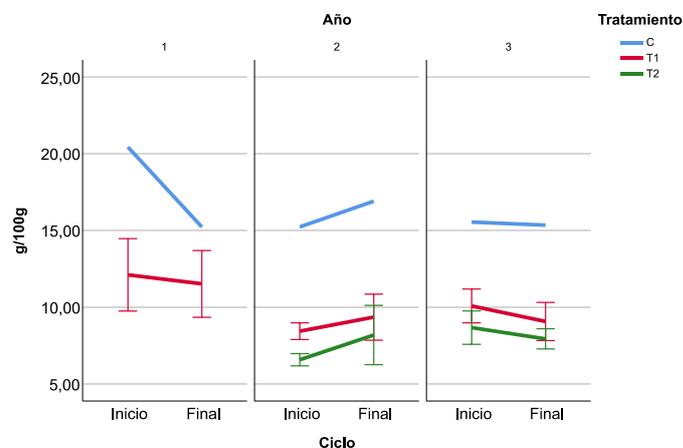


Figura 42. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de calcio en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 58. Valores de calcio en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Calcio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	16,89	15,33	16,61	9,38	15,71	13,36
T1 (1)	21,70	17,17	17,38	10,96	14,84	14,30
T1 (2)	19,60	15,93	16,74	10,39	13,41	13,35
T1 (3)	18,77	14,77	17,82	12,81	15,01	11,70
T1 (4)	15,70	14,90	16,40	15,24	14,50	10,91
T2 (1)			18,20	10,80	14,28	10,70
T2 (2)			17,17	10,12	13,30	9,72
T2 (3)			16,26	11,28	14,85	13,30
T2 (4)			15,88	19,15	14,61	15,48

Tabla 59. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de calcio en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,155	0,628	0,471
	Ciclo	1	4,155	2,490	0,187
	Tratamiento * Ciclo	1	4,155	0,307	0,608
Año 2	Tratamiento	2	6,776	0,479	0,639
	Ciclo	1	6,776	14,119	0,008
	Tratamiento * Ciclo	2	6,776	0,337	0,725
Año 3	Tratamiento	2	7,272	0,497	0,628
	Ciclo	1	7,272	5,041	0,058
	Tratamiento * Ciclo	2	7,272	0,018	0,982

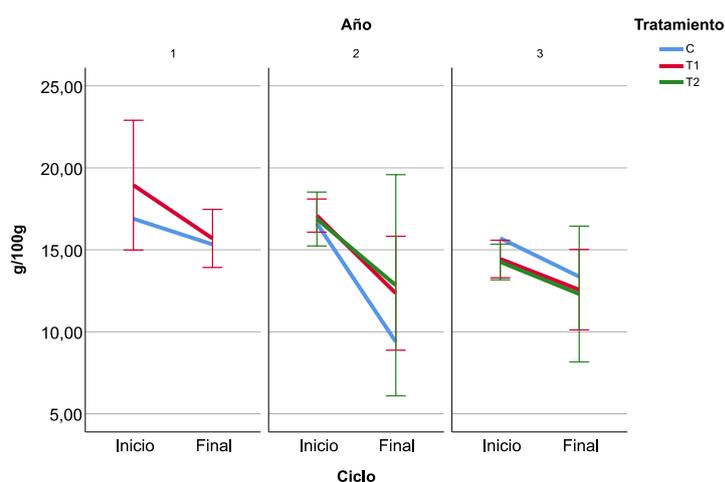


Figura 43. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de calcio en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 60. Valores de calcio en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Calcio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	10,80	14,00	8,56	10,70	10,11	13,16
T (1)	12,00	15,80	10,00	11,40	9,70	12,90
T (2)	11,50	16,50	8,60	12,40	8,50	12,60
T (3)	10,60	17,40	8,40	12,70	7,60	13,50
T (4)	12,50	16,80	9,50	17,60	9,80	14,80

Tabla 61. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de calcio en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,781	8,789	0,026
	Ciclo	1	5,781	48,641	0,001
	Tratamiento * Ciclo	1	5,781	2,293	0,183
Año 2	Tratamiento	1	3,442	1,113	0,360
	Ciclo	1	3,442	4,133	0,123
	Tratamiento * Ciclo	1	3,442	0,498	0,525
Año 3	Tratamiento	1	5,968	0,333	0,585
	Ciclo	1	5,968	22,570	0,003
	Tratamiento * Ciclo	1	5,968	0,872	0,387

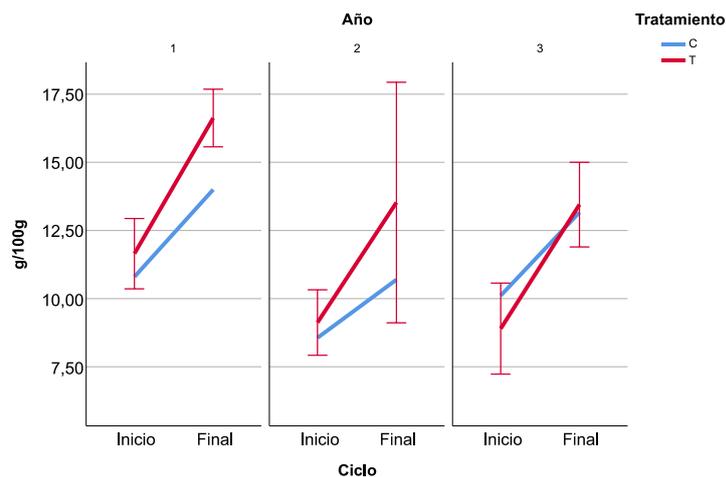


Figura 44. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de calcio en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.5.2. Magnesio

Tabla 62. Valores de magnesio en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Magnesio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	2,78	1,87	1,98	2,02	2,23	1,84
T1 (1)	2,82	2,64	2,08	2,31	2,60	2,43
T1 (2)	2,44	2,34	1,95	2,33	2,57	2,27
T1 (3)	2,59	2,30	1,70	2,59	2,36	2,41
T1 (4)	2,12	2,69	1,68	2,80	2,73	2,15
T2 (1)			1,73	2,51	2,32	1,97
T2 (2)			1,77	2,10	2,07	1,97
T2 (3)			1,90	2,24	1,97	2,08
T2 (4)			1,64	2,40	2,49	1,77

Tabla 63. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de magnesio en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,306	0,710	0,436
	Ciclo	1	5,306	5,316	0,066
	Tratamiento * Ciclo	1	5,306	5,316	0,066
Año 2	Tratamiento	2	11,182	1,507	0,263
	Ciclo	1	11,182	15,293	0,002
	Tratamiento * Ciclo	2	11,182	2,201	0,156
Año 3	Tratamiento	2	10,330	10,768	0,003
	Ciclo	1	10,330	9,714	0,011
	Tratamiento * Ciclo	2	10,330	0,149	0,864

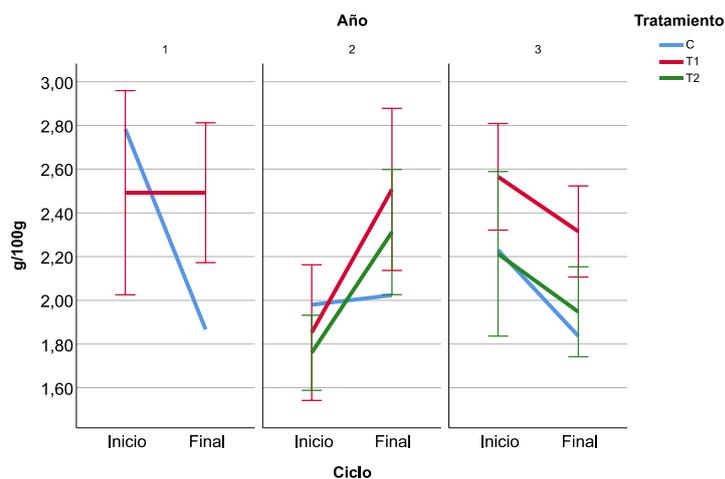


Figura 45. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de magnesio en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 64. Valores de magnesio en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Magnesio (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	2,70	2,13	2,19	1,93	1,75	1,89
T1 (1)	2,67	2,13	1,90	1,90	1,76	1,87
T1 (2)	2,21	1,80	1,84	1,82	1,48	1,82
T1 (3)	2,12	1,73	2,02	1,88	1,62	1,39
T1 (4)	1,98	1,70	1,94	1,83	1,70	1,48
T2 (1)			2,00	1,84	1,73	1,46
T2 (2)			1,91	1,86	1,55	1,41
T2 (3)			1,90	1,92	1,65	1,52
T2 (4)			1,83	2,00	1,54	1,80

Tabla 65. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de magnesio en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,207	3,490	0,118
	Ciclo	1	5,207	5,884	0,058
	Tratamiento * Ciclo	1	5,207	0,163	0,703
Año 2	Tratamiento	2	11,412	5,559	0,021
	Ciclo	1	11,412	8,387	0,014
	Tratamiento * Ciclo	2	11,412	2,961	0,092
Año 3	Tratamiento	2	8,904	1,613	0,252
	Ciclo	1	8,904	0,065	0,805
	Tratamiento * Ciclo	2	8,904	0,343	0,718

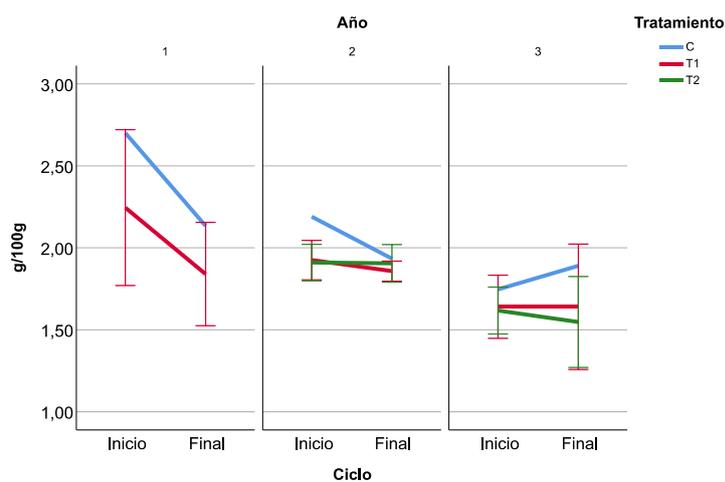


Figura 46. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de magnesio en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 66. Valores de magnesio en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Magnesio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,29	1,65	1,38	1,39	1,00	1,47
T (1)	1,09	1,32	1,19	1,17	0,85	1,16
T (2)	1,22	1,65	1,23	1,24	0,87	1,17
T (3)	1,71	1,70	1,38	1,67	0,86	1,26
T (4)	1,32	1,60	1,22	1,48	0,92	1,40

Tabla 67. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de magnesio en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,087	0,011	0,920
	Ciclo	1	5,087	2,801	0,154
	Tratamiento * Ciclo	1	5,087	0,130	0,733
Año 2	Tratamiento	1	3,812	0,188	0,688
	Ciclo	1	3,812	0,273	0,630
	Tratamiento * Ciclo	1	3,812	0,217	0,667
Año 3	Tratamiento	1	3,466	7,341	0,063
	Ciclo	1	3,466	42,889	0,005
	Tratamiento * Ciclo	1	3,466	0,603	0,487

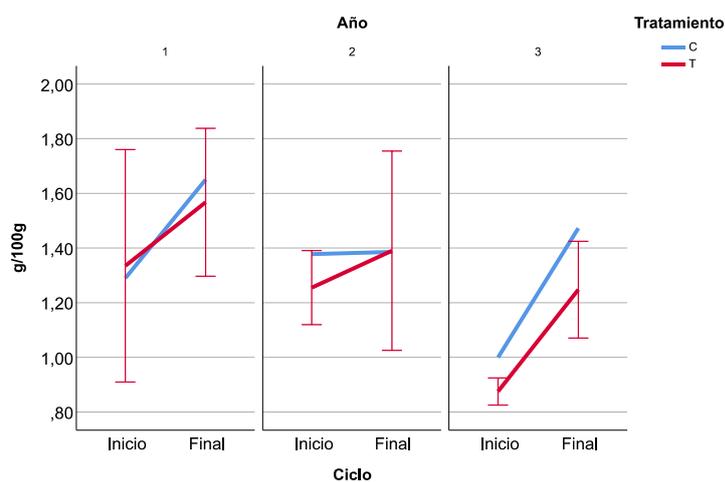


Figura 47. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de magnesio en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.5.3. Hierro

Tabla 68. Valores de hierro en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Hierro (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	14.486,67	8.142,00	12.940,67	12.412,63	14.731,63	8.449,10
T1 (1)	20.813,00	8.449,00	19.400,00	16.821,25	20.033,40	17.991,70
T1 (2)	16.638,00	13.943,00	19.400,00	15.689,63	19.839,10	16.592,50
T1 (3)	16.750,00	8.703,00	16.700,00	17.260,08	18.447,50	17.628,40
T1 (4)	13.414,00	14.373,00	17.000,00	18.801,24	21.052,20	15.773,40
T2 (1)			13.800,00	18.144,06	17.664,50	13.918,30
T2 (2)			13.400,00	14.364,84	15.356,20	13.328,20
T2 (3)			14.900,00	14.916,78	15.774,80	14.246,20
T2 (4)			13.700,00	16.199,38	19.384,40	13.669,30

Tabla 69. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de hierro en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,976	1,298	0,298
	Ciclo	1	5,976	5,758	0,053
	Tratamiento * Ciclo	1	5,976	0,027	0,876
Año 2	Tratamiento	2	11,224	14,780	0,001
	Ciclo	1	11,224	0,037	0,850
	Tratamiento * Ciclo	2	11,224	2,565	0,121
Año 3	Tratamiento	2	8,866	30,062	0,000
	Ciclo	1	8,866	35,520	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	8,866	1,671	0,242

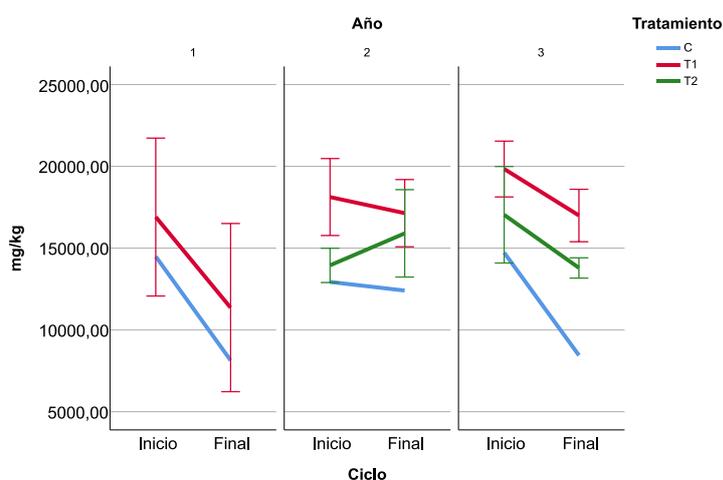


Figura 48. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de hierro en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 70. Valores de hierro en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Hierro (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	9.205,00	5.699,67	6.846,03	4.409,27	6.671,70	6.134,80
T1 (1)	7.166,00	8.290,00	7.276,00	6.072,55	7.847,70	7.458,90
T1 (2)	8.157,00	6.276,00	6.929,00	6.025,78	6.969,00	6.842,90
T1 (3)	6.707,00	5.818,00	7.078,00	6.251,40	7.477,70	5.841,30
T1 (4)	6.161,00	5.279,00	6.428,00	6.774,40	7.608,50	5.864,60
T2 (1)			6.887,00	6.337,65	8.385,50	6.078,00
T2 (2)			7.147,00	6.034,29	7.499,50	5.467,90
T2 (3)			7.059,00	5.821,87	7.781,90	6.526,10
T2 (4)			7.461,00	6.818,91	7.359,00	7.186,40

Tabla 71. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de hierro en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,122	0,680	0,446
	Ciclo	1	5,122	5,606	0,063
	Tratamiento * Ciclo	1	5,122	2,704	0,160
Año 2	Tratamiento	2	11,377	7,664	0,008
	Ciclo	1	11,377	42,534	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	11,377	5,256	0,024
Año 3	Tratamiento	2	9,296	0,893	0,442
	Ciclo	1	9,296	7,774	0,020
	Tratamiento * Ciclo	2	9,296	0,561	0,589

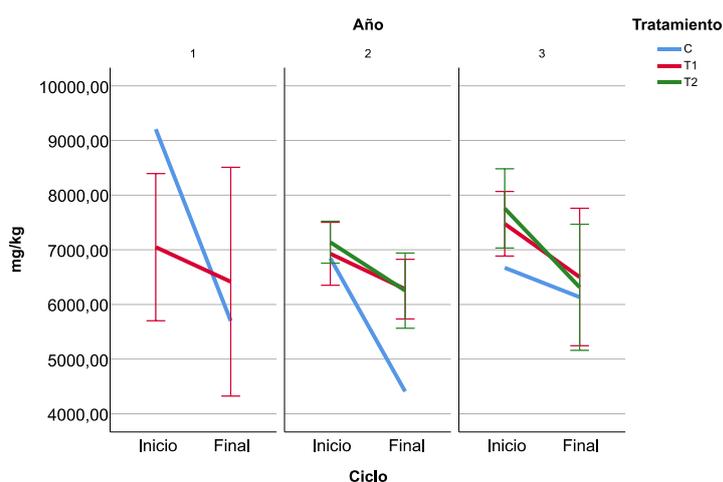


Figura 49. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de hierro en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 72. Valores de hierro en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Hierro (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	16.677,00	14.028,00	11.200,00	17.000,70	14.375,16	16.377,72
T (1)	16.978,00	16.323,00	10.000,00	15.312,30	14.546,60	16.916,00
T (2)	16.106,00	17.605,00	9.700,00	11.648,30	12.609,10	16.957,50
T (3)	16.641,00	17.857,00	10.200,00	13.696,80	12.253,60	14.337,80
T (4)	17.112,00	17.753,00	12.600,00	10.041,20	15.095,30	20.882,70

Tabla 73. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de hierro en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,042	12,894	0,015
	Ciclo	1	5,042	4,374	0,090
	Tratamiento * Ciclo	1	5,042	12,408	0,017
Año 2	Tratamiento	1	4,799	2,704	0,163
	Ciclo	1	4,799	6,938	0,048
	Tratamiento * Ciclo	1	4,799	1,584	0,266
Año 3	Tratamiento	1	4,514	0,002	0,967
	Ciclo	1	4,514	2,756	0,164
	Tratamiento * Ciclo	1	4,514	0,234	0,651

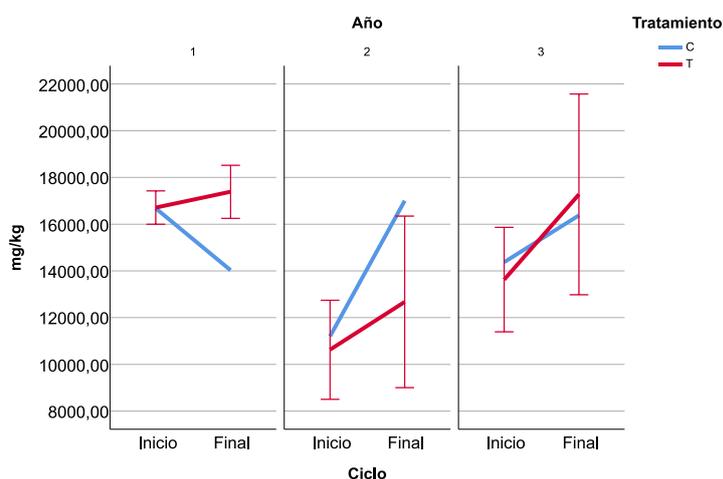


Figura 50. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de hierro en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.5.4. Manganeso

Tabla 74. Valores de manganeso en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Manganeso (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	144,00	134,67	262,69	272,91	316,23	247,99
T1 (1)	199,70	234,70	374,80	352,02	399,08	378,69
T1 (2)	174,00	215,70	331,50	348,38	397,89	338,47
T1 (3)	201,70	179,30	312,60	397,67	354,33	365,34
T1 (4)	171,70	209,70	333,80	409,81	411,90	327,58
T2 (1)			304,90	405,26	348,98	301,55
T2 (2)			316,10	331,16	325,32	300,39
T2 (3)			329,70	352,36	298,93	319,24
T2 (4)			297,30	369,81	393,70	300,01

Tabla 75. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de manganeso en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,377	14,118	0,012
	Ciclo	1	5,377	0,192	0,679
	Tratamiento * Ciclo	1	5,377	1,066	0,346
Año 2	Tratamiento	2	10,494	9,053	0,005
	Ciclo	1	10,494	4,835	0,051
	Tratamiento * Ciclo	2	10,494	0,528	0,605
Año 3	Tratamiento	2	9,171	11,681	0,003
	Ciclo	1	9,171	9,420	0,013
	Tratamiento * Ciclo	2	9,171	0,295	0,751

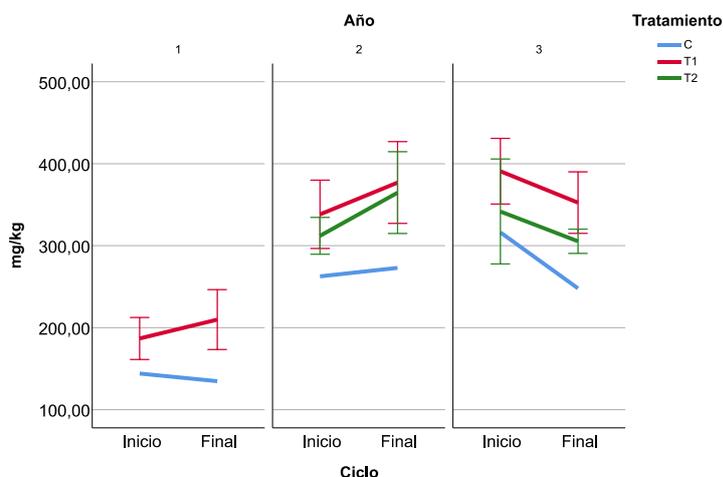


Figura 51. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de manganeso en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 76. Valores de manganeso en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Manganeso (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	97,77	79,73	202,50	167,39	200,29	175,84
T1 (1)	100,10	99,87	212,80	215,86	231,15	204,50
T1 (2)	98,00	100,10	205,70	201,54	203,49	191,31
T1 (3)	101,00	93,20	209,30	203,00	210,93	157,16
T1 (4)	89,20	81,13	198,00	209,64	217,75	160,75
T2 (1)			207,20	214,56	233,21	168,81
T2 (2)			209,70	200,90	213,33	155,56
T2 (3)			206,20	200,01	222,02	177,03
T2 (4)			209,50	211,89	209,47	192,00

Tabla 77. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de manganeso en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,947	1,278	0,310
	Ciclo	1	4,947	3,428	0,124
	Tratamiento * Ciclo	1	4,947	1,561	0,267
Año 2	Tratamiento	2	10,390	12,438	0,002
	Ciclo	1	10,390	11,721	0,006
	Tratamiento * Ciclo	2	10,390	7,728	0,009
Año 3	Tratamiento	2	9,517	0,269	0,770
	Ciclo	1	9,517	15,266	0,003
	Tratamiento * Ciclo	2	9,517	0,413	0,673

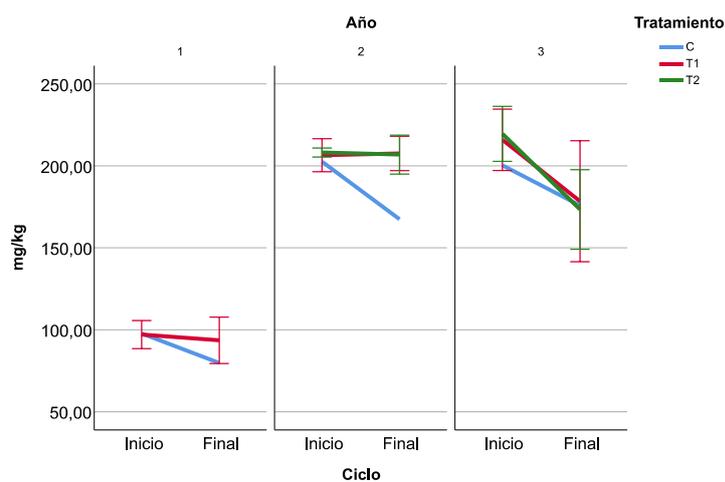


Figura 52. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de manganeso en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 78. Valores de manganeso en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Manganeso (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	285,60	182,00	287,54	266,57	254,67	279,43
T (1)	275,80	200,00	275,60	262,20	252,90	273,20
T (2)	281,50	194,00	262,80	207,30	228,80	268,90
T (3)	290,20	188,00	275,90	270,00	220,50	252,80
T (4)	306,30	215,00	333,20	231,00	263,90	312,00

Tabla 79. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de manganeso en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,890	1,040	0,348
	Ciclo	1	5,890	95,643	0,000
	Tratamiento * Ciclo	1	5,890	0,534	0,493
Año 2	Tratamiento	1	5,959	0,265	0,625
	Ciclo	1	5,959	1,860	0,222
	Tratamiento * Ciclo	1	5,959	0,237	0,644
Año 3	Tratamiento	1	5,746	0,193	0,677
	Ciclo	1	5,746	2,761	0,150
	Tratamiento * Ciclo	1	5,746	0,084	0,782

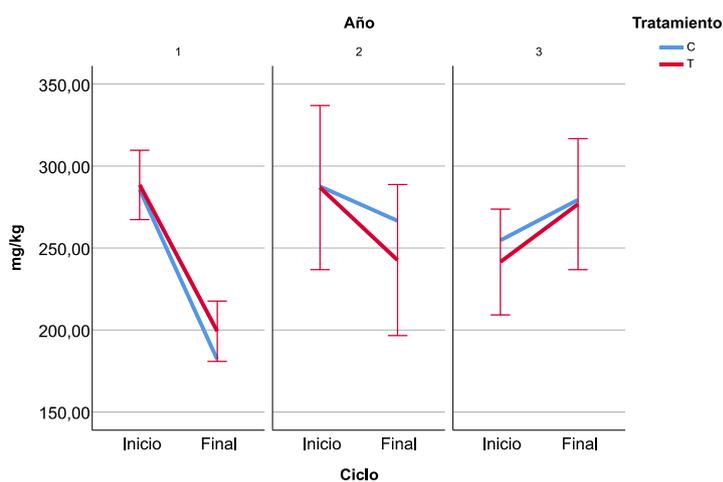


Figura 53. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de manganeso en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.5.5. Sodio

Tabla 80. Valores de sodio en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Sodio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,01	0,02	0,03	0,03	0,02	0,01
T1 (1)	0,02	0,02	0,04	0,03	0,03	0,02
T1 (2)	0,05	0,03	0,03	0,08	0,03	0,02
T1 (3)	0,03	0,03	0,03	0,05	0,03	0,03
T1 (4)	0,08	0,02	0,03	0,11	0,03	0,02
T2 (1)			0,05	0,04	0,02	0,02
T2 (2)			0,04	0,04	0,02	0,01
T2 (3)			0,04	0,06	0,02	0,02
T2 (4)			0,03	0,07	0,03	0,02

Tabla 81. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sodio en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,285	1,745	0,271
	Ciclo	1	3,285	0,109	0,761
	Tratamiento * Ciclo	1	3,285	0,982	0,389
Año 2	Tratamiento	2	6,756	0,831	0,476
	Ciclo	1	6,756	1,951	0,207
	Tratamiento * Ciclo	2	6,756	0,982	0,422
Año 3	Tratamiento	2	10,800	5,255	0,025
	Ciclo	1	10,800	9,000	0,012
	Tratamiento * Ciclo	2	10,800	0,333	0,724

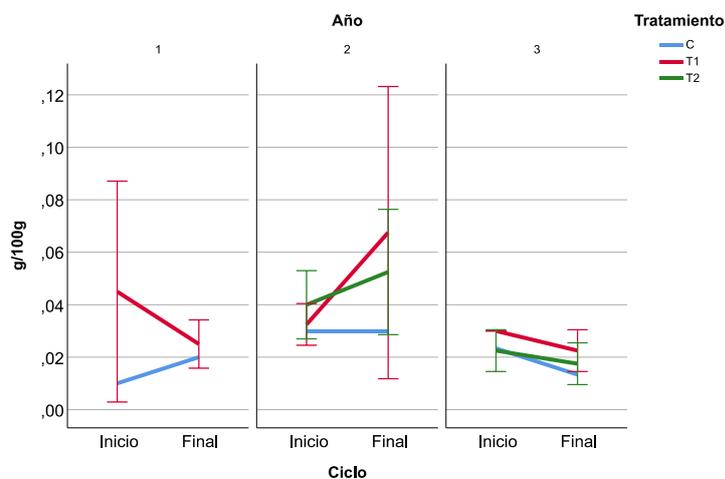


Figura 54. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sodio en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 82. Valores de sodio en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Sodio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02
T1 (1)	0,03	0,02	0,06	0,09	0,03	0,05
T1 (2)	0,03	0,03	0,06	0,04	0,03	0,04
T1 (3)	0,04	0,03	0,06	0,05	0,04	0,03
T1 (4)	0,03	0,03	0,10	0,06	0,05	0,04
T2 (1)			0,10	0,06	0,03	0,03
T2 (2)			0,06	0,05	0,03	0,03
T2 (3)			0,07	0,04	0,03	0,02
T2 (4)			0,06	0,03	0,02	0,03

Tabla 83. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sodio en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	6,000	14,400	0,009
	Ciclo	1	6,000	0,400	0,550
	Tratamiento * Ciclo	1	6,000	3,600	0,107
Año 2	Tratamiento	2	11,904	4,020	0,046
	Ciclo	1	11,904	1,869	0,197
	Tratamiento * Ciclo	2	11,904	0,533	0,600
Año 3	Tratamiento	2	11,830	7,800	0,007
	Ciclo	1	11,830	0,040	0,845
	Tratamiento * Ciclo	2	11,830	0,067	0,936

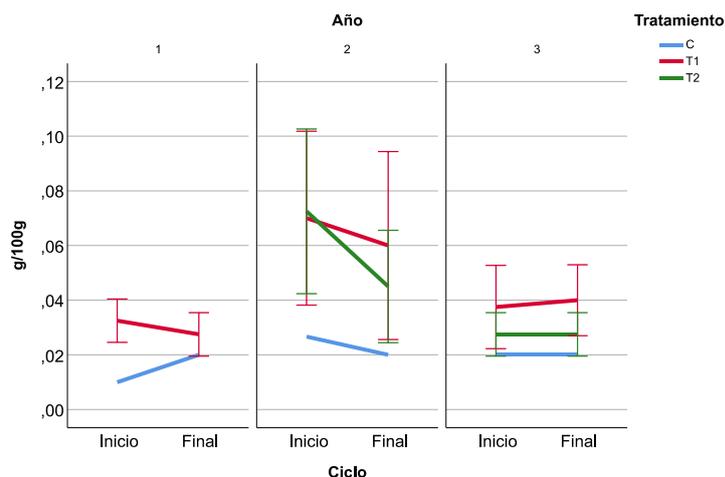


Figura 55. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sodio en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 84. Valores de sodio en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Sodio total (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
T (1)	0,02	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02
T (2)	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
T (3)	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
T (4)	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02

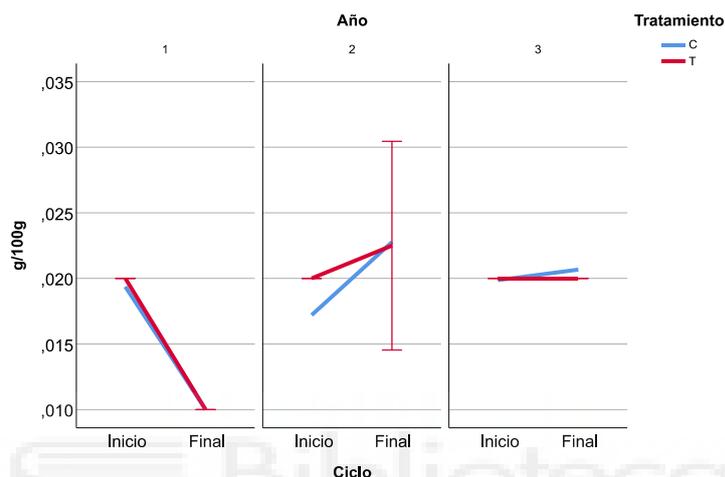


Figura 56. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sodio en el suelo en cultivo de cereal.

El suelo contiene una gran cantidad de microelementos esenciales para el desarrollo de las plantas, y entre ellos, el sodio. El sodio es un elemento que se encuentra en muchos minerales y sales, y es esencial para la vida vegetal. Sin embargo, el exceso de sodio en el suelo puede afectar negativamente el crecimiento de las plantas (Navarro and Navarro, 2013). El sodio en el suelo se puede aumentar de varias maneras, una de las formas más comunes es la aplicación de fertilizantes que contienen nitrato de sodio.

El calcio (tablas 56, 58 y 60) se encuentra en nuestros suelos del ensayo, en valores relativamente elevados (superiores a 10% en muchas de nuestras muestras). Los suelos del ensayo de nectarina son algo mayores en Ca que los de almendro y cereal, posiblemente debido al propio tipo de suelo. No parece apreciarse diferencias entre suelos control y suelos enmendados, para este elemento, señal de que, en efecto, el Ca se encuentra en los suelos de manera natural directa, y los lodos EDAR no aportan en este sentido.

El magnesio se encuentra en los suelos estudiados, en cantidades menores que el Ca (tablas 62, 64 y 66). También para este parámetro, la entrada en los suelos de lodos EDAR no es concluyente para que afecte las cantidades de este elemento de manera importante en los suelos. Los suelos estudiados del cultivo de cereal muestran valores menores que los suelos bajo nectarina y almendro.

El hierro (Fe), (tablas 68, 70 y 72), es un elemento muy importante y esencial para los cultivos, y para determinados procesos desarrollados en el suelo, y se encuentra en mayor proporción en los suelos bajo almendro y cereal, que bajo nectarina. Quizá el tipo de suelo y el tipo de cultivo tiene incidencia en este elemento, ya que es bastante asimilable absorbible por la planta. Aunque no de manera generalizada, sí parece que los lodos EDAR favorecen el incremento en el suelo de este elemento, algo a tener presente debido a la importancia que el Fe tienen para el desarrollo de cultivos.

El manganeso se detecta en una cantidad limitada en los suelos estudiados (tablas 74, 76 y 78). En este caso, los suelos de cultivo de almendro y cereal son los que presentan mayores valores con relación a los experimentos sobre suelos de nectarina. Los suelos parece que se benefician de la entrada de lodos EDAR, aunque no de manera elevada; esto quizá es indicativo de que los lodos pueden ser interesantes a la hora de aportar al suelo microelementos de interés para el sistema suelo-planta.

El sodio en el suelo (tablas 80, 82 y 84), se ve incrementado con la entrada de lodos EDAR, en los experimentos con árboles (nectarina y almendro). Creemos que la diferente forma de aplicación (enterrado en la totalidad de la parcela en el caso de cereal, o en filas cercana al árbol, en los demás casos), puede ser responsable de este comportamiento. De todas formas, hay que controlar sin duda este parámetro en suelos enmendados, para evitar problemas de exceso de Na en los suelos, lo cual podría provocar aspectos de degradación en los mencionados suelos enmendados.

4.3.6. Formas de nitrógeno mineral en los suelos (amonio y nitratos)

El nitrógeno es un fertilizante necesario para los cultivos, y las plantas lo pueden tomar mediante dos “procesos” diferentes: a través del aporte de nitrógeno mineral, o tras la mineralización del nitrógeno orgánico contenido en la materia orgánica aportada al suelo como es el caso del aprovechamiento de los lodos en suelos agrícolas. La diferencia de aportar nitrógeno en forma mineral frente al nitrógeno orgánico, es que el primero de ellos, está disponible en su totalidad desde el momento de su aplicación al suelo; por el contrario, el nitrógeno orgánico se libera lentamente durante la mineralización y ello hace que dicho nitrógeno orgánico aportado vía lodos pueda mineralizar lentamente y por tanto, estar disponible para la planta a lo largo de al menos dos años.

El amonio es un nutriente (como forma nitrogenada) importante para las plantas, ya que es un componente de la clorofila, necesaria para la fotosíntesis; también es un componente de las proteínas, por lo que es esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas. El amonio se puede utilizar en el suelo como una forma de abonar los cultivos. Se trata de una sustancia que se encuentra de forma natural en el suelo y que se nutre de los residuos de los animales (forma parte de la mineralización de N orgánico). El amonio también se puede aplicar directamente al suelo, pero en concentraciones muy bajas; un exceso de amoníaco en el suelo puede ser muy perjudicial para las plantas, ya que es muy tóxico para las plantas en grandes cantidades. Por ello, un exceso de amoníaco en el suelo puede inhibir el crecimiento de las plantas, o incluso matarlas (Terman, 1979).

El N inorgánico se presenta principalmente como nitrato en los suelos cultivables. El nitrato está sujeto a varios procesos, como la absorción por las plantas y la lixiviación de los suelos, entre otros. La lixiviación de nitratos de los suelos es un fenómeno global. Aunque se ha prestado mucha atención en todo el mundo a este fenómeno, su importancia se está sintiendo recientemente en países en desarrollo como India, donde el énfasis se ha puesto en los problemas relacionados con el aumento de la producción de alimentos en tierras cultivables limitadas. Sin embargo, el mantenimiento de ecosistemas agrícolas delicados para lograr una productividad agrícola sostenible mientras se protege el medio ambiente, ha atraído la atención de científicos y legisladores (Bergström and Kirchmann, 1999).

En las tablas 85, 87 y 89 se indican los valores de amonio determinados en los suelos de los ensayos estudiados. Las cantidades de amonio en aquellos suelos bajo cultivo arbóreo (nectarina y almendro), incrementan su cantidad de manera elevada cuando a los suelos se les adiciona lodo EDAR. Ello es indicativo de que se fomenta la mineralización del N orgánico procedente del lodo, el cual pasa a amonio; ello hay que tenerlo presente para evitar en lo posible, exceso de amonio que conlleve la volatilización del N. Las cantidades observadas al final del cultivo del 1º y 2º año no ha sido absorbido por las plantas, ya que se encuentra en el suelo, sobre todo en ese primer año y en el segundo; el tercer año, en el que no se adiciona lodo, las variaciones entre suelos con lodo y suelos control es mucho menor, aunque hay algunas muestras que siguen dando una mayor cantidad de este catión. En el cultivo de cereal, donde el lodo se enterró en toda la parcela de manera homogénea, sólo se detecta más cantidad de amonio en el suelo al inicio del segundo año.

Tabla 85. Valores de amonio en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Amonio (mg N-NH ₄ /kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	5,37	<2,5	<2,5	<2,5	2,92	<2,5
T1 (1)	441,50	309,40	11,10	11,58	11,65	<2,5
T1 (2)	1.624,60	542,50	17,40	7,03	10,99	<2,5
T1 (3)	445,60	334,00	8,60	16,22	7,02	<2,5
T1 (4)	2.307,50	385,60	26,30	8,48	5,54	<2,5
T2 (1)			141,30	40,47	9,75	6,92
T2 (2)			235,00	3,81	11,55	<2,5
T2 (3)			198,20	25,33	7,24	24,27
T2 (4)			241,90	3,43	5,13	44,56

Tabla 86. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de amonio en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,077	2,347	0,221
	Ciclo	1	3,077	0,617	0,488
	Tratamiento * Ciclo	1	3,077	0,608	0,491
Año 2	Tratamiento	2	7,827	35,379	0,000
	Ciclo	1	7,827	19,247	0,002
	Tratamiento * Ciclo	2	7,827	29,120	0,000
Año 3	Tratamiento	2	6,551	1,824	0,235
	Ciclo	1	6,551	0,054	0,824
	Tratamiento * Ciclo	2	6,551	1,616	0,269

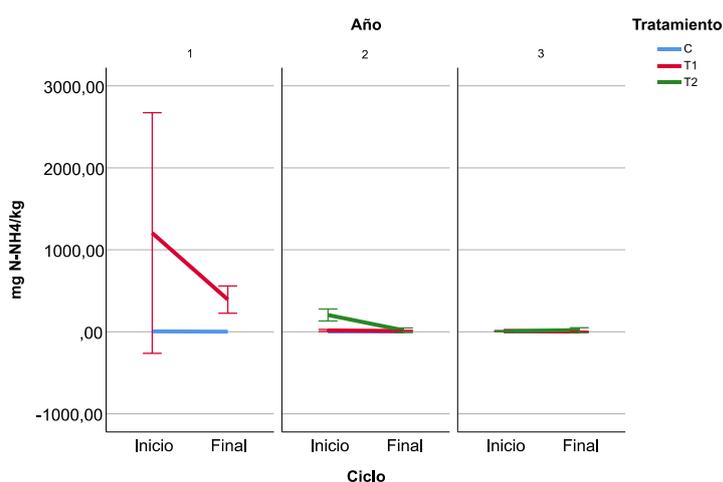


Figura 57. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de amonio en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 87. Valores de amonio en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Amonio (mg N-NH ₄ /kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	5,83	3,58	< 2,5	< 2,5	9,80	< 2,5
T1 (1)	799,10	274,40	10,50	10,37	12,48	< 2,5
T1 (2)	736,90	807,30	8,80	13,72	7,05	< 2,5
T1 (3)	918,60	275,00	6,10	10,39	7,47	< 2,5
T1 (4)	921,20	920,50	5,40	< 2,5	8,00	< 2,5
T2 (1)			115,80	28,87	9,98	< 2,5
T2 (2)			219,20	5,95	9,38	< 2,5
T2 (3)			219,90	< 2,5	8,23	< 2,5
T2 (4)			195,50	91,55	10,75	< 2,5

Tabla 88. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de amonio en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,422	12,514	0,031
	Ciclo	1	3,422	0,482	0,532
	Tratamiento * Ciclo	1	3,422	0,474	0,535
Año 2	Tratamiento	2	11,667	22,590	0,000
	Ciclo	1	11,667	7,604	0,018
	Tratamiento * Ciclo	2	11,667	13,136	0,001
Año 3	Tratamiento	2	6,004	0,243	0,791
	Ciclo	1	6,004	75,819	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	6,004	0,225	0,805

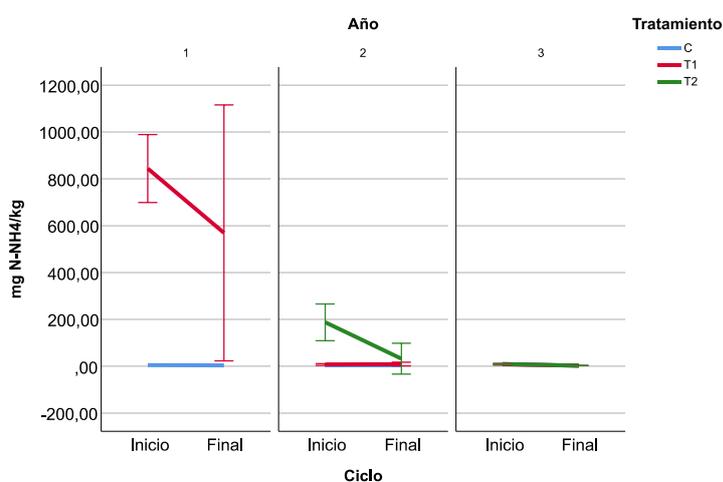


Figura 58. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de amonio en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 89. Valores de amonio en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Amonio (mg N-NH ₄ /kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	8,79	<2,5
T (1)	<2,5	<2,5	26,40	<2,5	6,97	<2,5
T (2)	<2,5	<2,5	22,20	<2,5	8,70	<2,5
T (3)	2,52	<2,5	7,30	<2,5	7,92	<2,5
T (4)	<2,5	<2,5	8,50	<2,5	10,52	<2,5

Tabla 90. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de amonio en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 2	Tratamiento	1	3,000	1,600	0,295
	Ciclo	1	3,000	1,588	0,297
	Tratamiento * Ciclo	1	3,000	1,588	0,297
Año 3	Tratamiento	1	3,007	0,020	0,897
	Ciclo	1	3,007	53,314	0,005
	Tratamiento * Ciclo	1	3,007	0,029	0,875

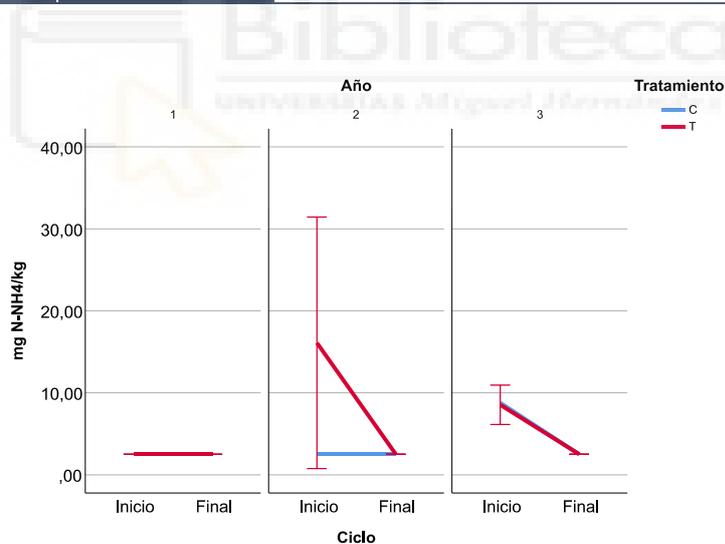


Figura 59. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de amonio en el suelo en cultivo de cereal.

Tabla 91. Valores de nitratos en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Nitratos (mg N-NO ₃ /kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	2,85	34,60	6,11	21,38	8,62	15,58
T1 (1)	1,78	643,60	717,30	515,06	26,48	47,48
T1 (2)	6,11	986,90	1.413,20	570,53	20,16	292,18
T1 (3)	29,36	1.195,10	718,80	1.573,32	41,61	344,37
T1 (4)	6,04	668,90	1.352,60	1.471,32	37,30	879,92
T2 (1)			87,50	336,69	39,61	33,58
T2 (2)			80,80	369,35	52,48	35,64
T2 (3)			173,60	622,68	13,35	463,57
T2 (4)			84,50	317,84	74,19	1.592,80

Tabla 92. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitratos en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,013	8,142	0,065
	Ciclo	1	3,013	9,082	0,057
	Tratamiento * Ciclo	1	3,013	7,838	0,068
Año 2	Tratamiento	2	10,410	12,875	0,002
	Ciclo	1	10,410	0,248	0,629
	Tratamiento * Ciclo	2	10,410	0,453	0,647
Año 3	Tratamiento	2	6,013	0,373	0,704
	Ciclo	1	6,013	1,458	0,273
	Tratamiento * Ciclo	2	6,013	0,280	0,765

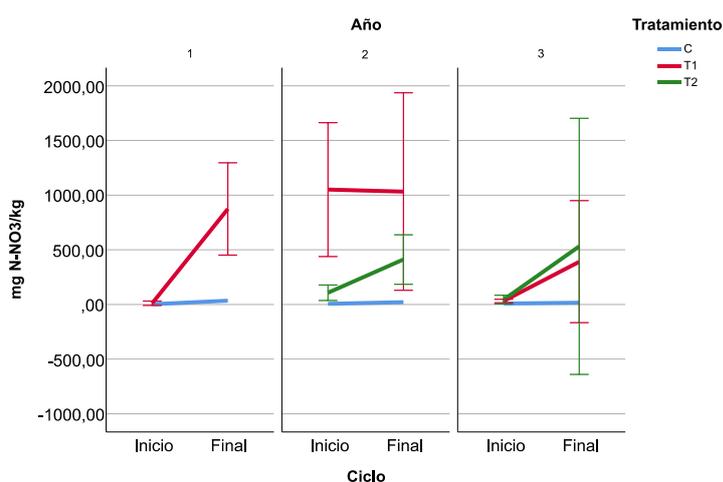


Figura 60. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitratos en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 93. Valores obtenidos de nitratos en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Nitratos (mg N-NO ₃ /kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	9,84	54,03	25,96	46,37	12,66	11,07
T1 (1)	4,41	245,80	174,30	797,77	34,41	81,48
T1 (2)	<0,1	95,10	137,70	1.048,64	83,97	159,40
T1 (3)	<0,1	99,60	215,70	720,20	40,33	97,09
T1 (4)	<0,1	192,00	362,20	634,24	50,55	149,09
T2 (1)			216,90	1.045,64	235,34	394,42
T2 (2)			297,10	2.077,89	177,46	413,34
T2 (3)			155,50	944,00	28,30	256,95
T2 (4)			197,50	889,42	372,05	279,48

Tabla 94. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitratos en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,005	1,346	0,330
	Ciclo	1	3,005	5,976	0,092
	Tratamiento * Ciclo	1	3,005	1,878	0,264
Año 2	Tratamiento	2	6,454	4,383	0,063
	Ciclo	1	6,454	9,677	0,019
	Tratamiento * Ciclo	2	6,454	2,586	0,150
Año 3	Tratamiento	2	9,930	12,821	0,002
	Ciclo	1	9,930	1,883	0,200
	Tratamiento * Ciclo	2	9,930	0,610	0,562

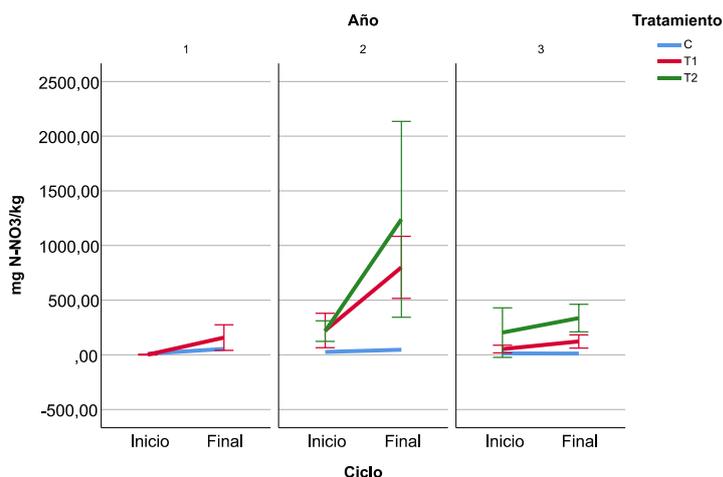


Figura 61. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitratos en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 95. Valores obtenidos de nitratos en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Nitratos (mg N-NO ₃ /kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	529,36	82,31	23,26	6,21	19,25	13,01
T (1)	677,47	302,96	82,70	10,08	42,29	22,34
T (2)	451,42	162,59	125,00	13,37	24,63	22,24
T (3)	678,09	307,71	107,60	6,50	22,32	26,19
T (4)	438,65	227,17	76,30	8,80	25,50	22,47

Tabla 96. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de nitratos en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,478	1,398	0,296
	Ciclo	1	4,478	20,135	0,008
	Tratamiento * Ciclo	1	4,478	0,645	0,462
Año 2	Tratamiento	1	3,097	9,445	0,052
	Ciclo	1	3,097	17,145	0,024
	Tratamiento * Ciclo	1	3,097	7,839	0,065
Año 3	Tratamiento	1	3,263	3,550	0,149
	Ciclo	1	3,263	1,228	0,343
	Tratamiento * Ciclo	1	3,263	0,007	0,940

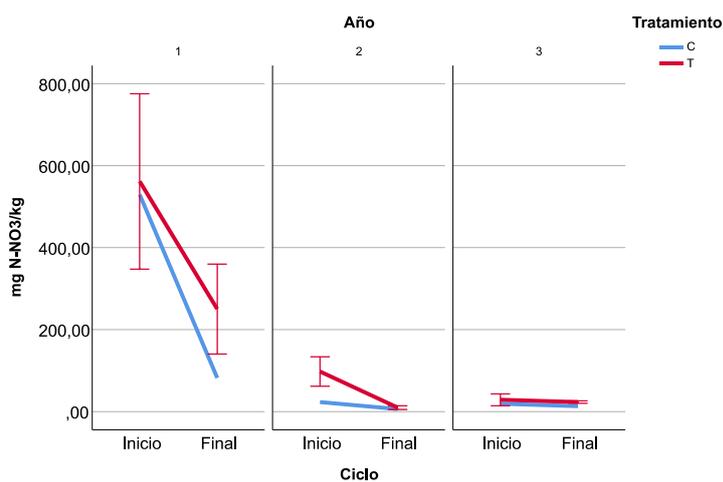


Figura 62. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de nitratos en el suelo en cultivo de cereal.

Los contenidos en nitratos determinados en los suelos estudiados se exponen en las tablas 91, 93 y 95. Se comprueba que el contenido observado en nitratos en los suelos de nectarina y almendro al final de los ciclos de dichos cultivos, es mucho más elevado en suelos enmendados que en suelos control; la materia orgánica ha mineralizado nitrógeno y lo coloca en el suelo como nitrato. Este hecho, aunque sea de manera similar, es menos patente en los suelos de cereal. Es conveniente tener presente lo aquí expuesto, ya que el exceso de nitratos en suelos puede dar lugar a procesos de lixiviación de este anión, si no es absorbido por las plantas.

4.3.7. Aniones: sulfatos, cloruros y fosfatos

Los sulfatos son minerales cuya unidad estructural fundamental son los grupos SO_4^{2-} , pudiendo estar enlazados entre sí por cationes de aluminio, sodio, calcio, potasio, magnesio y hierro. Son bastante comunes en la corteza terrestre y entre ellos destaca la anhidrita y el yeso. A pesar de ser minerales relativamente comunes, la presencia de sulfatos en el suelo no es muy frecuente por su facilidad de lavado; puesto que son compuestos de solubilidad relativamente alta, su acumulación efectiva solo puede producirse bajo condiciones muy determinadas de abundancia de sulfatos en el entorno (Coll, 2020).

El Cloro (Cl) es un microelemento esencial para las plantas. En el sistema suelo-planta se encuentra como anión cloruro (Cl^-). En la actualidad existe mucha controversia sobre el tema del cloro acerca de que podría ser perjudicial en suelos y plantas, particularmente por la adición de cloro al suelo con el fertilizante cloruro de potasio. Lo cierto es que el cloruro de potasio puede ser una fuente adecuada para aportar potasio, pero siempre se deben tener en cuenta las dosis utilizadas y la calidad del agua que se usará para el riego. Debe aclararse que en el sistema suelo-planta no pueden existir formas tóxicas de este elemento como el gas cloro, hipoclorito, ácido clorhídrico, etc.; la única forma es como cloruro (Navarro and Navarro, 2013).

Desde el punto de vista edafológico interesa clasificar el fósforo de acuerdo a su disponibilidad para las plantas en: fósforo soluble, intercambiable e insoluble. Dentro de fósforo soluble, indicamos que están las formas aprovechables para las plantas en forma inmediata, es decir son fosfatos en la solución del suelo. Su concentración es muy débil y fluctúa entre 0,02 y 0,5 mg kg^{-1} , o sea 200 a 400 g ha^{-1} en 30 centímetros de espesor. En suelos muy ricos la concentración puede llegar hasta 1 mg kg^{-1} (1 ppm) y en suelos pobres a 0,1 mg kg^{-1} . Generalmente es una concentración constante y permanece así, aunque varíe la relación suelo-agua. Para que los cultivos se abastezcan convenientemente, es necesario que ocurra una renovación del fósforo en solución. El equilibrio entre las distintas formas fosfatadas es lo que asegura la nutrición adecuada de las plantas. Las formas solubles de fósforo en el suelo son los fosfatos diácidos (H_2PO_4^-) y monoácidos (HPO_4^{2-}). La concentración de los iones fosfatos en solución está relacionada con el pH de la misma (Sanzano, 2006).

Nuestros resultados muestran que los valores de sulfatos en los suelos del estudio (tablas 97, 99 y 101) son muy diferentes en los tres ensayos considerados; debe existir influencia del tipo de suelo y de cultivo. Los mayores valores están en suelos de almendros; bastante menores en suelos de nectarina, y los más bajos, en suelos de cereal. También se aprecia que los lodos aplicados a los suelos introducen una aceptable cantidad de sulfatos, lo que podría contribuir a salinizar esos suelos, aunque no de manera tan problemática como con cloruros.

Tabla 97. Valores de sulfatos en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Sulfatos (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	6.652,83	5.932,67	5.387,38	56,45	207,43	159,93
T1 (1)	8.642,67	6.995,80	7.136,50	7.509,25	7.522,58	7.011,00
T1 (2)	10.228,33	7.636,50	7.183,50	7.898,45	7.824,92	6.623,00
T1 (3)	9.212,17	7.200,20	7.139,60	7.062,23	7.051,67	6.167,00
T1 (4)	9.375,50	5.269,90	7.680,70	7.903,57	6.880,25	6.314,00
T2 (1)			7.490,00	7.816,41	7.245,92	6.596,00
T2 (2)			8.124,40	8.081,93	6.761,75	7.059,00
T2 (3)			8.082,00	7.531,49	6.785,58	6.523,00
T2 (4)			8.351,70	7.636,63	6.713,33	7.391,00

Tabla 98. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sulfatos en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,064	6,698	0,048
	Ciclo	1	5,064	5,805	0,060
	Tratamiento * Ciclo	1	5,064	1,851	0,231
Año 2	Tratamiento	2	11,990	209,309	0,000
	Ciclo	1	11,990	87,543	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	11,990	61,921	0,000
Año 3	Tratamiento	2	11,872	289,387	0,000
	Ciclo	1	11,872	1,627	0,226
	Tratamiento * Ciclo	2	11,872	2,531	0,122

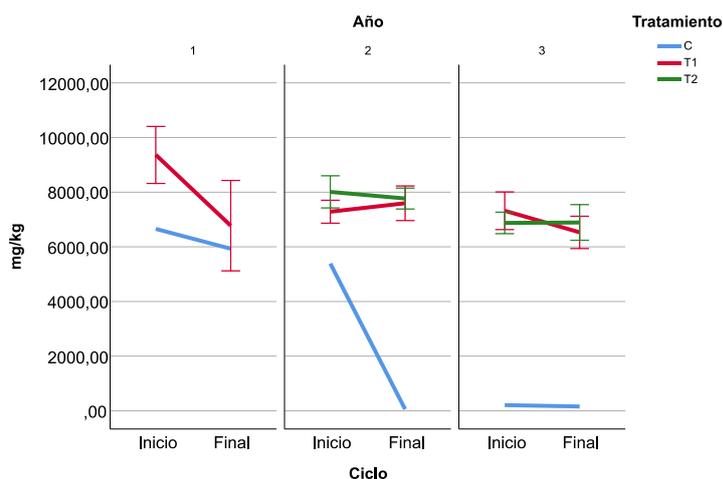


Figura 63. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sulfatos en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 99. Valores de sulfatos en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Sulfatos (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	27,79	102,50	39,00	46,54	21,05	<2
T1 (1)	139,91	233,10	230,40	1.412,62	521,67	97,19
T1 (2)	180,31	324,20	154,40	579,65	132,05	54,93
T1 (3)	549,37	167,50	256,80	377,87	219,19	52,40
T1 (4)	285,37	154,50	319,40	424,43	341,98	60,59
T2 (1)			295,00	306,78	220,17	97,33
T2 (2)			269,64	530,03	503,22	221,21
T2 (3)			261,16	370,07	200,54	22,21
T2 (4)			327,41	282,19	149,26	120,26

Tabla 100. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sulfatos en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,032	2,864	0,165
	Ciclo	1	4,032	0,001	0,981
	Tratamiento * Ciclo	1	4,032	0,413	0,555
Año 2	Tratamiento	2	6,270	2,414	0,167
	Ciclo	1	6,270	1,600	0,251
	Tratamiento * Ciclo	2	6,270	1,358	0,324
Año 3	Tratamiento	2	7,569	1,825	0,225
	Ciclo	1	7,569	3,658	0,094
	Tratamiento * Ciclo	2	7,569	0,684	0,533

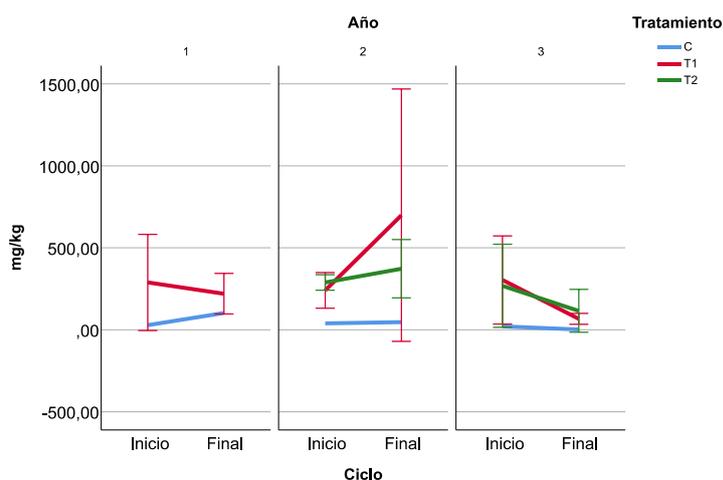


Figura 64. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sulfatos en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 101. Valores de sulfatos en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Sulfatos (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	121,00	50,25	15,28	4,65	17,77	9,77
T (1)	129,10	61,78	30,44	5,82	25,79	14,40
T (2)	100,70	101,70	29,99	7,55	21,36	18,70
T (3)	104,50	66,55	21,68	4,66	22,62	14,10
T (4)	25,40	68,59	20,41	5,50	21,08	19,40

Tabla 102. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de sulfatos en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,969	0,015	0,908
	Ciclo	1	3,969	2,527	0,188
	Tratamiento * Ciclo	1	3,969	1,051	0,364
Año 2	Tratamiento	1	3,312	3,603	0,145
	Ciclo	1	3,312	24,759	0,012
	Tratamiento * Ciclo	1	3,312	2,234	0,224
Año 3	Tratamiento	1	5,645	8,984	0,026
	Ciclo	1	5,645	12,722	0,013
	Tratamiento * Ciclo	1	5,645	0,241	0,642

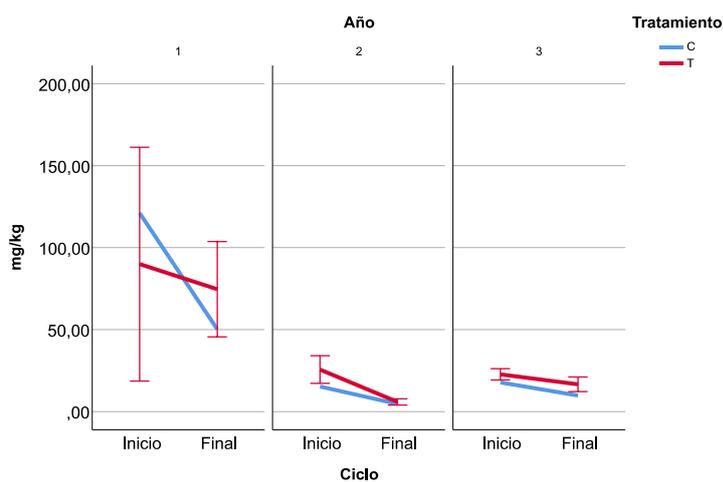


Figura 65. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de sulfatos en el suelo en cultivo de cereal.

Tabla 103. Valores de cloruros en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Cloruros (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	20,55	29,24	102,60	62,87	25,03	57,35
T1 (1)	115,86	139,15	79,60	42,51	33,08	65,31
T1 (2)	251,83	169,41	122,30	896,24	17,83	124,98
T1 (3)	169,00	312,59	109,40	330,17	21,34	156,33
T1 (4)	237,65	167,30	76,00	130,33	42,64	279,85
T2 (1)			426,70	165,21	24,64	335,08
T2 (2)			435,80	565,80	20,60	136,78
T2 (3)			465,80	720,50	22,66	189,90
T2 (4)			307,60	747,85	20,71	219,54

Tabla 104. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cloruros en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,746	9,196	0,024
	Ciclo	1	5,746	0,012	0,917
	Tratamiento * Ciclo	1	5,746	0,002	0,965
Año 2	Tratamiento	2	6,293	3,476	0,096
	Ciclo	1	6,293	0,744	0,420
	Tratamiento * Ciclo	2	6,293	0,333	0,728
Año 3	Tratamiento	2	6,104	1,429	0,310
	Ciclo	1	6,104	11,170	0,015
	Tratamiento * Ciclo	2	6,104	1,635	0,270

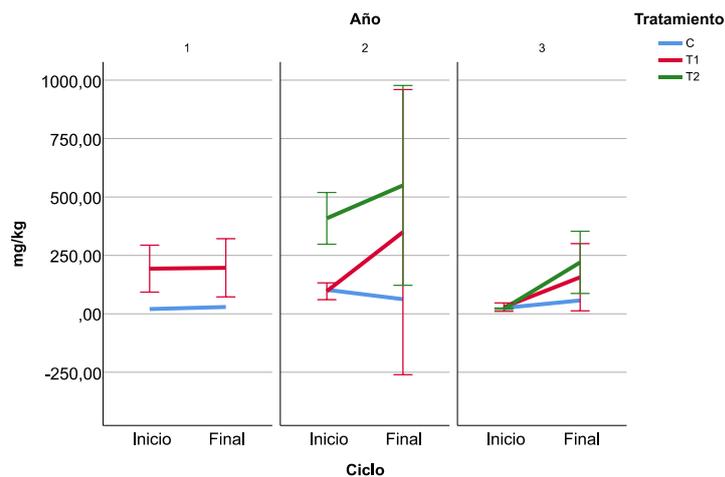


Figura 66. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cloruros en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 105. Valores de cloruros en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Cloruros (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	17,19	31,10	51,80	63,79	17,70	80,34
T1 (1)	129,42	120,00	261,10	774,77	47,69	359,35
T1 (2)	153,94	157,10	164,80	160,40	53,29	259,39
T1 (3)	172,26	209,10	296,30	259,71	119,47	201,04
T1 (4)	178,73	196,00	261,10	252,54	399,27	189,66
T2 (1)			160,70	204,44	73,11	129,82
T2 (2)			216,80	178,69	44,27	130,99
T2 (3)			273,20	154,81	52,63	127,04
T2 (4)			276,10	122,67	39,56	90,01

Tabla 106. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cloruros en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,655	29,882	0,003
	Ciclo	1	4,655	0,254	0,637
	Tratamiento * Ciclo	1	4,655	0,001	0,971
Año 2	Tratamiento	2	6,932	2,603	0,143
	Ciclo	1	6,932	0,059	0,815
	Tratamiento * Ciclo	2	6,932	0,784	0,493
Año 3	Tratamiento	2	8,625	10,492	0,005
	Ciclo	1	8,625	34,948	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	8,625	12,794	0,003

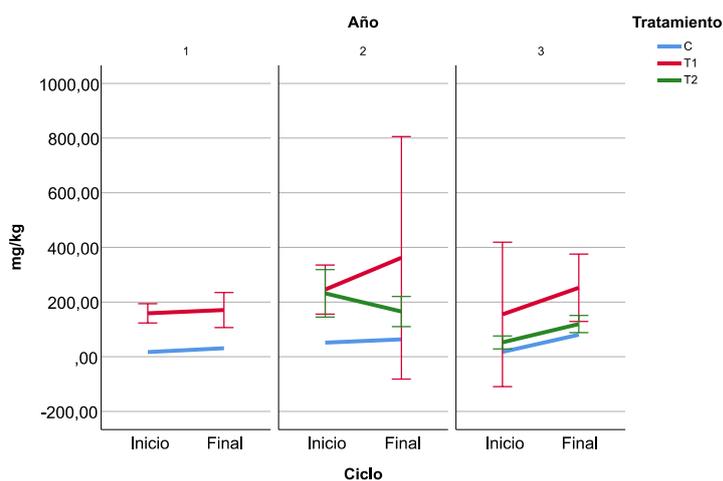


Figura 67. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cloruros en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 107. Valores de cloruros en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Cloruros (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	71,43	91,57	17,10	7,99	15,96	7,71
T (1)	60,14	75,37	16,50	7,65	13,94	12,63
T (2)	50,73	74,49	21,50	8,20	17,42	8,08
T (3)	53,07	89,85	15,00	7,47	14,57	6,87
T (4)	67,17	64,29	15,80	6,62	15,65	10,58

Tabla 108. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cloruros en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,398	4,122	0,094
	Ciclo	1	5,398	7,103	0,041
	Tratamiento * Ciclo	1	5,398	0,018	0,899
Año 2	Tratamiento	1	3,299	0,015	0,911
	Ciclo	1	3,299	31,423	0,009
	Tratamiento * Ciclo	1	3,299	0,032	0,868
Año 3	Tratamiento	1	4,871	0,143	0,721
	Ciclo	1	4,871	17,781	0,009
	Tratamiento * Ciclo	1	4,871	0,513	0,507

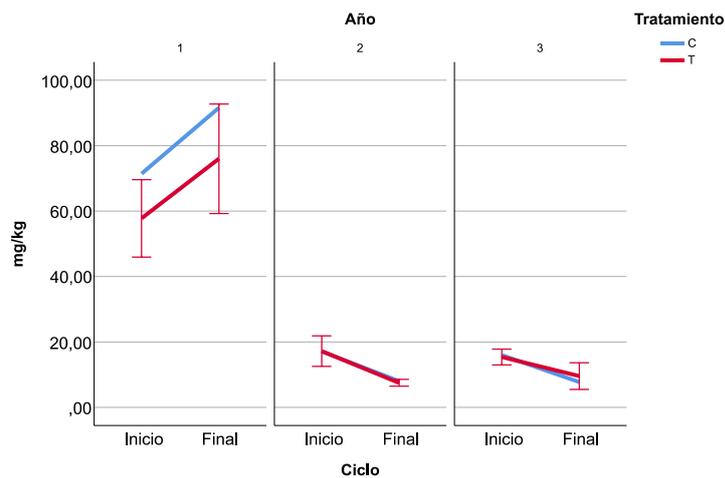


Figura 68. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cloruros en el suelo en cultivo de cereal.

Tabla 109. Valores de fosfatos en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Fosfatos (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,21	<1,00	<1,00	<1,00	6,39	<1,00
T1 (1)	48,66	99,00	14,10	<1,00	<1,00	<1,00
T1 (2)	635,24	156,00	12,20	<1,00	<1,00	<1,00
T1 (3)	113,02	188,90	17,00	12,88	<1,00	<1,00
T1 (4)	514,35	248,00	27,10	<1,00	<1,00	<1,00
T2 (1)			38,80	<1,00	<1,00	<1,00
T2 (2)			73,10	<1,00	<1,00	<1,00
T2 (3)			39,30	<1,00	<1,00	<1,00
T2 (4)			34,20	<1,00	<1,00	<1,00

Tabla 110. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fosfatos en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,275	2,251	0,223
	Ciclo	1	3,275	0,218	0,670
	Tratamiento * Ciclo	1	3,275	0,217	0,671
Año 2	Tratamiento	2	7,142	5,628	0,034
	Ciclo	1	7,142	11,521	0,011
	Tratamiento * Ciclo	2	7,142	6,919	0,021

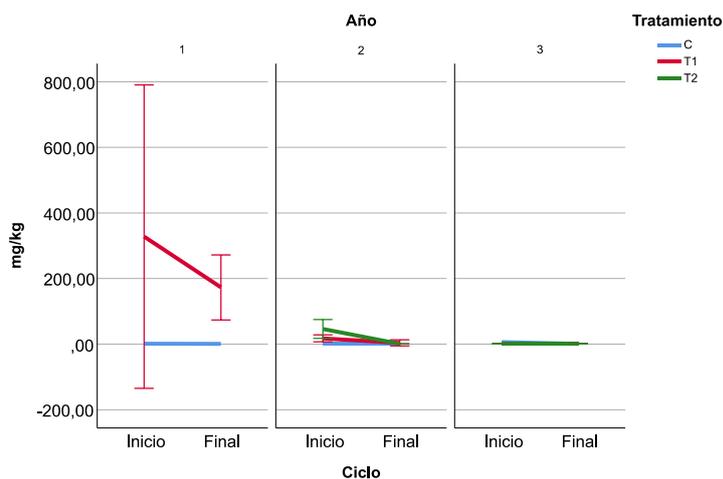


Figura 69. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fosfatos en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 111. Valores de fosfatos en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Fosfatos (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	7,95	<1,00
T1 (1)	425,22	337,20	13,90	14,49	14,05	<1,00
T1 (2)	510,76	253,60	7,80	16,05	23,34	<1,00
T1 (3)	442,05	503,30	25,10	13,78	18,00	<1,00
T1 (4)	762,49	637,30	30,90	25,71	17,63	<1,00
T2 (1)			55,83	<1,00	12,79	<1,00
T2 (2)			48,17	29,31	19,36	<1,00
T2 (3)			51,77	13,72	8,59	<1,00
T2 (4)			51,65	<1,00	8,18	<1,00

Tabla 112. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fosfatos en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,948	13,901	0,010
	Ciclo	1	5,948	0,156	0,706
	Tratamiento * Ciclo	1	5,948	0,156	0,707
Año 2	Tratamiento	2	11,142	10,326	0,003
	Ciclo	1	11,142	7,275	0,021
	Tratamiento * Ciclo	2	11,142	10,246	0,003
Año 3	Tratamiento	2	6,001	2,871	0,133
	Ciclo	1	6,001	40,186	0,001
	Tratamiento * Ciclo	2	6,001	2,892	0,132

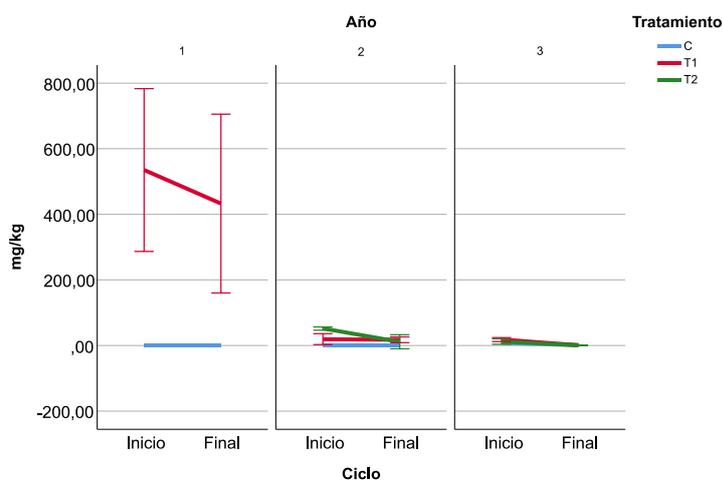


Figura 70. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fosfatos en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 113. Valores de fosfatos en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Fosfatos (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00
T (1)	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	6,33	< 1,00
T (2)	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	7,05	< 1,00
T (3)	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	6,23	< 1,00
T (4)	< 1,00	< 1,00	< 1,00	< 1,00	6,07	< 1,00

Tabla 114. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de fosfatos en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 3	Tratamiento	1	3,080	124,593	0,001
	Ciclo	1	3,080	122,316	0,001
	Tratamiento * Ciclo	1	3,080	122,316	0,001

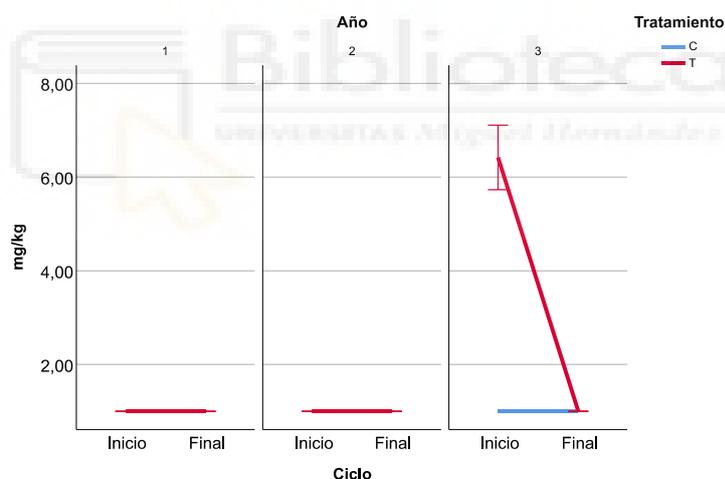


Figura 71. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de fosfatos en el suelo en cultivo de cereal.

Con relación a los resultados obtenidos sobre los contenidos de cloruros en suelos de nuestro estudio (tablas 103, 105 y 107), muestra claramente una incidencia en este parámetro, cuando los lodos EDAR son introducidos como enmienda orgánica en suelos agrícolas. Tanto para almendro como para nectarina, los suelos enmendados con lodo presentan valores mucho mayores que los suelos control; esto es muy patente en los momentos en que se introducen dichos lodos (primer y segundo año); pero, aun así, en el tercer año también se aprecian valores más elevados al final del experimento en algunas de las muestras de suelos enmendados de cultivos leñosos, con relación a suelos control. Cuando se trata del cultivo del cereal, hay muy escasas diferencias entre suelos enmendados y suelos control, parece pues muy claro que el manejo diferente de aplicación de lodos en arbolado con respecto al cereal, tal y como se señaló en el diseño de los experimentos, son responsables de estas diferencias.

Con relación a los fosfatos determinados en los suelos de nuestro estudio (tablas 109, 111 y 113), nuestros datos reflejan, al igual que para los cloruros, un diferente comportamiento entre cultivos arbóreos, y cereal; en el almendro y nectarina, los suelos enmendados en el primer año, muestran valores bastante más elevados que en los suelos control de dicho primer año; en el segundo y tercer año, las diferencias son mucho menores, quizá por la incidencia del propio cultivo y sus exigencias sobre la asimilación de nutrientes como el P. El cultivo de cereal, muestra muy escasas diferencias entre fosfatos en suelos, entre aquellos enmendados y los no enmendados; se vuelve por tanto a poner de manifiesto, la incidencia que tiene el diferente manejo de aplicación de lodos EDAR entre cultivos de arbolado, y cultivos de cereal.

4.3.8. Carbono en el suelo

Un parámetro importante en los suelos, cuando se llevan a cabo estudios como el realizado en esta Tesis Doctoral, es el carbono. Quizá desde nuestra perspectiva en ciencia del suelo, y tanto cuando se habla de suelos agrícolas, o no agrícolas, el carbono (C), y más en concreto, el carbono orgánico, es un elemento clave para actuar como indicador de la calidad y salud de los suelos, ya que colabora de manera positiva con prácticamente todas las propiedades importantes del suelo, tanto en las físicas, como en las químicas o en las biológicas (Calvo de Anta, 2020). Y desde un punto de vista estricto de este trabajo, el C orgánico tiene esencial importancia cuando se trata de suelos que han incorporado materiales orgánicos exógenos, como en nuestro caso pueden ser los lodos EDAR (García et al., 2017). Su importancia estriba tanto en el propio carbono que incorporan los mencionados materiales orgánicos, como en el efecto que pueden imprimir sobre el C autóctono del suelo.

Los suelos pueden almacenar diferentes formas de carbono como parte del proceso del ciclo de este elemento. Estas formas pueden ser muy estables y permanecer en el suelo durante miles de años o pueden descomponerse en unas pocas horas (García et al. 2018). El suelo almacena más carbono que la atmósfera y las plantas juntas. El carbono del suelo puede estar como formas de carbono orgánico e inorgánico; el carbono orgánico incluye materia vegetal en descomposición, organismos y microbios del suelo y compuestos de carbono como azúcares, almidones, proteínas, carbohidratos, lignina, ceras, resinas y ácidos orgánicos; el carbono inorgánico tiene una base mineral y la forma más común es el carbonato de calcio.

El carbono orgánico total del suelo es un componente medible de la materia orgánica del suelo. La materia orgánica constituye solo del 2 al 10 % de la masa del suelo y tiene un papel importante en su función física, química y biológica (Coll, 2020). El carbono orgánico del suelo (almacenado en la materia orgánica del suelo) es crucial para la salud del suelo, la fertilidad y los servicios de los ecosistemas, incluida la producción de alimentos, lo que hace que su conservación y restauración sean esenciales para el desarrollo sostenible. Es probable que los suelos con alto contenido de carbono sean más productivos y más capaces de filtrar y purificar el agua. El carbono orgánico del suelo juega un papel importante en el cambio climático, presentando tanto una amenaza (por su posible pérdida debido a la mineralización que puede sufrir), como una oportunidad para ayudar a cumplir los objetivos del acuerdo de París (incremento del 4 x 1000 en suelos). La materia orgánica contribuye a la retención y renovación de nutrientes, la estructura del suelo, la retención y disponibilidad de humedad, la degradación de contaminantes y el secuestro de carbono (García et al, 2018).

El carbono orgánico del suelo se refiere únicamente al componente de carbono que encontramos dentro de los compuestos orgánicos. Dicho C orgánico tiene gran incidencia en el secuestro de carbono, que se ha sugerido como una forma de mitigar el cambio climático mediante la reducción del dióxido de carbono atmosférico. El argumento es que pequeños aumentos de este carbono en áreas muy grandes de tierras agrícolas y de pastoreo reducirán significativamente el dióxido de carbono atmosférico. Para que la reducción sea duradera, la materia orgánica tendría que estar en las fracciones más estables o resistentes.

Tabla 115. Valores de carbono orgánico en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
COT (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,79	0,55	0,33	0,63	0,79	0,44
T1 (1)	0,92	1,71	1,33	2,65	2,45	0,80
T1 (2)	6,39	2,20	1,16	1,15	2,66	0,81
T1 (3)	1,63	1,71	2,69	1,27	1,23	0,90
T1 (4)	3,00	2,18	1,56	1,07	1,71	0,81
T2 (1)			1,80	0,77	0,98	0,61
T2 (2)			2,37	0,68	1,22	0,41
T2 (3)			1,71	0,65	1,24	0,83
T2 (4)			1,58	0,93	2,08	0,78

Tabla 116. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de carbono orgánico en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,078	1,734	0,277
	Ciclo	1	3,078	0,219	0,671
	Tratamiento * Ciclo	1	3,078	0,084	0,790
Año 2	Tratamiento	2	11,996	3,506	0,063
	Ciclo	1	11,996	1,043	0,327
	Tratamiento * Ciclo	2	11,996	2,218	0,151
Año 3	Tratamiento	2	6,684	3,668	0,084
	Ciclo	1	6,684	9,574	0,019
	Tratamiento * Ciclo	2	6,684	1,053	0,400

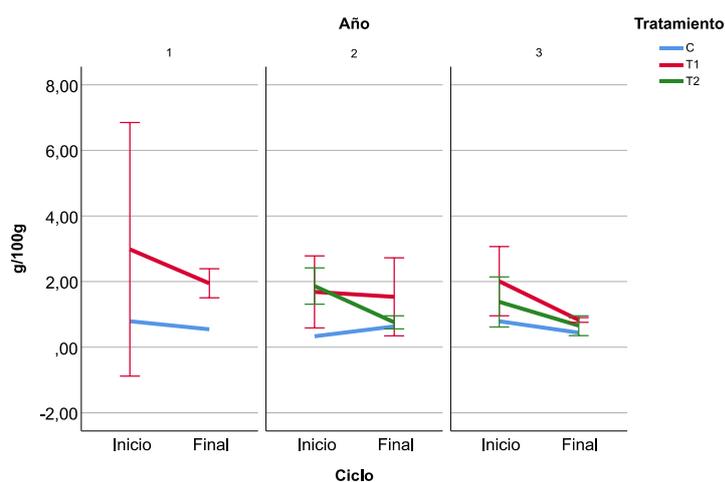


Figura 72. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de carbono orgánico en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 117. Valores de carbono orgánico en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
COT (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,48	0,51	0,47	0,41	0,92	0,79
T1 (1)	2,40	1,92	1,81	0,85	1,04	0,97
T1 (2)	1,73	1,68	1,92	0,81	2,54	0,73
T1 (3)	2,42	1,71	1,86	0,94	1,52	0,64
T1 (4)	2,76	1,62	1,90	1,24	1,33	0,77
T2 (1)			1,69	0,73	1,50	1,06
T2 (2)			1,56	0,99	2,41	0,72
T2 (3)			1,53	0,86	1,34	0,68
T2 (4)			1,58	0,72	1,00	0,93

Tabla 118. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de carbono orgánico en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,545	37,146	0,005
	Ciclo	1	3,545	1,258	0,332
	Tratamiento * Ciclo	1	3,545	1,540	0,290
Año 2	Tratamiento	2	7,578	49,530	0,000
	Ciclo	1	7,578	65,780	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	7,578	9,521	0,009
Año 3	Tratamiento	2	6,781	0,502	0,626
	Ciclo	1	6,781	4,491	0,073
	Tratamiento * Ciclo	2	6,781	0,460	0,650

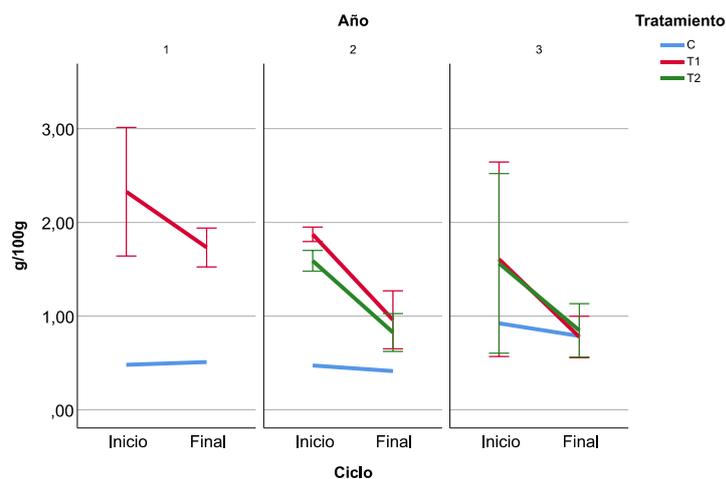


Figura 73. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de carbono orgánico en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 119. Valores de carbono orgánico en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
COT (g/100g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,42	1,23	1,30	1,28	1,31	1,42
T (1)	1,35	1,34	1,33	1,29	1,64	1,44
T (2)	1,40	1,25	1,33	0,88	1,94	1,36
T (3)	1,37	1,28	1,23	1,16	1,43	1,21
T (4)	1,60	1,53	1,68	1,00	1,85	1,62

Tabla 120. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de carbono orgánico en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,955	0,465	0,521
	Ciclo	1	5,955	2,006	0,207
	Tratamiento * Ciclo	1	5,955	0,333	0,585
Año 2	Tratamiento	1	5,948	0,109	0,753
	Ciclo	1	5,948	1,223	0,312
	Tratamiento * Ciclo	1	5,948	0,944	0,369
Año 3	Tratamiento	1	5,562	1,541	0,264
	Ciclo	1	5,562	0,395	0,554
	Tratamiento * Ciclo	1	5,562	1,698	0,244

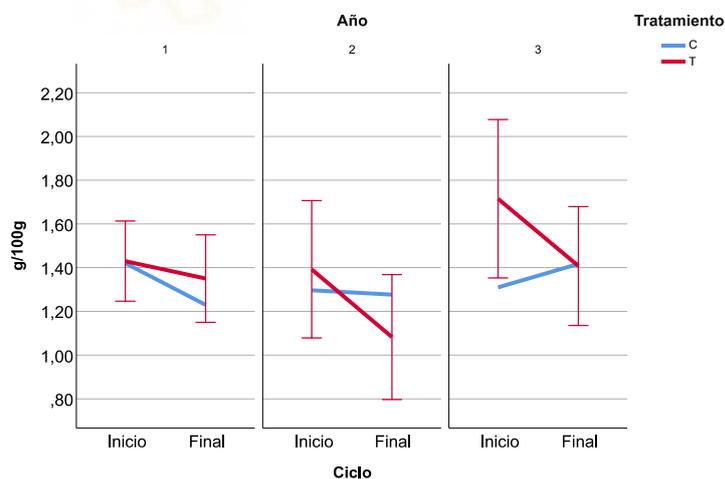


Figura 74. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de carbono orgánico en el suelo en cultivo de cereal.

Es importante señalar tal y como hemos indicado anteriormente, que los lodos tratados de EDAR es una fuente exógena de C orgánico para los suelos agrícolas (Coll, 2020). En este caso, los compuestos orgánicos que constituyen el carbono orgánico del lodo pueden oxidarse a través de la mineralización, o quizá humificarse, y contribuir al secuestro y fijación de C en el suelo. Los lodos de depuradora contienen una gran cantidad de carbono orgánico, este hecho debería mejorar las propiedades del suelo tanto físicas, químicas y biológicas, incrementando por tanto su calidad. La presencia elevada de carbono en el suelo es favorable, pero lo ideal sería que este nivel de carbono no disminuyera demasiado rápido después de haber sido incorporado al suelo motivado por una mineralización excesiva.

El carbono orgánico detectado en los suelos de nuestro ensayo (tablas 115, 117 y 119), pone de manifiesto que la aplicación de lodos como enmienda orgánica, consigue incrementar dicho carbono orgánico en aquellos suelos donde se adicionan (suelos “receptores”). Este efecto es similar en los dos suelos de arbolado (almendro y nectarina), en los que se observa el mencionado incremento de manera muy clara; el carbono orgánico varía mucho menos entre suelos enmendados y control, en el cultivo del cereal. Posiblemente, el diferente manejo a la hora de incorporar lodos (a toda la parcela, enterrado en la capa arable en el caso del cereal, o bien en línea a lo largo del arbolado), ha influido en el mencionado comportamiento.

Se señala que el primer argumento de usar lodos EDAR como enmienda orgánica al suelo, capaz de incrementar el valor exógeno de este importante elemento en ese suelo receptor, se ha cumplido: los lodos EDAR son materiales orgánicos que consiguen incrementar el C orgánico de los suelos donde se aplican. Hay que tener presente además que dicho carbono, cuyo incremento observado se debe claramente a la enmienda aplicada (lodo EDAR en nuestro caso), podría en parte ser secuestrado en el suelo, y contribuir a la mitigación del cambio climático. Los mayores valores de carbono orgánico en los suelos se aprecia al inicio de los ciclos en los que el lodo es adicionado al mencionado suelo, disminuyendo en general su valor, al final de dicho ciclo, que es donde pueden haberse producido procesos de mineralización del mencionado carbono orgánico.

El efecto apreciado sobre el carbono orgánico de los suelos con aplicación de lodo se considera positivo, ya que repercutirá en un incremento sobre la materia orgánica de dichos suelos, y por tanto, favorablemente sobre sus propiedades físicas, químicas y biológicas, así como sobre su fertilidad edáfica.

4.3.9. Metales Pesados

Este apartado merece un comentario particular dentro de nuestro estudio. Si existe hoy en día una resistencia alta al reciclado en el suelo de lodos EDAR, en particular cuando se deriva a un uso agrícola de los mismos, es el contenido en metales pesados que pueden incorporar. De todos los elementos contenidos en los lodos, los metales pesados se pueden considerar de los más peligrosos. Esto origina que hacia ellos vayan enfocados una gran parte de los trabajos de investigación desarrollados, tanto en lo que se refiere a su origen, como en lo que respecta a la cantidad y forma en que se presentan dentro de los lodos (Legret et al., 1985; Campanella et al., 1987; Brennan, 1991; Mingot et al., 1995; Zufiaurre et al., 1998; Mata-Álvarez et al., 2000; Su and Wong, 2004).

Indudablemente, parece claro que este hecho sea trascendental para el uso propuesto (enmiendas orgánicas), ya que el metal puede pasar del lodo al suelo, de éste a la planta, y de la planta a los animales y/o al ser humano; podría pues existir una incorporación de este contaminante a la cadena trófica. En primer lugar, somos conscientes de que a la hora de la peligrosidad de un metal pesado que se incorpora al suelo, es de interés conocer el contenido en fracciones de ese metal más acordes con su disponibilidad que no el metal total, pero la legislación actual sólo señala en sus normativas cantidades totales. En segundo lugar, hay que mentalizarse que las cantidades de metal que se pueden adicionar a los suelos con materiales orgánicos como los lodos cada vez serán menores, y eso debe ser así; el suelo no puede reciclar este tipo de compuestos, y los lodos deberían de contener una cantidad mínima de los mismos si se quieren mantener en los suelos, con ánimo de no mantener elevados riesgos de toxicidad. Por último, señalar que si un lodo en particular mantiene elevadas concentraciones de metal no debe ser

empleado como enmienda orgánica, sino que otras salidas (incineración, vertederos de seguridad) deberían ser contempladas.

La contaminación por metales pesados lleva consigo la difusión de éstos en el medio ambiente y sus efectos negativos sobre los sistemas vivos. Además, aunque se admite que los metales pesados se acumulan principalmente en el horizonte superficial del suelo (Kelling, 1977; Moreno, 1985; Taylor et al., 1995; Walter and Cuevas, 1999), quedando ligados a los coloides o incluso insolubilizados, una pequeña fracción de los mismos puede llegar a contaminar el nivel freático y las aguas subterráneas, principalmente en los casos de suelos permeables y erosionados.

En este trabajo de Tesis Doctoral y como se expuso anteriormente, hemos considerado de interés conocer no sólo los niveles de metales pesados en los lodos utilizados para nuestro ensayo, sino también se han determinado su contenido en los suelos receptores de dichos lodos, al ser utilizados como enmienda orgánica. Los metales determinados han sido Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr y Hg total. Estos siete metales tienen efectos tóxicos en concentraciones excesivas, tanto para la actividad microbológica del suelo como para las plantas y los subsiguientes eslabones de la cadena trófica (animales y hombre) (Moreno, 1997). Sin embargo, hemos de tener presente que el Cu y el Zn son también micronutrientes necesarios a concentraciones adecuadas. El Ni funciona como coenzima de la ureasa, mientras que el Cd no tiene un papel esencial conocido (Poschenreider and Barceló, 2004). De los metales pesados más comunes, y aunque todos pueden ser peligrosos, el Cd es de los más problemáticos, así como el Ni, el cual es particularmente dañino a nivel ambiental. En estudios realizados por Renella et al. (2003), se señala que, entre los metales pesados contaminantes del suelo, el Cd y el Ni son de los más tóxicos, mientras que el Cu y el Zn pueden ser menos tóxicos, aunque también es cierto que generalmente están presentes en altas concentraciones.

Para la caracterización de los suelos objeto de estudio, se han determinado los metales pesados totales por digestión con microondas y posterior cuantificación con ICP Óptico, metodología demostrada ya como sumamente efectiva para la determinación de este tipo de elementos en materiales orgánicos y suelos. Este método proporciona pues buenos resultados tanto para lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales y para suelos enmendados con materiales orgánicos, siendo particularmente recomendable por su reproducibilidad (Berrow and Stein, 1983; Welte and Montiel, 1985; Nieuwenhuize et al., 1991; Ščančar et al., 2000).

4.3.9.1. Cadmio

El cadmio es un metal que afecta negativamente a la actividad biológica del suelo, al metabolismo de las plantas, así como a la salud humana y animal. La contaminación del suelo por cadmio es un riesgo que puede ser la consecuencia de una acumulación inducida por el hombre, pero también puede ser causado por el origen y formación del propio suelo. El cadmio no es un elemento esencial para las plantas, sin en cambio es absorbido por el sistema radicular y por las hojas al igual que es acumulado en el suelo. El cadmio es muy móvil en suelos con pH de 4,5 a 5,5 mientras que en suelos alcalinos es bastante inmóvil (Kabata-Pendias, 2000). Los lodos de depuración y los abonos fosfatados se conocen como fuentes importantes de cadmio (Fleischer et al., 1975), y de ahí la importancia de considerarlo en este trabajo de Tesis Doctoral.

Cabe destacar que las concentraciones de cadmio en el suelo pueden verse modificadas por las propias variaciones químicas de dicho suelo, por la absorción de las raíces de las plantas, por aporte externo por escurrimiento superficial, o por la meteorización de las rocas y volatilización en formas orgánicas; aunque estos aportes pudieran considerarse mínimos en comparación con los aportes en el agua de riego, fertilizantes y aporte atmosférico (Chen et al., 2007). Sin embargo, si se puede concluir interpretando los datos obtenidos, que los suelos aplicados con lodo de depuración en este estudio, en ningún caso se sobrepasa los límites establecidos por la legislación en vigor y documentos de trabajo.

Tabla 121. Valores de cadmio en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Cadmio (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (1)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (2)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (3)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (4)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (1)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (2)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (3)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (4)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

LC de cadmio 0,5 mg kg⁻¹.

Tabla 122. Valores de cadmio en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Cadmio (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (1)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (2)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (3)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T1 (4)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (1)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (2)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (3)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T2 (4)			<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

LC de cadmio 0,5 mg kg⁻¹.

Tabla 123. Valores de cadmio en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Cadmio (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T (1)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T (2)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T (3)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
T (4)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

LC de cadmio 0,5 mg kg⁻¹.

Los valores máximos obtenidos en los suelos aplicados con lodo han sido inferiores a 0,5 mg kg⁻¹ (tablas 121, 122 y 123), siendo los límites establecidos de cadmio para los suelos receptores con un pH superior a 7 como es el caso de este estudio, de 3 mg kg⁻¹, 1,5 mg kg⁻¹ y 1,5 mg kg⁻¹, valores marcados para el Real Decreto 1310/1990, para la propuesta de modificación de Directiva de lodos del año 2003, y para el documento de trabajo de la Comisión Europea del año 2010 respectivamente.

Del mismo modo, tampoco se superan los límites establecidos para las cantidades anuales que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años para el Real Decreto de lodos y de tres años para la propuesta de modificación de la Directiva y del documento de trabajo de la Comisión Europea fijados en $0,15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, $0,015 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $0,015 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, valores marcados para el Real Decreto 1310/1990, para la propuesta de modificación de Directiva de lodos del año 2003, y para el documento de trabajo de la Comisión Europea del año 2010 respectivamente.

4.3.9.2. Cobre

El cobre en forma soluble en el suelo es muy importante para la agricultura, tiene capacidad para reaccionar químicamente con los componentes minerales y orgánicos del suelo. El cobre móvil más común en el entorno superficial es el catión con la valencia +2. La fijación del cobre en el suelo está relacionada con la adsorción, oclusión y coprecipitación, los quelantes orgánicos y complejantes, y con la fijación microbiana (Kabata-Pendias, 2000).

La fijación de cobre en el suelo está relacionada con la formación de complejos orgánicos y depende en gran medida del pH del suelo (Studenikina, 1999). La materia orgánica afecta al comportamiento del cobre en suelo, ya que los ácidos húmicos y fúlvicos forman complejos estables cuando el cobre está presente en pequeñas cantidades, y la materia orgánica puede modificar varias reacciones del cobre con componentes inorgánicos del suelo.

Los lodos de depuración aplicados en suelos puede ser una fuente de cobre para las plantas que, sin adecuado manejo, podrían generar efectos adversos para las plantas y las aguas subterráneas. Una elevada concentración de cobre en el suelo podría influir en una disminución del crecimiento de las plantas y un retraso del desarrollo radicular. Los cultivos necesitan para un crecimiento adecuado, una concentración óptima de cobre y un equilibrio de los elementos químicos para evitar antagonismos.

La totalidad de los valores obtenidos de cobre en los suelos de los tres cultivos estudiados (tablas 124, 126 y 128) cumplen con los valores límite establecidos de cobre para los suelos receptores con un pH superior a 7, que es de 210 mg kg^{-1} , 100 mg kg^{-1} y 100 mg kg^{-1} , valores marcados para el Real Decreto 1310/1990, para la propuesta de modificación de Directiva de lodos del año 2003, y para el documento de trabajo de la Comisión Europea del año 2010 respectivamente.

Del mismo modo, tampoco se superan los límites establecidos para las cantidades anuales que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años para el Real Decreto de lodos y de tres años para la propuesta de modificación de la Directiva y del documento de trabajo de la Comisión Europea fijados en $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ respectivamente.

4.3.9.3. Cromo

El cromo se encuentra en estado de oxidación variable de +2 a +6. El Cr^{+3} es la forma generalizada en la que se encuentra en el suelo y es ligeramente móvil en suelos muy ácidos, siendo a pH 5,5 cuando se precipita prácticamente en su totalidad. El comportamiento del cromo en el suelo está influenciado por el pH y por el potencial redox. A nivel vegetal, el cromo tiene un efecto positivo en el crecimiento de las plantas, en suelos con bajo contenido de cromo soluble (Mertz, 1969).

El Cr^{+3} es un elemento necesario en la nutrición humana y animal, y se encuentra de forma natural en carnes, frutas y legumbres, pero un exceso de este elemento puede generar problemas adversos a la salud. Por el contrario, el Cr^{+6} es tóxico para la salud humana y las plantas. El cromo en el suelo es proveniente de diversas fuentes entre las que se encuentran los lodos de depuración. Por ello, es muy importante un buen manejo del suelo ya que un uso inadecuado mediante la adición inadecuada de cromo por cualquier fuente posible, puede generar la acumulación de este elemento en el suelo. La aplicación fósforo, enmienda caliza y materia orgánica son eficaces para reducir la toxicidad del cromato en los suelos contaminados por cromo (Kabata-Pendias, 2000).

Tabla 124. Valores de cobre en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Cobre (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	9,36	8,47	13,26	14,27	17,97	7,97
T1 (1)	14,20	12,00	23,57	20,67	27,40	13,66
T1 (2)	23,00	20,20	24,29	17,06	24,30	12,96
T1 (3)	16,70	11,50	26,07	20,56	21,94	14,95
T1 (4)	27,20	13,10	22,69	22,94	26,80	13,08
T2 (1)			15,93	18,99	20,12	11,14
T2 (2)			16,59	15,63	19,22	10,76
T2 (3)			18,07	15,28	16,91	12,12
T2 (4)			14,85	20,73	20,69	10,75

Tabla 125. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cobre en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,309	4,305	0,089
	Ciclo	1	5,309	0,753	0,423
	Tratamiento * Ciclo	1	5,309	0,418	0,545
Año 2	Tratamiento	2	9,308	20,301	0,000
	Ciclo	1	9,308	0,190	0,673
	Tratamiento * Ciclo	2	9,308	3,436	0,076
Año 3	Tratamiento	2	7,623	20,038	0,001
	Ciclo	1	7,623	112,768	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	7,623	2,261	0,169

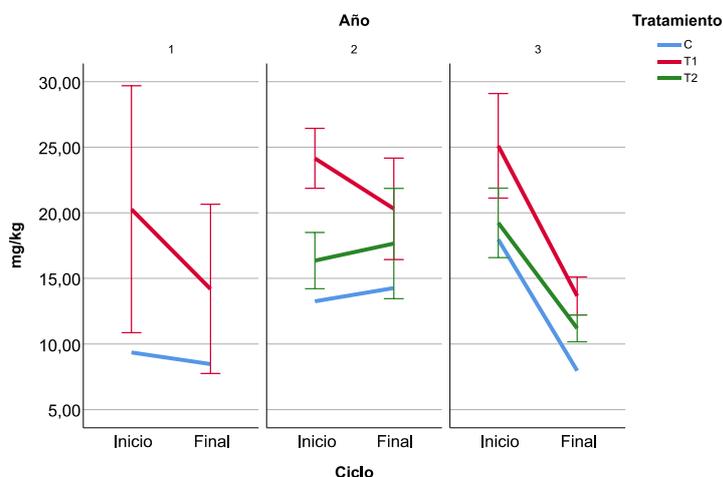


Figura 75. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cobre en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 126. Valores de cobre en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Cobre (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	4,41	6,33	7,92	6,17	10,86	7,77
T1 (1)	13,37	6,67	12,74	9,11	15,38	13,48
T1 (2)	7,84	6,41	11,13	9,48	20,08	10,65
T1 (3)	15,77	6,63	13,39	11,23	14,75	9,00
T1 (4)	8,64	5,27	12,92	14,08	13,43	9,76
T2 (1)			10,44	8,53	12,14	9,91
T2 (2)			9,69	11,76	15,48	10,08
T2 (3)			9,40	9,55	12,79	9,77
T2 (4)			11,60	11,23	12,22	10,41

Tabla 127. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cobre en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,181	2,576	0,202
	Ciclo	1	3,181	0,565	0,504
	Tratamiento * Ciclo	1	3,181	2,699	0,194
Año 2	Tratamiento	2	8,939	7,932	0,010
	Ciclo	1	8,939	1,595	0,239
	Tratamiento * Ciclo	2	8,939	0,608	0,566
Año 3	Tratamiento	2	9,822	3,971	0,054
	Ciclo	1	9,822	11,722	0,007
	Tratamiento * Ciclo	2	9,822	0,648	0,544

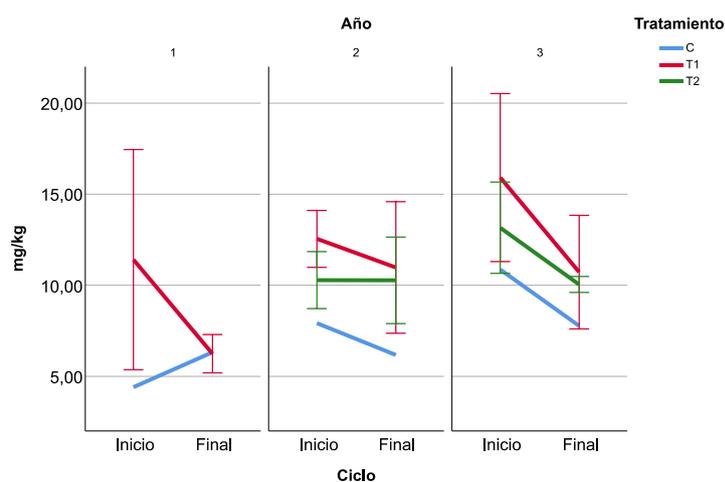


Figura 76. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cobre en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 128. Valores de cobre en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Cobre(mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	39,08	4,99	5,96	7,72	7,89	8,78
T (1)	38,12	6,50	6,29	8,38	8,17	9,14
T (2)	37,90	5,02	5,81	8,06	7,85	9,20
T (3)	38,90	5,56	5,48	7,70	6,86	8,56
T (4)	42,02	6,65	7,05	6,42	8,82	10,38

Tabla 129. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cobre en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,969	0,228	0,658
	Ciclo	1	3,969	858,136	0,000
	Tratamiento * Ciclo	1	3,969	0,117	0,749
Año 2	Tratamiento	1	5,704	0,009	0,927
	Ciclo	1	5,704	6,977	0,040
	Tratamiento * Ciclo	1	5,704	0,050	0,831
Año 3	Tratamiento	1	5,973	0,210	0,663
	Ciclo	1	5,973	3,326	0,118
	Tratamiento * Ciclo	1	5,973	0,167	0,697

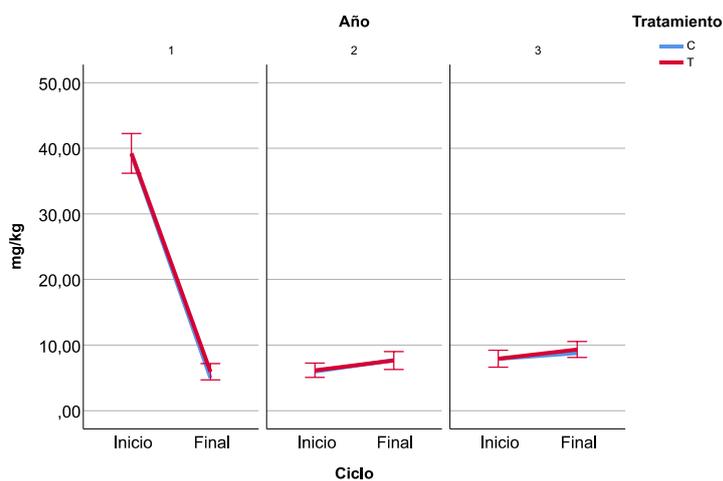


Figura 77. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cobre en el suelo en cultivo de cereal.

Tabla 130. Valores de cromo en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Cromo (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	11,07	9,17	22,23	21,50	25,76	17,49
T1 (1)	16,70	8,70	32,37	33,15	38,30	31,34
T1 (2)	16,13	16,70	28,76	31,81	38,92	28,32
T1 (3)	16,97	7,50	29,05	35,13	35,73	31,06
T1 (4)	16,77	19,00	28,05	37,05	40,46	27,17
T2 (1)			29,15	34,38	32,23	23,83
T2 (2)			28,18	29,77	31,78	23,44
T2 (3)			30,78	30,31	28,66	25,42
T2 (4)			28,62	33,57	37,21	23,55

Tabla 131. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cromo en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,024	2,139	0,239
	Ciclo	1	3,024	0,753	0,449
	Tratamiento * Ciclo	1	3,024	0,076	0,801
Año 2	Tratamiento	2	10,627	21,058	0,000
	Ciclo	1	10,627	3,992	0,072
	Tratamiento * Ciclo	2	10,627	1,623	0,243
Año 3	Tratamiento	2	9,384	26,743	0,000
	Ciclo	1	9,384	40,592	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	9,384	0,027	0,974

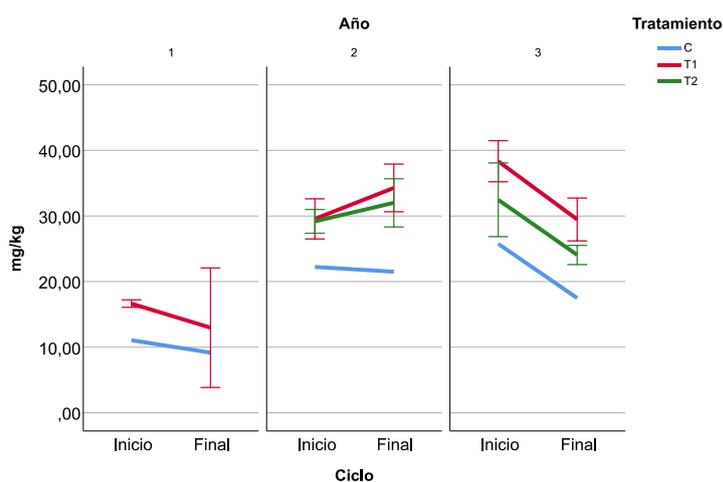


Figura 78. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cromo en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 132. Valores de cromo en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Cromo (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	8,07	9,07	17,44	14,11	16,43	13,77
T1 (1)	11,23	10,63	18,98	20,47	20,03	18,12
T1 (2)	10,20	10,67	18,32	19,86	19,10	16,39
T1 (3)	11,60	7,83	18,65	19,31	19,05	14,12
T1 (4)	9,26	8,40	17,36	20,07	19,47	14,13
T2 (1)			17,77	21,18	20,91	15,47
T2 (2)			17,98	20,43	20,54	13,62
T2 (3)			17,63	19,26	20,45	15,38
T2 (4)			18,43	19,99	20,42	17,05

Tabla 133. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cromo en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,424	1,913	0,221
	Ciclo	1	5,424	0,009	0,926
	Tratamiento * Ciclo	1	5,424	1,151	0,329
Año 2	Tratamiento	2	11,620	26,440	0,000
	Ciclo	1	11,620	0,250	0,626
	Tratamiento * Ciclo	2	11,620	17,114	0,000
Año 3	Tratamiento	2	6,534	4,467	0,060
	Ciclo	1	6,534	29,887	0,001
	Tratamiento * Ciclo	2	6,534	1,211	0,357

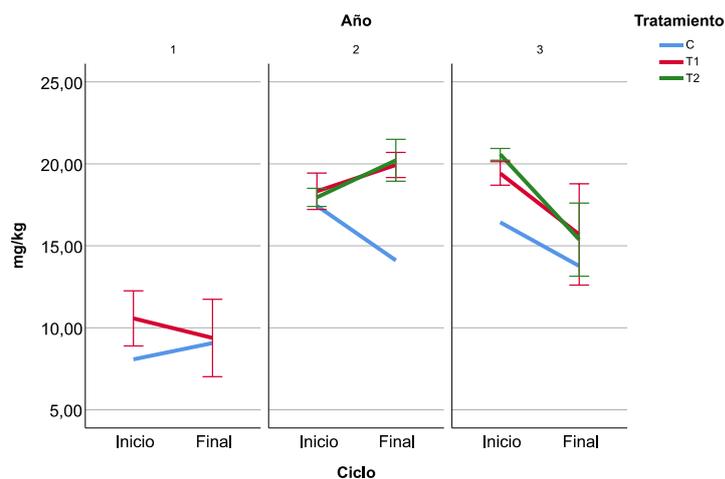


Figura 79. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cromo en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 134. Valores de cromo en suelo del cultivo de cereal.

Cromo (mg/kg)	Cereal					
	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	28,04	13,19	25,40	32,89	28,17	29,39
T (1)	27,52	15,83	23,91	34,03	28,30	29,47
T (2)	27,39	15,43	22,40	25,37	25,11	29,47
T (3)	28,28	14,90	22,55	30,70	23,76	26,93
T (4)	29,73	17,27	29,03	26,03	28,25	33,21

Tabla 135. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de cromo en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,981	2,988	0,135
	Ciclo	1	5,981	271,217	0,000
	Tratamiento * Ciclo	1	5,981	2,246	0,185
Año 2	Tratamiento	1	5,603	0,695	0,439
	Ciclo	1	5,603	4,397	0,084
	Tratamiento * Ciclo	1	5,603	0,260	0,630
Año 3	Tratamiento	1	5,910	0,137	0,724
	Ciclo	1	5,910	1,445	0,275
	Tratamiento * Ciclo	1	5,910	0,322	0,591

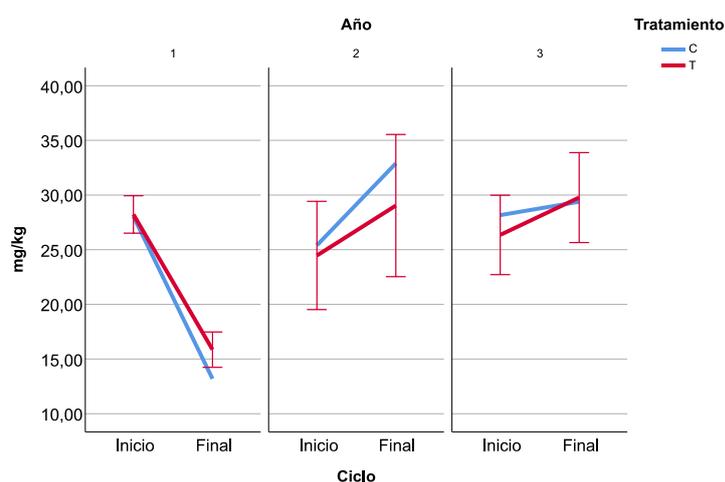


Figura 80. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de cromo en el suelo en cultivo de cereal.

Observando los valores de cromo (tablas 130, 132 y 134), se puede interpretar que de los valores máximos de cromo obtenidos en los suelos ($40,46 \text{ mg kg}^{-1}$ en cultivo de almendro, $21,18 \text{ mg kg}^{-1}$ en cultivo de nectarina y $34,03 \text{ mg kg}^{-1}$ en cultivo de cereal), no sobrepasan los valores límite establecidos

de cromo para los suelos receptores con un pH superior a 7; dichos valores son de 150 mg kg⁻¹, 100 mg kg⁻¹ y 100 mg kg⁻¹ en el Real Decreto 1310/1990, la propuesta de modificación de Directiva de lodos del año 2003 y el documento de trabajo de la Comisión Europea del año 2010 respectivamente. Igualmente, no se superan los límites establecidos para las cantidades anuales que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años para el Real Decreto de lodos y de tres años para la propuesta de modificación de la Directiva y del documento de trabajo de la Comisión Europea, fijados en 3 kg ha⁻¹ año⁻¹, 3 kg ha⁻¹ año⁻¹ y 3 kg ha⁻¹ año⁻¹ para el Real Decreto 1310/1990, propuesta de modificación de Directiva del año 2003 y documento de trabajo de la Comisión Europea 2010 respectivamente.

4.3.9.4. Mercurio

El metal mercurio y sus compuestos tienen una elevada toxicidad y es considerado peligroso; es soluble en soluciones oxidantes. Los principales orígenes de contaminación de mercurio en el suelo están relacionados con la actividad industrial de la transformación del metal, la industria química y el empleo de fertilizantes con contenido en mercurio antes de su exclusión.

Las plantas pueden absorber con facilidad mercurio y una elevada concentración de este metal en el suelo, podría ocasionar un aumento de mercurio en los cultivos. El mercurio absorbido por el sistema radicular es translocado al resto de la planta (Blanton, 1975). La concentración elevada de mercurio en los vegetales guarda una relación con un elevado contenido de este metal de los suelos, pero el factor medioambiental local influye en la acumulación de mercurio en las plantas (Siegel, 1987).

Tabla 136. Valores de mercurio en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Mercurio (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (1)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (2)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (3)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (4)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (1)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (2)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (3)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (4)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tabla 137. Valores de mercurio en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Mercurio (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (1)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (2)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (3)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T1 (4)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (1)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (2)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (3)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T2 (4)			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tabla 138. Valores de mercurio en suelo del cultivo de cereal.

Mercurio (mg/kg)	Cereal					
	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T (1)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T (2)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T (3)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
T (4)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

No existen diferencias en el nivel de mercurio en los tres cultivos de almendro, nectarina y cereal. Todos los suelos analizados tanto control, como los suelos aplicados con lodos de depuración han sido inferiores al límite de cuantificación (0,1 mg kg⁻¹).

Por tanto, no sobrepasan los valores límite establecidos de mercurio para los suelos receptores con un pH superior a 7, los cuales son de 1,5 mg kg⁻¹, 1 mg kg⁻¹ y 1 mg kg⁻¹, valores marcados para el Real Decreto 1310/1990, para la propuesta de modificación de Directiva de lodos del año 2003, y para el documento de trabajo de la Comisión Europea del año 2010 respectivamente.

Evidentemente, tampoco se superan los límites establecidos para las cantidades anuales que se podrán introducir en los suelos basándose en una media de diez años para el Real Decreto de lodos y de tres años para la propuesta de modificación de la Directiva y del documento de trabajo de la Comisión Europea establecidos en 0,1 kg ha⁻¹ año⁻¹, 0,01 kg ha⁻¹ año⁻¹ y 0,01 kg ha⁻¹ año⁻¹ para el Real Decreto 1310/1990, propuesta de modificación de Directiva del año 2003 y documento de trabajo de la Comisión Europea 2010 respectivamente.

4.3.9.5. Níquel

El níquel es un metal de presencia frecuente en los suelos. No existe documentación que asegure que este elemento desempeñe un papel esencial en el metabolismo de las plantas. Como se apunta, se sospecha que el níquel no juega un papel importante en el metabolismo vegetal, aunque podría influir en el desarrollo de las plantas (Mengel and Kirkby, 1978 y Mishra et al., 1974). Por el contrario, Welch (1979), sugiere que el níquel podría ser un elemento esencial en la enzima ureasa.

El metabolismo de los microorganismos puede verse afectado ante la presencia de níquel. En suelos ácidos, aumenta la movilidad del níquel adhiriéndose a la materia orgánica pudiendo ocasionar contaminación medioambiental. Para el resto de los suelos, generalmente el níquel está inmovilizado en el suelo.

En el cultivo de almendro se aprecian diferencias significativas entre el suelo aplicado con lodo en los tres años de experimento (tabla 140). En este cultivo se coincidiría con otros autores (Sarra Hechmi et al., 2021) en el aumento de níquel en los cultivos.

Los valores máximos en suelo de níquel obtenidos en este estudio han sido 18,57 mg kg⁻¹ en el cultivo de almendro, 7,85 mg kg⁻¹ en el cultivo de nectarina y 17,70 mg kg⁻¹ en el cultivo de cereal (tablas 139, 141 y 143), todos ellos inferiores a los 112 mg kg⁻¹ permitidos por el Real Decreto de lodos y los 70 mg kg⁻¹ propuestos en la modificación de la Directiva de lodos y en el documento de trabajo de la Comisión Europea. Los niveles de níquel medidos en el estudio también son inferiores a los limitados por el Real Decreto de lodos (3 kg ha⁻¹ año⁻¹), los propuestos por la modificación de Directiva del año 2003 (0,75 kg ha⁻¹ año⁻¹) y los reflejados en el documento de trabajo de la Comisión Europea del año 2010 (0,75 kg ha⁻¹ año⁻¹).

Tabla 139. Valores de níquel en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Níquel (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	7,83	7,03	11,03	12,24	12,57	10,18
T1 (1)	12,30	13,30	15,17	17,06	17,97	16,61
T1 (2)	12,00	12,10	14,64	15,93	17,90	14,54
T1 (3)	12,80	10,80	13,23	17,74	15,69	15,60
T1 (4)	10,80	11,90	13,23	18,57	18,04	13,73
T2 (1)			15,37	17,16	16,61	12,20
T2 (2)			14,46	14,33	14,99	12,22
T2 (3)			15,46	14,93	13,70	12,94
T2 (4)			14,39	16,71	17,74	12,25

Tabla 140. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de níquel en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,803	37,667	0,001
	Ciclo	1	5,803	0,254	0,633
	Tratamiento * Ciclo	1	5,803	0,326	0,589
Año 2	Tratamiento	2	10,294	12,386	0,002
	Ciclo	1	10,294	8,577	0,015
	Tratamiento * Ciclo	2	10,294	2,739	0,111
Año 3	Tratamiento	2	9,995	14,470	0,001
	Ciclo	1	9,995	13,915	0,004
	Tratamiento * Ciclo	2	9,995	0,404	0,678

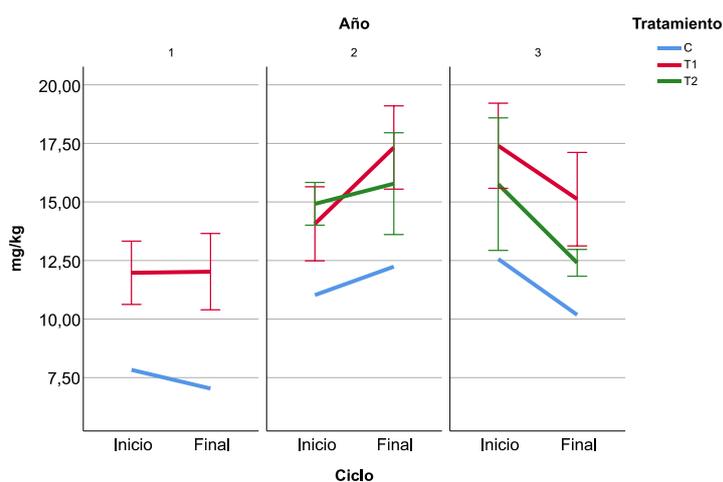


Figura 81. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de níquel en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 141. Valores de níquel en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Níquel (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	4,37	4,60	6,69	5,57	6,40	5,71
T1 (1)	5,60	5,03	6,92	7,26	6,75	6,55
T1 (2)	5,00	5,43	6,97	6,97	6,65	5,97
T1 (3)	5,60	4,93	6,71	6,98	6,70	5,08
T1 (4)	5,10	4,40	6,20	7,35	6,92	5,21
T2 (1)			6,34	7,85	7,17	5,65
T2 (2)			6,68	7,27	7,06	5,18
T2 (3)			6,37	6,78	7,31	5,58
T2 (4)			6,82	7,63	7,87	6,21

Tabla 142. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de níquel en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,581	4,831	0,074
	Ciclo	1	5,581	0,059	0,817
	Tratamiento * Ciclo	1	5,581	1,057	0,346
Año 2	Tratamiento	2	11,637	5,427	0,022
	Ciclo	1	11,637	0,072	0,793
	Tratamiento * Ciclo	2	11,637	6,963	0,010
Año 3	Tratamiento	2	8,512	1,188	0,351
	Ciclo	1	8,512	19,776	0,002
	Tratamiento * Ciclo	2	8,512	1,574	0,262

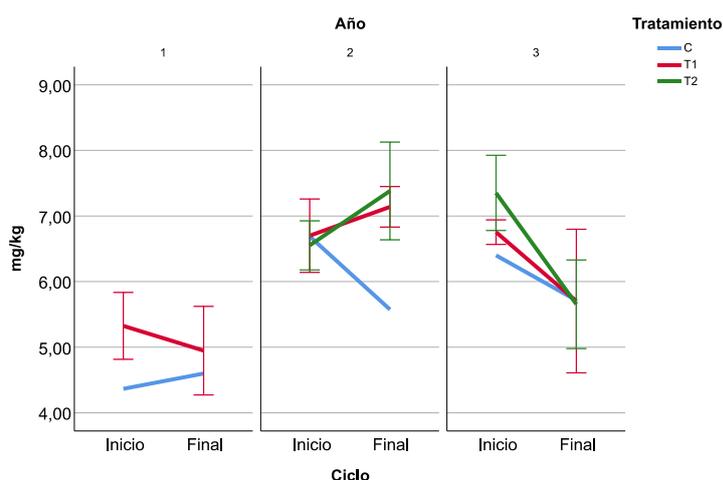


Figura 82. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de níquel en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 143. Valores de níquel en suelo del cultivo de cereal.

Níquel (mg/kg)	Cereal					
	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	11,46	8,90	10,95	11,49	10,45	12,82
T (1)	17,70	9,60	10,57	12,27	10,56	12,55
T (2)	11,40	9,08	9,76	10,31	9,23	12,41
T (3)	11,52	9,17	9,65	11,34	8,49	11,33
T (4)	12,40	10,30	12,43	10,13	10,71	14,05

Tabla 144. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de níquel en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,207	0,510	0,524
	Ciclo	1	3,207	3,394	0,157
	Tratamiento * Ciclo	1	3,207	0,115	0,755
Año 2	Tratamiento	1	5,641	0,205	0,668
	Ciclo	1	5,641	0,271	0,623
	Tratamiento * Ciclo	1	5,641	0,005	0,947
Año 3	Tratamiento	1	5,988	0,290	0,609
	Ciclo	1	5,988	9,068	0,024
	Tratamiento * Ciclo	1	5,988	0,072	0,798

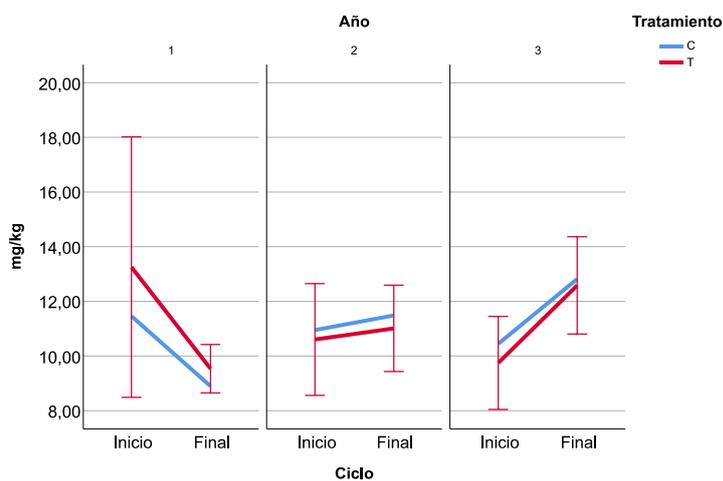


Figura 83. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de níquel en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.9.6. Plomo

No es habitual encontrar el plomo en su estado puro, se halla en minerales como la galena o cerusita. En suelos con pH elevados, el plomo precipita en forma de fosfato, hidróxido y carbonato fomentando complejos orgánicos estables en el suelo; por el contrario, en suelos ácidos aumenta su solubilidad. El plomo es un metal peligroso para el ser humano y los animales, puede estar presente en la cadena alimentaria y también por la inhalación de polvo. Del mismo modo, es un metal fitotóxico y peligroso para el medio ambiente. Proviene de la propia naturaleza y principalmente de la combustión del petróleo y de procesos industriales.

En la solución de nutrientes, el plomo en forma soluble puede ser absorbido por las raíces de las plantas, aunque la translocación de éste de las raíces a la parte superior es muy limitada (Zimdahl, 1975).

Los valores máximos de plomo en suelo, medidos para los tres cultivos durante el estudio, fueron de 19,43 mg kg⁻¹ para el cultivo de almendro, 11,04 mg kg⁻¹ para el cultivo de nectarina y 22,13 mg kg⁻¹ para el cultivo de cereal (tablas 145, 147 y 149), no sobrepasan los límites establecidos de 300 mg kg⁻¹ por el Real Decreto de lodos, 100 mg kg⁻¹ por la propuesta de modificación de Directiva y 100 mg kg⁻¹ por el documento de trabajo de la Comisión Europea. Del mismo modo estarían acorde a las limitaciones de acumulación en suelo del Real Decreto de lodo en diez años de 15 kg ha⁻¹ año⁻¹ también de la limitación de acumulación en tres años de la propuesta de modificación de Directiva de 1,5 kg ha⁻¹ año⁻¹ y 1 kg ha⁻¹ año⁻¹ del documento de trabajo de la Comisión Europea.

4.3.9.7. Zinc

El zinc se encuentra en forma de iones libres y complejados en el suelo. Los factores que intervienen en la movilidad de zinc en los suelos se asemejan a los del cobre, aunque la solubilidad del zinc es mayor. Los aportes de zinc son principalmente consecuencia de la industria metalúrgica no férrea y de la actividad agrícola.

El zinc en forma soluble que se encuentra en los lodos de depuración entre otros, son muy móviles en los suelos estando de este modo fácilmente disponibles para las plantas (Langerwerff, 1978). Un exceso de zinc en los suelos podría crear un problema de contaminación ambiental. La absorción de zinc en las plantas depende de la concentración en la solución nutritiva y en los suelos. El zinc desempeña funciones metabólicas esenciales en la planta, muestra actividad en enzimas como deshidrogenasas, proteinasas, peptidasas y fosfotransferasas.

La deficiencia de zinc en suelos calcáreos con pH superior a 7 y suelos bajos en materia orgánica, puede llegar a la inactivación microbiana en el suelo (Lindsay, 1972). La toxicidad y tolerancia de zinc en las plantas es una cuestión que debe ser tenida en cuenta en el empleo prolongado de fertilizantes de zinc, así como su aporte como consecuencia de la contaminación industrial. La fitotoxicidad del zinc puede darse principalmente en suelos ácidos y con dosis muy alta de lodos. El zinc no se considera altamente fitotóxico; el límite de toxicidad para zinc depende de los diferentes cultivos, así como de su estado fenológico (Kabata-Pendias, 2000).

Tabla 145. Valores de plomo en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Plomo (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	4,57	4,15	8,30	8,98	9,65	9,41
T1 (1)	5,61	7,10	14,49	12,63	14,95	17,02
T1 (2)	7,36	8,20	12,85	13,68	15,53	15,50
T1 (3)	7,78	6,30	13,21	15,30	14,47	16,71
T1 (4)	7,23	5,90	12,31	16,30	16,64	14,70
T2 (1)			11,25	19,43	12,59	13,19
T2 (2)			11,84	12,46	12,47	13,39
T2 (3)			11,93	14,58	10,58	13,78
T2 (4)			10,47	14,62	14,04	13,22

Tabla 146. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de plomo en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,976	10,984	0,016
	Ciclo	1	5,976	0,120	0,740
	Tratamiento * Ciclo	1	5,976	0,037	0,853
Año 2	Tratamiento	2	7,365	7,020	0,020
	Ciclo	1	7,365	3,593	0,098
	Tratamiento * Ciclo	2	7,365	1,347	0,317
Año 3	Tratamiento	2	10,338	34,652	0,000
	Ciclo	1	10,338	0,566	0,468
	Tratamiento * Ciclo	2	10,338	0,297	0,749

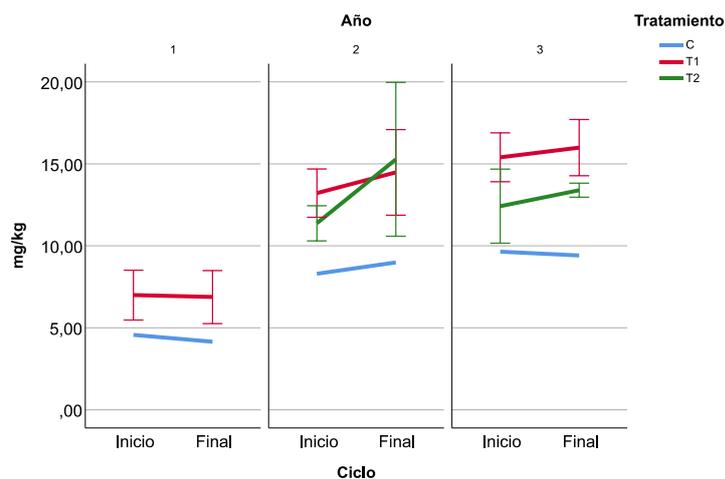


Figura 84. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de plomo en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 147. Valores de plomo en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Plomo (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	3,10	3,05	6,39	5,70	6,95	5,14
T1 (1)	5,65	5,11	9,48	10,59	10,79	8,98
T1 (2)	4,49	4,97	8,81	8,90	9,65	7,58
T1 (3)	4,95	4,56	8,65	9,23	9,21	6,21
T1 (4)	4,68	3,72	7,74	8,76	8,56	5,87
T2 (1)			8,41	11,04	10,94	7,60
T2 (2)			8,67	9,08	9,49	6,13
T2 (3)			8,32	8,30	9,42	6,94
T2 (4)			8,41	8,83	8,88	6,94

Tabla 148. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de plomo en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,759	14,160	0,010
	Ciclo	1	5,759	0,200	0,671
	Tratamiento * Ciclo	1	5,759	0,113	0,749
Año 2	Tratamiento	2	8,839	11,283	0,004
	Ciclo	1	8,839	0,378	0,554
	Tratamiento * Ciclo	2	8,839	0,739	0,505
Año 3	Tratamiento	2	11,628	4,595	0,034
	Ciclo	1	11,628	16,096	0,002
	Tratamiento * Ciclo	2	11,628	0,207	0,816

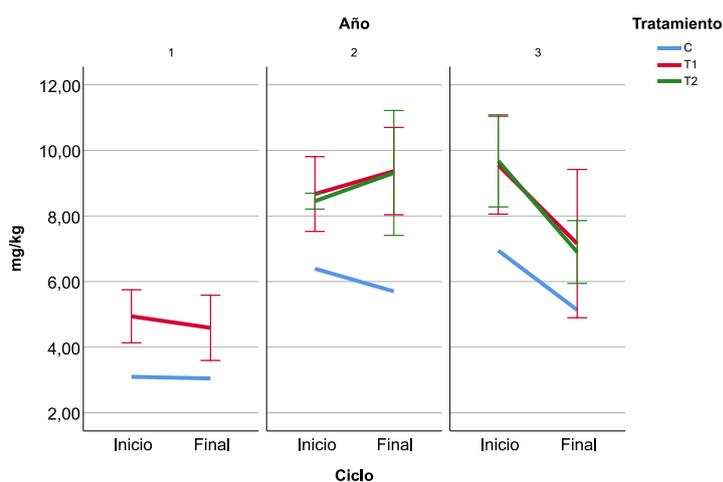


Figura 85. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de plomo en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 149. Valores de plomo en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Plomo (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	22,13	11,00	14,90	20,84	17,22	19,25
T (1)	18,59	9,17	11,85	18,80	15,31	17,51
T (2)	20,51	9,33	12,37	14,02	14,48	18,48
T (3)	21,91	10,07	12,98	18,07	14,70	17,16
T (4)	20,48	9,73	14,40	15,12	15,73	18,97

Tabla 150. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de plomo en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,527	4,008	0,125
	Ciclo	1	3,527	190,272	0,000
	Tratamiento * Ciclo	1	3,527	0,044	0,846
Año 2	Tratamiento	1	4,312	4,962	0,085
	Ciclo	1	4,312	11,228	0,025
	Tratamiento * Ciclo	1	4,312	0,672	0,455
Año 3	Tratamiento	1	5,286	8,887	0,029
	Ciclo	1	5,286	19,480	0,006
	Tratamiento * Ciclo	1	5,286	0,688	0,443

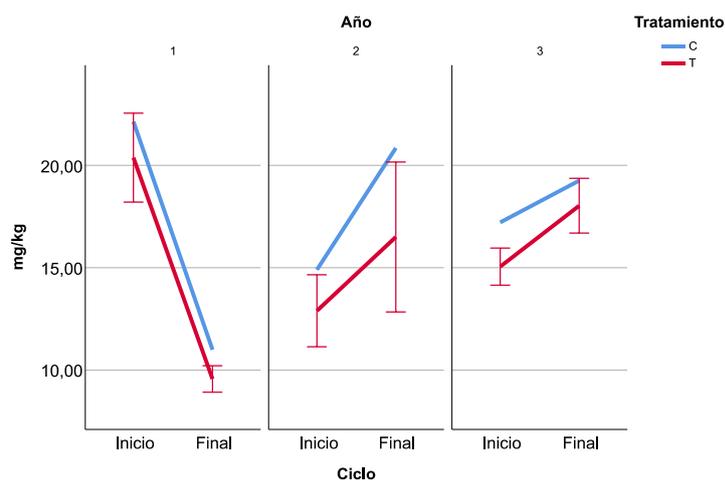


Figura 86. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de plomo en el suelo en cultivo de cereal.

Tabla 151. Valores de zinc en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Zinc (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	11,80	10,57	13,12	15,05	14,72	12,21
T1 (1)	21,10	24,10	29,54	31,11	27,89	22,29
T1 (2)	50,80	20,40	32,81	22,95	26,19	22,36
T1 (3)	26,80	16,20	39,46	32,58	22,93	25,41
T1 (4)	65,20	17,10	30,58	26,36	32,84	21,88
T2 (1)			34,48	27,19	19,08	17,46
T2 (2)			30,43	23,01	18,65	16,36
T2 (3)			27,90	31,92	17,96	21,99
T2 (4)			26,08	37,30	23,57	21,08

Tabla 152. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de zinc en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,181	2,638	0,198
	Ciclo	1	3,181	0,943	0,399
	Tratamiento * Ciclo	1	3,181	0,750	0,447
Año 2	Tratamiento	2	11,192	10,311	0,003
	Ciclo	1	11,192	0,115	0,741
	Tratamiento * Ciclo	2	11,192	0,728	0,504
Año 3	Tratamiento	2	10,353	16,104	0,001
	Ciclo	1	10,353	2,274	0,161
	Tratamiento * Ciclo	2	10,353	0,896	0,438

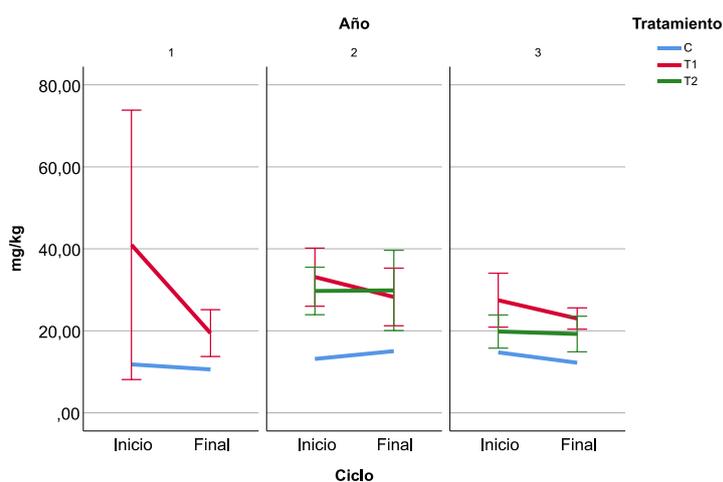


Figura 87. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de zinc en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 153. Valores de zinc en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Zinc (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	9,73	10,37	13,05	11,59	13,29	9,84
T1 (1)	29,20	12,73	18,92	18,53	16,08	20,48
T1 (2)	19,00	12,47	17,27	17,27	28,89	15,20
T1 (3)	34,40	11,87	22,22	16,66	17,47	12,14
T1 (4)	21,20	10,13	20,56	22,72	17,34	11,96
T2 (1)			14,09	17,81	17,87	19,34
T2 (2)			14,59	22,79	24,89	17,45
T2 (3)			18,60	16,89	17,21	12,69
T2 (4)			14,47	17,00	18,06	13,78

Tabla 154. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de zinc en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,161	4,764	0,112
	Ciclo	1	3,161	2,794	0,189
	Tratamiento * Ciclo	1	3,161	3,342	0,160
Año 2	Tratamiento	2	11,244	6,599	0,013
	Ciclo	1	11,244	0,033	0,859
	Tratamiento * Ciclo	2	11,244	1,645	0,236
Año 3	Tratamiento	2	10,916	1,719	0,224
	Ciclo	1	10,916	2,640	0,133
	Tratamiento * Ciclo	2	10,916	0,056	0,946

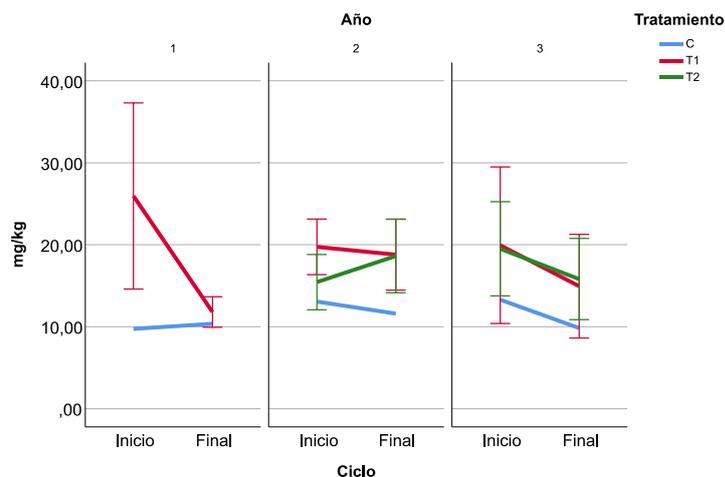


Figura 88. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de zinc en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 155. Valores de zinc en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Zinc (mg/kg)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	28,16	19,27	19,23	28,98	19,20	22,51
T (1)	26,69	22,47	20,45	34,51	20,85	23,73
T (2)	27,35	18,77	19,16	24,58	20,03	24,14
T (3)	27,45	20,20	17,49	25,97	17,51	22,28
T (4)	29,85	22,47	22,59	20,58	21,61	27,02

Tabla 156. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de zinc en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,603	0,292	0,609
	Ciclo	1	5,603	37,939	0,001
	Tratamiento * Ciclo	1	5,603	0,632	0,459
Año 2	Tratamiento	1	3,794	0,072	0,803
	Ciclo	1	3,794	5,407	0,084
	Tratamiento * Ciclo	1	3,794	0,218	0,666
Año 3	Tratamiento	1	5,930	0,754	0,419
	Ciclo	1	5,930	6,498	0,044
	Tratamiento * Ciclo	1	5,930	0,109	0,753

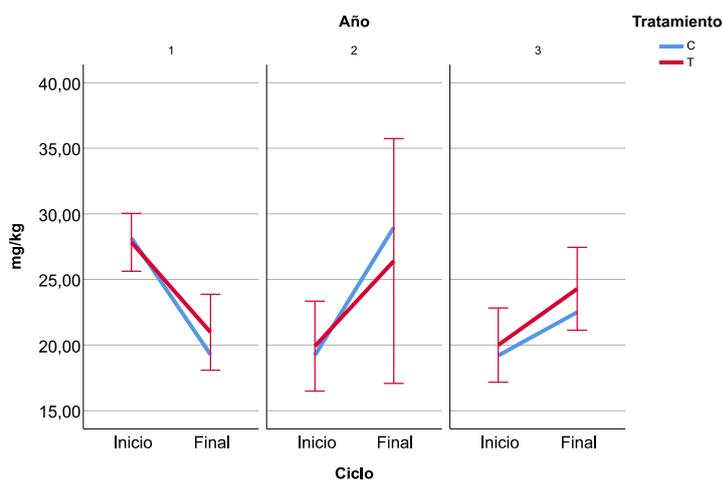


Figura 89. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de zinc en el suelo en cultivo de cereal.

Todos los suelos de los tres cultivos estudiados están acordes con la legislación actual, ya que presentan valores máximos en zinc de 65,20 mg kg⁻¹ en cultivo de almendro, 34,40 mg kg⁻¹ en cultivo de nectarina y 34,51 mg kg⁻¹ en cultivo de cereal (tablas 151, 153 y 155), mientras que los límites regulados son 450 mg kg⁻¹ en el Real Decreto de lodos y 200 mg kg⁻¹ para la propuesta de modificación de Directiva y documento de trabajo de la Comisión Europea. Igualmente, los suelos de los tres cultivos están dentro de parámetros para los límites de acumulación de 30 kg ha⁻¹ año⁻¹ establecido en el Real Decreto de lodos y 7,5 kg ha⁻¹ año⁻¹ en los dos documentos europeos.

4.3.10. Respiración microbiana

El suelo es un ecosistema complejo que proporciona un hábitat para una variedad interminable de microorganismos, incluyendo bacterias, hongos, protozoos, nematodos, lombrices de tierra, etc. Estos organismos son responsables de gran parte del ciclo de nutrientes que tiene lugar en el suelo (Bastida et al., 2021). Descomponen los residuos de cultivos, almacenan nutrientes para las plantas, crean materia orgánica estable en forma de ácido húmico y ayudan a construir la estructura del suelo (Borken et al., 2002). Esto conduce a una menor compactación y erosión del suelo, al mismo tiempo que aumenta la capacidad de retención de agua y una zona radicular más profunda. La relación entre los diferentes microorganismos y las plantas es dinámica.

Los microorganismos se caracterizan por su capacidad de descomponer la materia orgánica para obtener energía y diferentes componentes necesarios para su estructura (García et al., 2018). Este proceso denominado mineralización, se caracteriza por una disminución del contenido de materia orgánica y un aumento de los nutrientes absorbibles previamente fijados en forma orgánica. La respiración microbiana es la suma de todos los procesos metabólicos productores de CO₂, es decir, la suma de todos los microorganismos que están activos y liberan CO₂ en este proceso. La respiración microbiana ha sido ampliamente utilizada como parámetro para determinar la actividad microbiana en los sistemas del suelo (Alef and Nannipieri, 1995; Moyano et al., 2004).

Carballas et al. (1979) utilizaron la liberación de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en suelos. García et al. (1994) correlacionaron los valores de liberación de CO₂ con las propiedades físicas de los suelos, con los materiales orgánicos que se usan como enmiendas, y con las prácticas agrícolas realizadas sobre ellos. Este parámetro también ha sido utilizado como marcador de contaminación de diferentes sustratos (Nannipieri et al., 1990) así como de biomasa microbiana viable (Veron et al., 2002; Sotelo et al., 2004). Este parámetro nos proporcionará información sobre esas poblaciones microbianas metabólicamente activas. La respiración basal se obtiene por el cociente entre el C-CO₂ liberado durante la incubación de la muestra y su duración.

El gran contenido de carbono orgánico en el lodo determina su parte de los microorganismos que lo aceptan como sustrato; y como consecuencia de esta actividad, se liberará una mayor cantidad de dióxido de carbono.

Una generalidad que se puede deducir interpretando los datos obtenidos en nuestro estudio (tablas 157, 159 y 161), es que la respiración microbiana aumenta en los suelos enmendados con lodos de depuración (lodos EDAR), en mayor medida en los suelos bajo nectarina y almendro; en dichos suelos, las diferencias entre aquellos enmendados y los no enmendados (suelos control), son elevadas principalmente el primer año de aplicación del lodo. Además, se observa que esas diferencias se disminuyen al final del ciclo, ya que se supone que la actividad metabólica general del suelo, representada por la respiración de todas las poblaciones microbianas existentes, se afecta por la mineralización sufrida por la materia orgánica existente en los suelos y procedentes, en nuestro caso en parte por los lodos adicionados (figuras 90, 91 y 92). Todo lo anterior sugiere que la aplicación de lodo de depuración en los suelos agrícolas incrementa la respiración microbiana del suelo. Nuestros resultados coinciden con otros autores como Silvana Aparecida et al. (2005), los cuales abogan por la aplicación del lodo en agricultura, considerando a esta opción como la mejor para incrementar la actividad metabólica del sistema suelo, creando así un beneficio sobre su actividad microbiana, la calidad y la salud del mismo.

Tabla 157. Valores de respiración microbiana en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Respiración total (mg C-CO ₂ /kg suelo)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	142,54	138,71	53,11	125,74	158,12	139,88
T1 (1)	3.041,51	2.594,00	352,27	426,41	390,71	326,77
T1 (2)	13.667,92	4.838,70	323,23	322,14	319,52	514,12
T1 (3)	4.742,69	4.497,10	546,39	608,74	375,95	353,48
T1 (4)	12.470,18	4.132,30	673,73	425,01	374,74	417,17
T2 (1)			1.712,12	404,31	174,79	333,04
T2 (2)			2.759,53	183,01	274,14	258,58
T2 (3)			1.516,26	308,97	157,31	649,68
T2 (4)			1.795,73	235,24	274,68	667,69

Tabla 158. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de respiración microbiana en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,204	4,009	0,133
	Ciclo	1	3,204	0,537	0,514
	Tratamiento * Ciclo	1	3,204	0,535	0,514
Año 2	Tratamiento	2	6,834	14,374	0,004
	Ciclo	1	6,834	9,734	0,017
	Tratamiento * Ciclo	2	6,834	16,978	0,002
Año 3	Tratamiento	2	7,135	3,137	0,105
	Ciclo	1	7,135	1,795	0,221
	Tratamiento * Ciclo	2	7,135	2,125	0,189

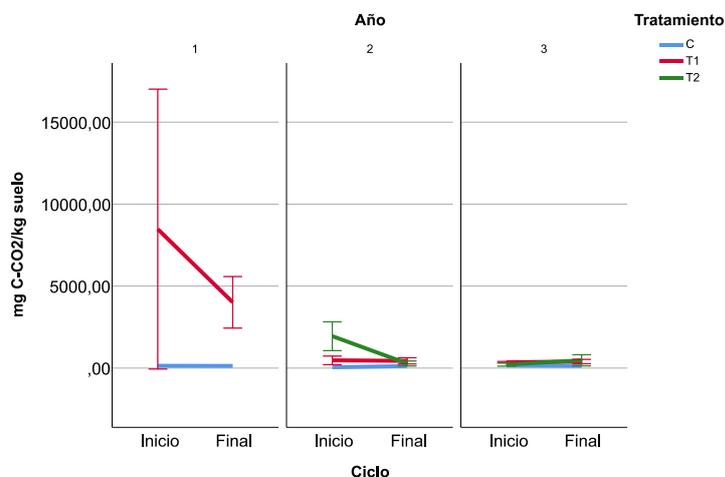


Figura 90. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de respiración microbiana en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 159. Valores de respiración microbiana en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Respiración total (mg C-CO ₂ /kg suelo)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	59,34	105,51	47,44	65,32	244,44	283,84
T1 (1)	5.616,52	3.480,40	205,56	186,60	435,21	288,02
T1 (2)	4.752,09	3.847,00	175,09	292,76	514,71	316,24
T1 (3)	4.658,39	3.948,60	194,00	196,50	363,21	366,16
T1 (4)	5.386,60	4.208,50	238,60	231,16	262,31	544,17
T2 (1)			628,68	173,83	473,48	795,20
T2 (2)			615,19	479,97	565,99	584,21
T2 (3)			649,17	233,83	327,29	558,97
T2 (4)			726,90	207,75	275,53	553,79

Tabla 160. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de respiración microbiana en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,108	198,573	0,000
	Ciclo	1	5,108	3,600	0,115
	Tratamiento * Ciclo	1	5,108	4,182	0,095
Año 2	Tratamiento	2	7,728	31,328	0,000
	Ciclo	1	7,728	6,161	0,039
	Tratamiento * Ciclo	2	7,728	14,476	0,002
Año 3	Tratamiento	2	11,972	4,677	0,032
	Ciclo	1	11,972	1,337	0,270
	Tratamiento * Ciclo	2	11,972	1,912	0,190

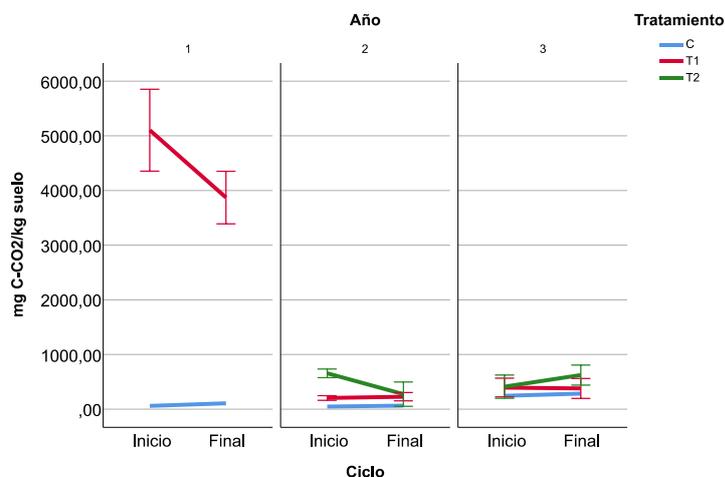


Figura 91. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de respiración microbiana en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 161. Valores de respiración microbiana en suelo del cultivo de cereal.

Respiración total (mg C-CO ₂ /kg suelo)	Cereal					
	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	98,67	97,39	65,10	173,39	94,96	219,27
T (1)	103,55	117,16	243,27	334,91	167,13	364,36
T (2)	103,26	101,97	212,10	300,03	243,46	417,64
T (3)	106,18	103,03	231,80	247,17	204,33	524,00
T (4)	104,95	85,92	164,14	196,52	164,74	352,78

Tabla 162. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de respiración microbiana en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,067	0,529	0,519
	Ciclo	1	3,067	0,068	0,811
	Tratamiento * Ciclo	1	3,067	0,007	0,939
Año 2	Tratamiento	1	4,792	9,725	0,028
	Ciclo	1	4,792	4,454	0,091
	Tratamiento * Ciclo	1	4,792	0,433	0,541
Año 3	Tratamiento	1	4,286	9,326	0,035
	Ciclo	1	4,286	12,655	0,021
	Tratamiento * Ciclo	1	4,286	0,974	0,376

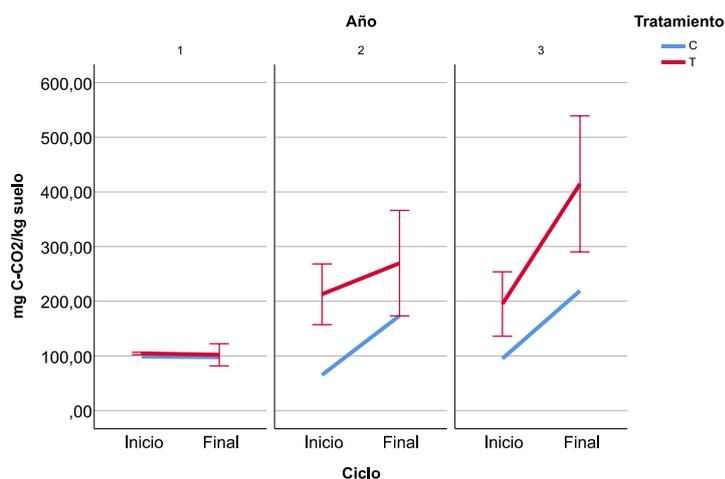


Figura 92. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de respiración microbiana en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.11. Enzimas del suelo

El ciclo de nutrientes en el suelo incluye procesos bioquímicos y fisicoquímicos que involucran microorganismos, raíces de plantas, y colaboran en las funciones del suelo. La principal fuente de enzimas del suelo es la biomasa microbiana, aunque también pueden provenir de residuos animales y vegetales (Sinsabaugh, 1994). Las actividades enzimáticas en el suelo se derivan de enzimas libres tales como endoenzimas que emergen de células en desintegración, exoenzimas liberadas de células vivas y enzimas unidas a componentes celulares. La intensidad del sustrato en el análisis enzimático del suelo debe especificarse en el valor máximo de la actividad enzimática, a la temperatura y al pH óptimo (García and Hernández., 2000).

Las enzimas en suelos agrícolas descomponen los residuos vegetales, así como otras materias orgánicas, que proporcionan nutrientes a las plantas y ayudan en las etapas iniciales de desarrollo de las semillas, como el enraizamiento y la germinación (Burns and Dick, 2002). Se mejora la resistencia del cultivo al estrés hídrico y la asimilación de nutrientes. En concreto, las enzimas son biocatalizadores que aceleran las reacciones químicas al descomponer los nutrientes presentes en el suelo para que las raíces de las plantas los absorban fácilmente. Sin la presencia de enzimas agrícolas y microorganismos, estos nutrientes habrían permanecido en el suelo y las plantas no habrían podido absorberlos. Por lo tanto, las enzimas son esenciales para la productividad agrícola sostenible y la gestión del suelo. Las enzimas más importantes utilizadas en el crecimiento de las plantas y la fertilidad del suelo incluyen fosfatasa, deshidrogenasa, ureasa, glicina y glucosidasa (García et al., 2017).

La calidad del suelo se puede medir mediante el uso de indicadores, los cuales se pueden categorizar como químicos, físicos y biológicos. Llegan a tener esta caracterización cuando son capaces de medir o reflejar la situación del suelo (Mota, 2008). Entre estos indicadores mencionados, existe una preferencia por utilizar aquellos que sean más sensibles y den respuestas más rápidas, incisivas y eficientes respecto a la calidad del suelo (Matsuoka et al., 2003). Entre los indicadores sensibles que puedan ser útiles para reflejar la calidad y salud del suelo están la actividad enzimática, la tasa de respiración del suelo, así como diversidad y biomasa microbiana (Doran and Parkin, 1994). El análisis de actividades enzimáticas como la deshidrogenasa, β -glucosidasa, fosfatasa y respiración microbiana puede producir resultados que pueden ser utilizados como buenos indicadores de la calidad del suelo (Paim, 2007; Matsuoka et al., 2003). La alta capacidad de ser indicadores efectivos de la calidad del suelo se debe al hecho de que la mayoría de las enzimas extracelulares están influenciadas por la humedad, la temperatura y el contenido orgánico del suelo (Bergström, 1999). Además de estos, la cantidad y distribución del sistema radicular también influye en la actividad de estas enzimas. Por lo tanto, se produce una alta actividad enzimática en el ambiente de la rizosfera y el suelo circundante (Melo et al, 1988).

4.3.11.1. Actividad fosfatasa

El fósforo (P) es un factor limitante y clave en el crecimiento de los cultivos, esencial para la agricultura. Como la absorción de P por parte de las plantas es ineficiente, se aplica comúnmente como fertilizante con P soluble y asimilable, para mantener el rendimiento de los cultivos, lo que genera una variedad de problemas ambientales negativos cuando se aplica en exceso. Además, el P en los fertilizantes minerales se deriva del fosfato de roca extraído, que es un recurso finito y debe gestionarse de manera sostenible para mantener la seguridad alimentaria a largo plazo. La actividad de la fosfatasa es una de las diversas respuestas mecánicas que se plantea para paliar la deficiencia de P en el sistema suelo-planta; la actividad de esta enzima (normalmente fosfomonoesterasa), permite la mineralización de P orgánico para aumentar la disponibilidad de P tanto para las plantas como para los organismos del suelo (García and Hernández, 2000). La fosfatasa interviene hidrolizando compuestos orgánicos del fósforo, convirtiéndolos en fósforo en forma inorgánica, siendo así asimilable por las plantas. Las fosfatasas son enzimas hidrolíticas del suelo. Juegan un papel esencial en el ciclo del fósforo y ayudan en el crecimiento de las plantas. Hidrolizan los fosfatos y hacen que el fósforo del suelo esté disponible para las plantas.

Tabla 163. Valores de actividad fosfatasa en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Fosfatasa actividad neta ($\mu\text{mol PNP/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,88	0,88	0,77	0,45	0,86	0,60
T1 (1)	1,88	2,93	5,47	0,79	1,59	0,69
T1 (2)	9,32	2,87	3,93	2,36	0,99	1,63
T1 (3)	3,59	3,35	7,15	1,18	1,24	1,26
T1 (4)	5,82	3,52	7,43	0,76	0,86	1,64
T2 (1)			4,62	0,42	0,55	1,10
T2 (2)			5,74	0,34	0,72	0,63
T2 (3)			5,26	0,31	0,36	1,84
T2 (4)			4,48	0,59	0,60	1,63

Tabla 164. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,059	3,300	0,165
	Ciclo	1	3,059	0,303	0,619
	Tratamiento * Ciclo	1	3,059	0,301	0,621
Año 2	Tratamiento	2	8,224	8,448	0,010
	Ciclo	1	8,224	34,892	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	8,224	4,713	0,043
Año 3	Tratamiento	2	8,860	1,948	0,199
	Ciclo	1	8,860	0,837	0,384
	Tratamiento * Ciclo	2	8,860	1,881	0,209

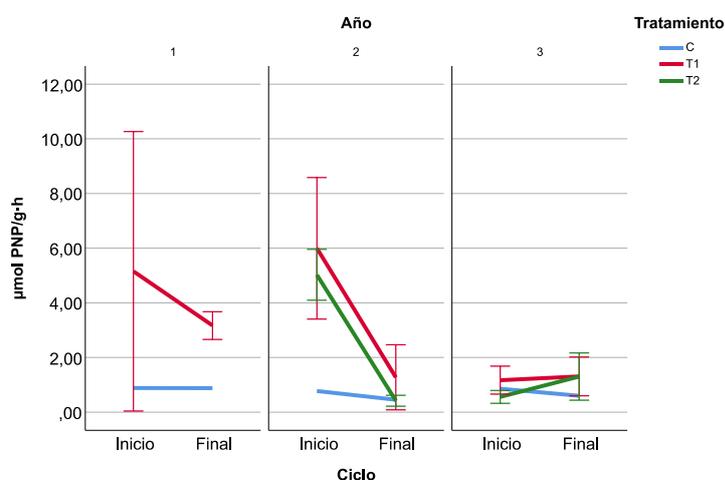


Figura 93. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad fosfatasa en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 165. Valores de actividad fosfatasa en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Fosfatasa actividad neta ($\mu\text{mol PNP/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,34	0,48	0,99	1,20	0,91	0,71
T1 (1)	2,20	3,11	2,41	1,86	1,48	1,28
T1 (2)	4,82	2,68	2,14	1,80	1,82	1,91
T1 (3)	4,61	2,44	2,49	1,47	1,46	1,64
T1 (4)	3,90	2,44	3,23	2,88	0,98	3,18
T2 (1)			4,11	1,51	1,30	3,29
T2 (2)			3,87	6,79	2,51	3,14
T2 (3)			4,27	2,97	0,88	1,64
T2 (4)			5,29	1,97	1,17	3,37

Tabla 166. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,422	17,341	0,019
	Ciclo	1	3,422	0,615	0,484
	Tratamiento * Ciclo	1	3,422	0,966	0,390
Año 2	Tratamiento	2	7,179	4,943	0,045
	Ciclo	1	7,179	0,404	0,545
	Tratamiento * Ciclo	2	7,179	0,218	0,809
Año 3	Tratamiento	2	10,624	3,070	0,089
	Ciclo	1	10,624	2,079	0,178
	Tratamiento * Ciclo	2	10,624	1,311	0,310

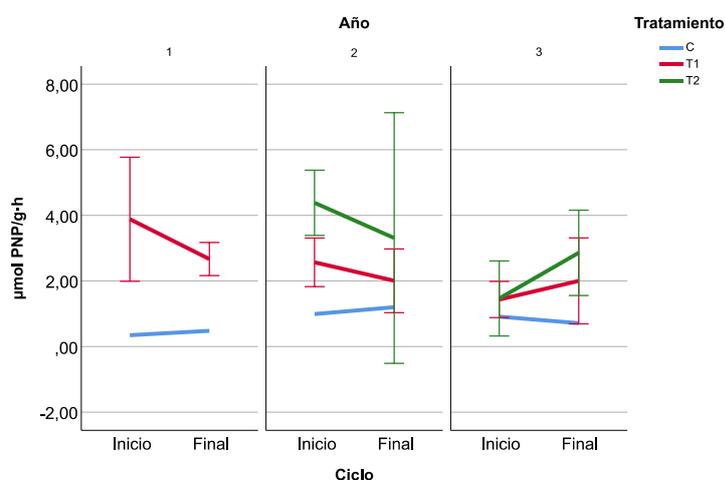


Figura 94. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad fosfatasa en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 167. Valores de actividad fosfatasa en suelo del cultivo de cereal.

Fosfatasa actividad neta ($\mu\text{mol PNP/g}\cdot\text{h}$)	Cereal					
	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,93	2,17	2,41	2,10	2,14	1,61
T (1)	2,27	1,83	8,03	3,07	2,26	2,41
T (2)	2,20	1,97	6,87	2,96	2,50	2,53
T (3)	2,59	1,98	4,97	2,47	2,50	2,66
T (4)	1,93	1,92	5,13	2,02	2,45	2,26

Tabla 168. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,381	0,053	0,832
	Ciclo	1	3,381	0,071	0,806
	Tratamiento * Ciclo	1	3,381	3,223	0,160
Año 2	Tratamiento	1	3,653	6,401	0,071
	Ciclo	1	3,653	5,197	0,091
	Tratamiento * Ciclo	1	3,653	3,660	0,135
Año 3	Tratamiento	1	5,234	24,214	0,004
	Ciclo	1	5,234	4,544	0,084
	Tratamiento * Ciclo	1	5,234	5,967	0,056

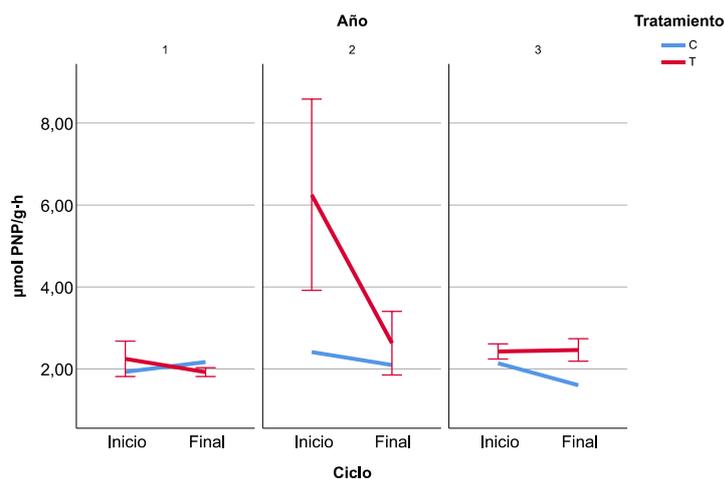


Figura 95. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad fosfatasa en el suelo en cultivo de cereal.

Las fosfatasa pueden originarse tanto de las plantas como de los microorganismos del suelo, aunque se cree que la mayor parte de la actividad enzimática de la fosfatasa en los suelos se deriva de los microorganismos (Nannipieri et al., 2011). Se han demostrado vínculos entre la actividad de la fosfatasa del suelo y su bajo contenido de fósforo y la mineralización del fósforo orgánico (Bünemann et al., 2012; Spohn et al., 2013; Tarafdar and Jungk, (1987). La fosfatasa es inhibida por el fósforo inorgánico, el producto final de su reacción enzimática (Nannipieri et al., 2002). Esto significa que la activación de la fosfatasa solo ocurre cuando no hay suficiente fósforo disponible. La mineralización del fósforo orgánico y la hidrólisis enzimática se ven influidas por una serie de factores, incluidas las propiedades fitoquímicas del suelo como la temperatura, la humedad, el pH, así como, la forma química del fósforo orgánico y los microorganismos del suelo (Bünemann, 2015; Nash et al., 2014).

Según Stéven Criquet et al. (2007), la aplicación de lodos de depuración en el suelo muestra diferencias significativas aumentando la actividad de la fosfatasa de dicho suelo. Y en nuestro estudio hemos observado algo similar (incremento de la actividad fosfatasa con la enmienda, tablas 163, 165, 167 y figuras 93, 94, 95). Los mayores valores se detectan en el cultivo de almendro y nectarina, y menores valores de actividad fosfatasa en suelos de cereal. También parece apreciarse que se produce la mayor actividad cuando se adiciona el lodo, y va disminuyendo su valor hacia final del experimento, donde ya no se adiciona dicho lodo.

4.3.11.2. Actividad ureasa

La ureasa actúa en la degradación de proteínas productoras de amonio hidrolizado, sustratos orgánicos similares a la urea. Este hecho, podría afectar negativamente al ciclo del nitrógeno, y por tanto, en la calidad del suelo, siempre que ese amonio sufra un proceso de volatilización, no en el caso de ser consumido por las plantas. En suelos con pH elevado, como consecuencia de la actividad ureasa, podrían perder volatilizado la mayor parte de nitrógeno incorporado como urea al convertirse en amoniaco. Consecuencia de ello, es interesante la búsqueda de inhibidores de la actividad ureasa en busca de beneficios para el suelo, cultivo y medioambiente en un momento determinado. Se recuerda que la urea es un fertilizante nitrogenado de uso frecuente en la agricultura y aplicada a los suelos; la ureasa cataliza la hidrólisis, produciendo amoniaco (NH_3), que puede perderse como ya se ha comentado, a la atmósfera. Las cantidades de nitrógeno perdidas como NH_3 varían en función de las condiciones edafológicas y medioambientales. La incorporación de un inhibidor de la actividad ureasa al suelo podría ser una forma eficaz de reducir o incluso evitar las pérdidas de volatilización de NH_3 . Dependiendo de las propiedades del suelo, incluso una incorporación mecánica poco profunda a unos 3 cm puede reducir las pérdidas. La volatilización de NH_3 puede ser insignificante cuando se incorpora urea a profundidades superiores a 7,5 cm (Rochette et al., 2013)

Las enzimas del tipo hidrolasas en los suelos, como es el caso de la actividad ureasa, pueden contribuir en un momento dado a estabilizar sustratos orgánicos en el suelo y mediante procesos de hidrólisis pueden generar nutrientes en forma disponible para los cultivos y los microorganismos (Goyal et al., 2005). Pero también, en el caso de la actividad ureasa que determinamos en suelos, puede ser interpretada como una posibilidad de pérdida de N en forma de amonio, por volatilización. Sobre este último punto, los valores determinados por nosotros en los suelos de los experimentos desarrollados (tablas 169, 171 y 173), parece que, en suelos bajo almendro y nectarina, sí se detectan en los primeros ciclos, algunos valores de ureasa más elevados en suelos con aplicación de lodos; esas diferencias son prácticamente inexistentes para suelos bajo cultivo de cereal.

4.3.11.3. Actividad deshidrogenasa

La deshidrogenasa forma parte del conjunto de las enzimas oxido-reductasas. Está presente en los organismos vivos e interviene como catalizador en las reacciones de oxidación de compuestos. La presencia de deshidrogenasas en el suelo (intracelular, en el interior de las células), puede ser procedente de los microorganismos, animales y plantas.

Tabla 169. Valores de actividad ureasa en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Ureasa actividad neta ($\mu\text{mol N-NH}_4^+/\text{g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,11	1,04	0,76	0,53	0,51	0,46
T1 (1)	2,58	1,33	1,38	0,29	0,53	0,95
T1 (2)	1,58	2,07	1,34	0,63	0,64	0,74
T1 (3)	1,61	1,65	1,26	0,33	0,54	0,59
T1 (4)	2,47	1,37	1,40	0,43	0,56	0,50
T2 (1)			1,49	0,24	0,53	0,82
T2 (2)			1,32	1,10	0,44	0,62
T2 (3)			1,40	0,25	0,49	0,13
T2 (4)			1,54	0,64	0,31	0,13

Tabla 170. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad ureasa en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,071	4,513	0,086
	Ciclo	1	5,071	0,556	0,489
	Tratamiento * Ciclo	1	5,071	0,281	0,618
Año 2	Tratamiento	2	6,838	2,052	0,200
	Ciclo	1	6,838	27,186	0,001
	Tratamiento * Ciclo	2	6,838	2,002	0,207
Año 3	Tratamiento	2	6,877	1,862	0,226
	Ciclo	1	6,877	0,030	0,867
	Tratamiento * Ciclo	2	6,877	0,304	0,748

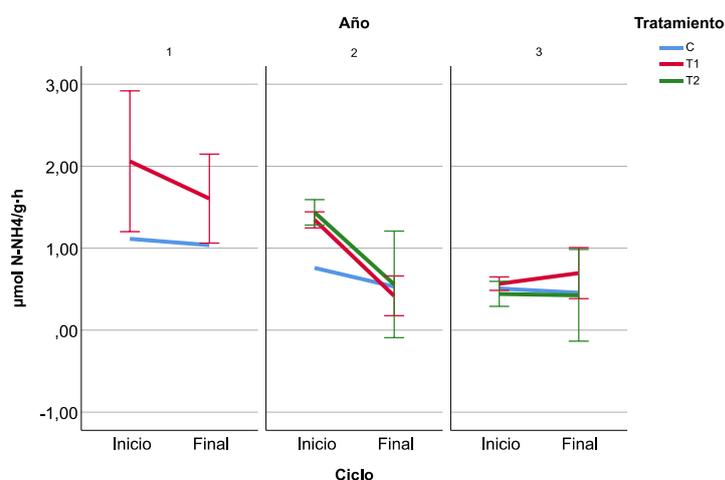


Figura 96. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad ureasa en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 171. Valores de actividad ureasa en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Ureasa actividad neta ($\mu\text{mol N-NH}_4^+/\text{g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,64	0,65	0,31	1,17	0,31	0,31
T1 (1)	1,05	1,48	0,36	0,68	0,42	0,68
T1 (2)	1,97	1,40	0,65	0,46	0,27	0,60
T1 (3)	2,95	1,66	0,47	0,39	0,36	0,45
T1 (4)	1,62	1,87	0,55	0,75	0,39	0,48
T2 (1)			1,19	0,65	0,20	0,46
T2 (2)			1,84	1,11	0,47	0,48
T2 (3)			2,47	0,98	0,41	0,36
T2 (4)			1,48	1,19	0,34	0,25

Tabla 172. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad ureasa en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,410	5,731	0,086
	Ciclo	1	3,410	0,093	0,778
	Tratamiento * Ciclo	1	3,410	0,112	0,758
Año 2	Tratamiento	2	9,002	13,829	0,002
	Ciclo	1	9,002	0,092	0,769
	Tratamiento * Ciclo	2	9,002	6,612	0,017
Año 3	Tratamiento	2	11,862	2,579	0,117
	Ciclo	1	11,862	1,664	0,222
	Tratamiento * Ciclo	2	11,862	1,639	0,235

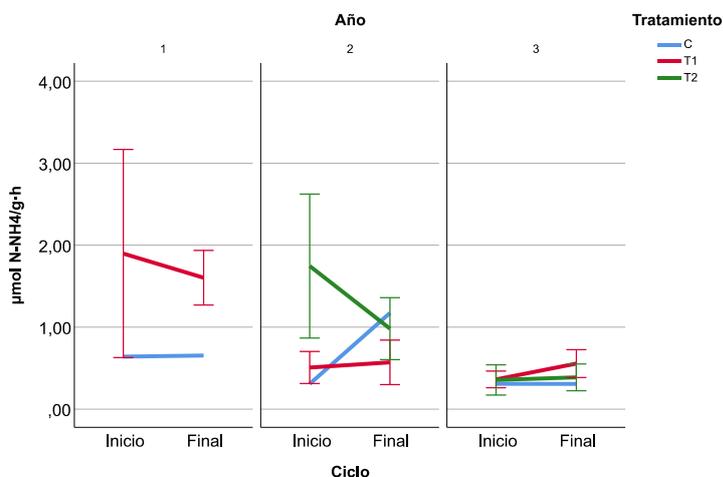


Figura 97. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad ureasa en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 173. Valores de actividad ureasa en suelo del cultivo de cereal.

Ureasa actividad neta ($\mu\text{mol N-NH}_4^+/\text{g}\cdot\text{h}$)	Cereal					
	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,56	1,48	3,08	1,93	1,66	1,48
T (1)	1,21	1,06	2,45	1,43	1,24	1,35
T (2)	1,24	1,10	2,30	1,21	1,02	1,30
T (3)	1,27	1,11	2,30	1,33	0,98	1,18
T (4)	1,49	1,28	2,09	1,52	1,37	1,31

Tabla 174. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de actividad ureasa en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,615	11,017	0,018
	Ciclo	1	5,615	1,793	0,232
	Tratamiento * Ciclo	1	5,615	0,251	0,635
Año 2	Tratamiento	1	5,946	36,869	0,001
	Ciclo	1	5,946	85,013	0,000
	Tratamiento * Ciclo	1	5,946	1,103	0,334
Año 3	Tratamiento	1	3,912	10,089	0,035
	Ciclo	1	3,912	0,063	0,814
	Tratamiento * Ciclo	1	3,912	2,003	0,231

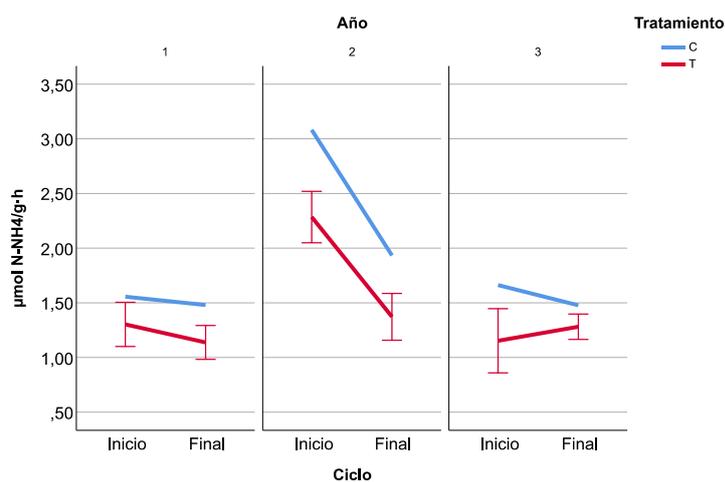


Figura 98. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de actividad ureasa en el suelo en cultivo de cereal.

Tabla 175. Valores de deshidrogenasa en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Deshidrogenasa ($\mu\text{g INTF/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	3,24	2,97	1,62	4,23	4,15	3,30
T1 (1)	17,26	14,40	2,17	5,72	3,13	3,67
T1 (2)	30,58	19,48	1,81	4,50	4,17	4,17
T1 (3)	17,93	13,70	2,79	5,68	4,27	4,50
T1 (4)	27,92	19,76	3,29	4,12	5,31	4,52
T2 (1)			4,20	3,50	3,21	6,74
T2 (2)			8,08	3,11	4,82	3,34
T2 (3)			6,40	3,51	4,68	6,71
T2 (4)			6,27	4,42	3,88	6,41

Tabla 176. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de deshidrogenasa en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,281	16,272	0,014
	Ciclo	1	4,281	0,660	0,459
	Tratamiento * Ciclo	1	4,281	0,560	0,493
Año 2	Tratamiento	2	9,576	4,642	0,039
	Ciclo	1	9,576	2,109	0,178
	Tratamiento * Ciclo	2	9,576	14,793	0,001
Año 3	Tratamiento	2	10,631	1,726	0,224
	Ciclo	1	10,631	0,202	0,662
	Tratamiento * Ciclo	2	10,631	1,890	0,198

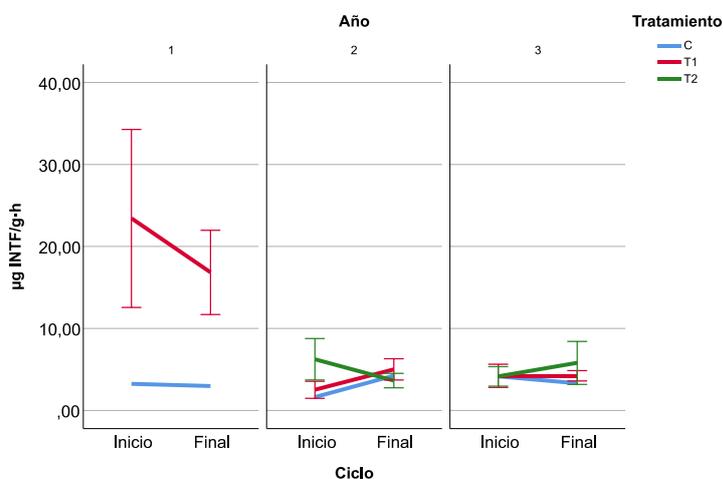


Figura 99. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de deshidrogenasa en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 177. Valores de deshidrogenasa en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Deshidrogenasa ($\mu\text{g INTF/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	1,90	3,05	1,86	3,42	4,52	6,16
T1 (1)	15,14	13,88	2,66	5,83	5,81	5,50
T1 (2)	12,02	14,40	2,63	5,55	5,39	4,93
T1 (3)	13,78	13,38	2,54	4,96	6,26	5,90
T1 (4)	18,92	13,98	2,73	5,44	5,31	7,86
T2 (1)			3,87	4,40	6,34	5,61
T2 (2)			4,20	5,86	6,77	6,82
T2 (3)			4,37	3,54	6,12	6,46
T2 (4)			5,07	3,83	5,08	5,87

Tabla 178. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de deshidrogenasa en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,123	52,266	0,005
	Ciclo	1	3,123	0,001	0,980
	Tratamiento * Ciclo	1	3,123	0,443	0,552
Año 2	Tratamiento	2	8,507	6,752	0,018
	Ciclo	1	8,507	17,680	0,003
	Tratamiento * Ciclo	2	8,507	10,528	0,005
Año 3	Tratamiento	2	9,858	0,802	0,476
	Ciclo	1	9,858	2,247	0,165
	Tratamiento * Ciclo	2	9,858	0,708	0,516

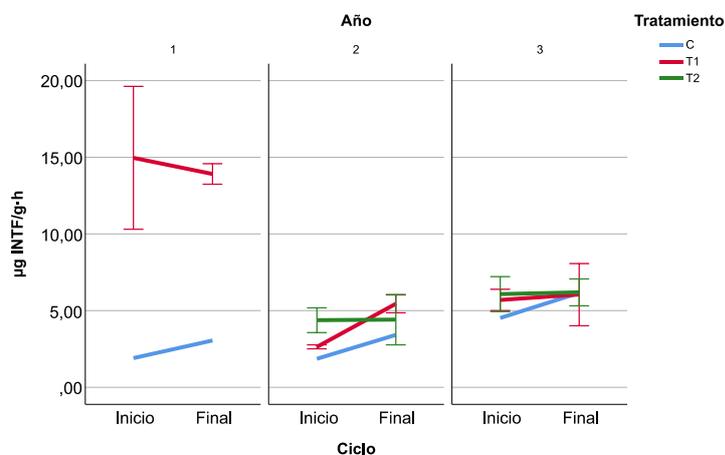


Figura 100. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de deshidrogenasa en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 179. Valores de deshidrogenasa en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Deshidrogenasa ($\mu\text{g INTF/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	5,16	3,65	2,37	4,80	3,66	5,05
T (1)	5,20	3,77	5,16	6,49	4,36	5,35
T (2)	5,51	4,50	4,31	9,74	5,86	4,97
T (3)	6,50	3,35	3,43	8,11	4,39	7,80
T (4)	4,81	2,72	3,61	5,16	3,00	4,36

Tabla 180. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de deshidrogenasa en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,993	0,059	0,816
	Ciclo	1	5,993	8,703	0,026
	Tratamiento * Ciclo	1	5,993	0,126	0,735
Año 2	Tratamiento	1	3,919	3,306	0,145
	Ciclo	1	3,919	5,670	0,077
	Tratamiento * Ciclo	1	3,919	0,117	0,750
Año 3	Tratamiento	1	5,639	0,376	0,564
	Ciclo	1	5,639	1,488	0,271
	Tratamiento * Ciclo	1	5,639	0,006	0,939

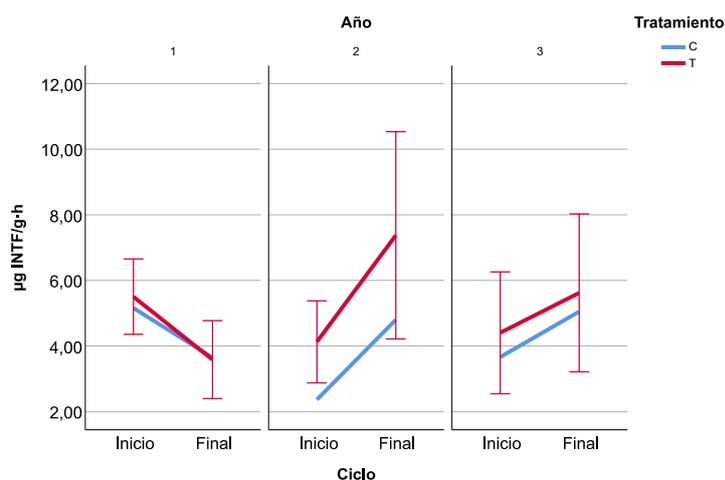


Figura 101. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de deshidrogenasa en el suelo en cultivo de cereal.

En la catalización por las enzimas deshidrogenasas de la materia orgánica, se capta hidrógeno y electrones como consecuencia de la oxidación (Trevors, 1986), y su monitoreo es realizado por medio de la actividad deshidrogenasa; por ello, podría ser considerada como un indicador de la actividad de la biota del suelo (Beyer et al., 1992) y de la actividad catabólica en correlación de su actividad microbiana (Skujins, 1978). Las actividades enzimáticas, están relacionadas con la actividad respiratoria y podrían ser indicadores de la actividad oxidativa celular, por ello, la actividad deshidrogenasa podría ser útil considerada para medir la actividad microbiana en el suelo (Alef and Nannipieri, 1995); podría considerarse la dependencia de esta enzima con el estado metabólico y la actividad biológica del suelo (Ros, 1998).

Algunos autores como Nannipieri et al. (1990) y Beyer et al. (1993), cuestionan la actividad deshidrogenasa como indicador de la actividad metabólica del suelo por la complejidad de la matriz del suelo y por las posibles interacciones ecológicas indeterminadas.

Se ha descrito en muchos experimentos que una mejora de materia orgánica en el suelo incrementa la actividad ureasa y permite a la urea ser una fuente de nitrógeno en el suelo (Cookson and Lepiece, 1996).

La actividad deshidrogenasa determinada en los suelos estudiados, como se ha comentado ya, es del tipo oxidorreductasa, y es endocelular; su valor puede identificarse a la actividad metabólica del sistema suelo. Como puede apreciarse en los resultados obtenidos (tablas 175, 177 y 179), la introducción de los lodos EDAR como enmienda de suelos induce un incremento de la actividad deshidrogenasa en los suelos de almendro, sobre todo, en los dos ciclos en el momento de introducir el mencionado lodo como enmienda orgánica. Hacia final del ciclo desciende la enzima, indicativo de que la actividad metabólica de la población microbiana disminuye; y también lo hace durante el tercer ciclo, en el que no entró en juego el biosólido usado.

En los suelos del cultivo de nectarina, los mayores valores de esta actividad se observan en el primer ciclo, en bastante mayor proporción que en el segundo y tercer ciclo, aunque en menor proporción que con suelos bajo almendro. También en suelos bajo nectarina se comprueba el beneficioso efecto de la adición de lodos al suelo sobre esta actividad enzimática. El suelo control del cultivo de cereal es el que menor diferencia presenta de actividad deshidrogenasa con el suelo aplicado con lodo, indicando que dicho suelo mantiene una buena actividad metabólica; este hecho, junto con el diferente sistema de manejo para adicionar el lodo, en comparación con los experimentos de arbolado, hacen que se observen muy escasas diferencias entre suelos control y enmendados en el caso del cereal.

4.3.11.4. Actividad glicino-aminopeptidasa

Las aminopeptidasas son enzimas proteolíticas, ubicuamente distribuidas, capaces de hidrolizar los aminoácidos aminoterminales de péptidos y polipéptidos que tienen un importante papel en su control a nivel central (Banegas et al., 2008); esta actividad puede ser reflejo del estado funcional de suelos, ya que es de suma importancia descomponer fuentes de nitrógeno basada en proteínas o polipéptidos, y poner dicho N a disposición de la planta en forma de aminoácidos. Las aminopeptidasas son enzimas proteolíticas (peptidasas) que degradan el N de los oligopéptidos, produciendo péptidos más pequeños y aminoácidos libres. Estas enzimas están ampliamente distribuidas y se encuentran tanto en el interior de orgánulos intracelulares, como en el citoplasma, o formando parte de las membranas celulares. Muchas de ellas contienen zinc, por lo que son metaloproteinasas.

Tabla 181. Valores de glicina en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Glicina actividad neta (μmol PNA/g·h)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,42	0,45	0,58	0,35	0,38	0,18
T1 (1)	2,00	1,82	0,44	0,30	0,33	0,39
T1 (2)	1,99	1,87	0,52	0,49	0,41	0,30
T1 (3)	2,10	1,77	0,63	0,35	0,31	0,42
T1 (4)	0,41	2,09	0,45	0,46	0,40	0,42
T2 (1)			1,59	0,37	0,39	0,48
T2 (2)			2,46	0,36	0,36	0,40
T2 (3)			1,76	0,29	0,31	0,35
T2 (4)			1,73	0,43	0,44	0,30

Tabla 182. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glicina en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,181	8,234	0,060
	Ciclo	1	3,181	0,106	0,765
	Tratamiento * Ciclo	1	3,181	0,060	0,821
Año 2	Tratamiento	2	6,849	23,103	0,001
	Ciclo	1	6,849	26,751	0,001
	Tratamiento * Ciclo	2	6,849	25,030	0,001
Año 3	Tratamiento	2	11,099	2,230	0,153
	Ciclo	1	11,099	2,582	0,136
	Tratamiento * Ciclo	2	11,099	2,789	0,104

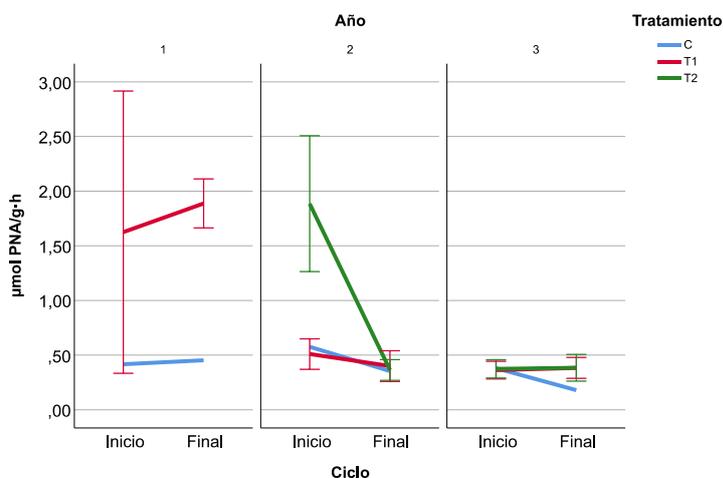


Figura 102. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de glicina en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 183. Valores de glicina en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Glicina actividad neta (μmol PNA/g·h)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,18	0,24	0,38	0,23	0,34	0,27
T1 (1)	0,27	1,46	0,67	0,33	0,36	0,32
T1 (2)	1,88	1,36	0,64	0,27	0,36	0,37
T1 (3)	2,13	1,44	0,67	0,30	0,36	0,31
T1 (4)	1,89	1,41	0,66	0,43	0,30	0,40
T2 (1)			1,37	0,22	0,33	0,33
T2 (2)			1,58	0,67	0,32	0,33
T2 (3)			1,50	0,50	0,31	0,33
T2 (4)			1,55	0,28	0,32	0,30

Tabla 184. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glicina en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,015	7,060	0,076
	Ciclo	1	3,015	0,005	0,950
	Tratamiento * Ciclo	1	3,015	0,037	0,859
Año 2	Tratamiento	2	8,120	41,191	0,000
	Ciclo	1	8,120	57,343	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	8,120	24,632	0,000
Año 3	Tratamiento	2	9,935	2,884	0,103
	Ciclo	1	9,935	1,815	0,208
	Tratamiento * Ciclo	2	9,935	1,827	0,211

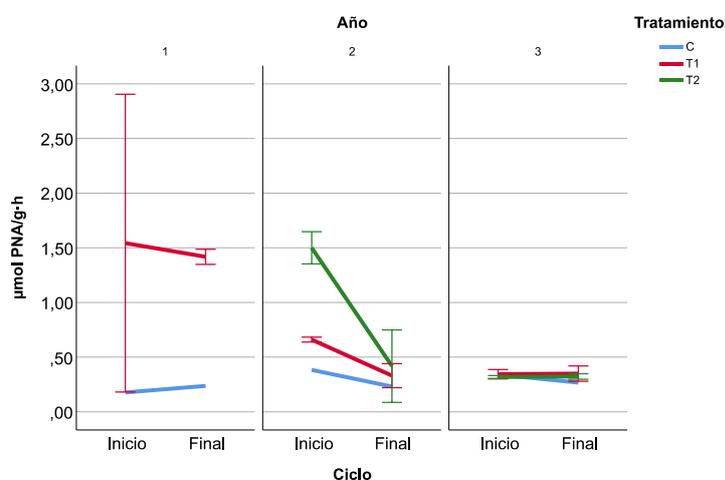


Figura 103. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de glicina en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 185. Valores de glicina en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Glicina actividad neta ($\mu\text{mol PNA/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,39	0,65	0,37	0,35	0,39	0,36
T (1)	0,44	0,42	0,43	0,45	0,37	0,43
T (2)	0,42	0,49	0,40	0,44	0,34	0,50
T (3)	0,45	0,51	0,43	0,42	0,29	0,43
T (4)	0,34	0,60	0,42	0,38	0,33	0,43

Tabla 186. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glicina en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,255	1,502	0,272
	Ciclo	1	5,255	12,439	0,015
	Tratamiento * Ciclo	1	5,255	2,809	0,152
Año 2	Tratamiento	1	4,200	10,459	0,030
	Ciclo	1	4,200	0,225	0,659
	Tratamiento * Ciclo	1	4,200	0,367	0,576
Año 3	Tratamiento	1	5,980	0,286	0,612
	Ciclo	1	5,980	2,904	0,139
	Tratamiento * Ciclo	1	5,980	6,604	0,042

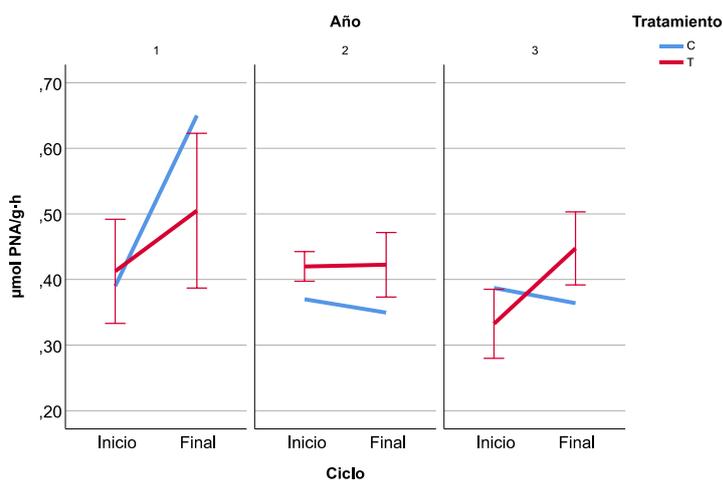


Figura 104. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de glicina en el suelo en cultivo de cereal.

Nuestros resultados sobre esta actividad enzimática (tablas 181, 183 y 185), indican que, para el cultivo de almendro y los suelos de este ensayo, la actividad glicino-aminopeptidasa sólo para el primer ciclo y cuando se adicionan lodos al suelo, es cuando se observan diferencias apreciables entre el suelo control y los suelos enmendados; en este primer ciclo, es cuando los microorganismos del suelo pueden degradar proteínas, péptidos o polipéptidos, y generar a partir de ahí aminoácidos útiles para el desarrollo vegetal. En ciclos posteriores, esto no se observa excepto cuando se vuelve a colocar lodo al inicio del segundo ciclo, confirmando lo anterior.

Algo similar a lo expuesto anteriormente sucede cuando se comprueban los resultados sobre esta enzima, en suelos bajo cultivo de nectarina. Cuando los suelos analizados pertenecen al cultivo de cereal, no es tan clara la incidencia de lodos EDAR sobre la actividad enzimática glicino-aminopeptidasa; parece que tanto el tipo de suelo, el tipo de cultivo, y sobre todo, el diferente manejo para la aplicación de lodos al suelo, cuando se trata de cultivo de arbolado o de cereal, pueden contribuir a este diferente comportamiento.

4.3.11.5. Actividad β -glucosidasa

La β -glucosidasa es una enzima asociada con el ciclo del carbono ya que está involucrada en la degradación microbiana de la celulosa a glucosa (Alef and Nannipieri, 1995). La β -glucosidasa hidroliza los grupos terminales no reducibles de la β -D celobiosa, liberando β -D-glucopiranosido o glucosa. Por tanto, esta enzima refleja el estado de la materia orgánica del suelo y su actividad está íntimamente relacionada con los compuestos de carbono presentes.

La hidrólisis de estos sustratos juega un papel muy importante en la adquisición de energía de los microorganismos del suelo (Eivazi and Zakaria, 1993). Estos mismos investigadores demostraron que la enzima podría ser inhibida por la presencia de metales pesados, compuestos tóxicos, etc. Por tanto, la determinación de β -glucosidasa puede utilizarse como indicador biológico del grado de contaminación del suelo en algunos casos. Esta es una enzima ampliamente distribuida en la naturaleza y su origen parece ser principalmente fúngico.

Cuando se comprueban los resultados obtenidos para la actividad de la enzima β -glucosidasa en los suelos bajo cultivos arbóreos (almendro y nectarina) (tablas 187 y 189), podemos observar que dicha actividad incrementa su valor sobre suelos control en los años 1 y 2, y sobre todo, cuando se ha introducido lodo EDAR en el suelo. Se confirma que, en estos ensayos, la entrada del lodo como fuente exógena de materia orgánica en los suelos, incrementa la degradación de determinados compuestos de carbono y los lleva hasta glucosa, proporcionando energía al sistema; parece claro que los lodos introducen sustratos que hacen a los microorganismos del suelo, sintetizar esta enzima. También el cultivo y tipo de suelo tienen su influencia sobre la β -glucosidasa, ya que en suelos en cultivo de almendro no se observan diferencias entre suelo control y suelos enmendados en el tercer ciclo, cuando no se adicionan lodo, pero sí hay alguna diferencia entre suelos control y enmendados, en el ensayo con nectarina.

Para el caso de suelos en el cultivo de cereal, en el primer ciclo y para los valores de actividad β -glucosidasa, no se observan diferencias entre suelos control, y suelos donde se aplica lodo EDAR (tabla 191 y figura 107), aunque sí hay algunas diferencias en este sentido, pero ya en el segundo ciclo, cuando se vuelve a adicionar de nuevo, lodos EDAR a los suelos; pensamos que el diferente manejo de los lodos aplicados puede ser responsable de este diferente comportamiento entre nuestros ensayos.

Tabla 187. Valores de β glucosidasa en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
Glucosidasa ($\mu\text{mol PNF/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,83	0,28	0,39	0,47	0,50	0,30
T1 (1)	1,49	0,46	0,71	0,56	0,39	0,45
T1 (2)	3,34	0,80	0,52	1,02	0,60	0,41
T1 (3)	1,26	0,55	0,92	0,55	0,36	0,51
T1 (4)	2,81	0,37	0,80	0,75	0,41	0,50
T2 (1)			1,59	0,52	0,40	0,69
T2 (2)			1,86	0,49	0,50	0,36
T2 (3)			1,19	0,29	0,30	0,57
T2 (4)			1,35	0,83	0,41	0,42

Tabla 188. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de β glucosidasa en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,202	2,097	0,238
	Ciclo	1	3,202	3,805	0,140
	Tratamiento * Ciclo	1	3,202	0,956	0,396
Año 2	Tratamiento	2	11,942	6,364	0,013
	Ciclo	1	11,942	5,129	0,043
	Tratamiento * Ciclo	2	11,942	9,739	0,003
Año 3	Tratamiento	2	11,782	0,256	0,778
	Ciclo	1	11,782	0,114	0,742
	Tratamiento * Ciclo	2	11,782	1,710	0,223

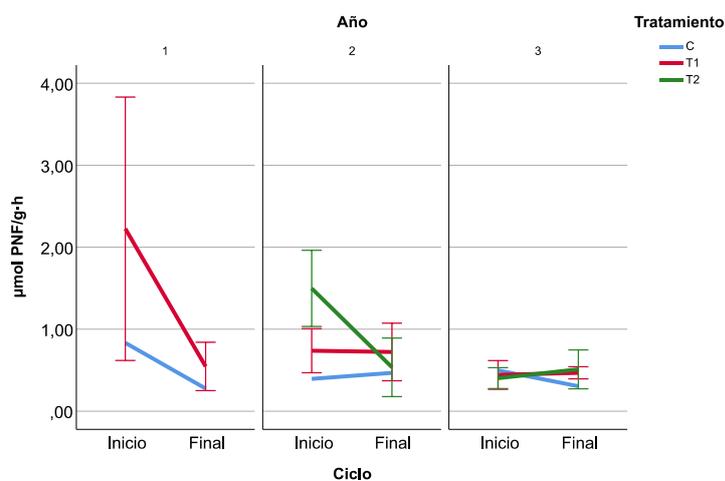
Figura 105. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de β glucosidasa en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 189. Valores de β glucosidasa en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
Glucosidasa ($\mu\text{mol PNF/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,20	0,14	0,41	0,26	0,34	0,86
T1 (1)	2,26	1,18	0,84	0,46	0,45	1,15
T1 (2)	2,12	1,58	0,87	0,53	0,51	0,83
T1 (3)	1,71	1,56	0,85	0,51	0,67	0,98
T1 (4)	1,46	1,48	0,74	0,58	0,42	2,08
T2 (1)			1,27	0,43	0,50	1,03
T2 (2)			1,23	0,51	0,55	1,39
T2 (3)			1,28	0,45	0,47	1,78
T2 (4)			1,43	0,39	0,39	1,19

Tabla 190. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de β glucosidasa en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	4,424	42,199	0,002
	Ciclo	1	4,424	1,149	0,339
	Tratamiento * Ciclo	1	4,424	0,683	0,451
Año 2	Tratamiento	2	10,616	61,789	0,000
	Ciclo	1	10,616	140,637	0,000
	Tratamiento * Ciclo	2	10,616	47,677	0,000
Año 3	Tratamiento	2	6,478	0,760	0,505
	Ciclo	1	6,478	13,933	0,008
	Tratamiento * Ciclo	2	6,478	0,240	0,793

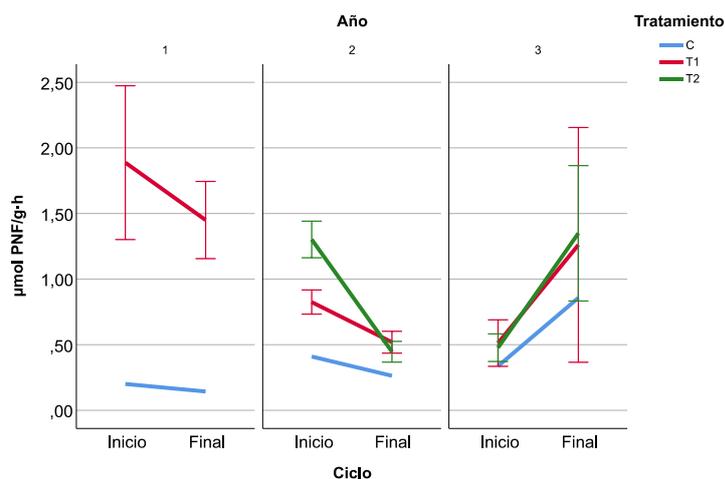
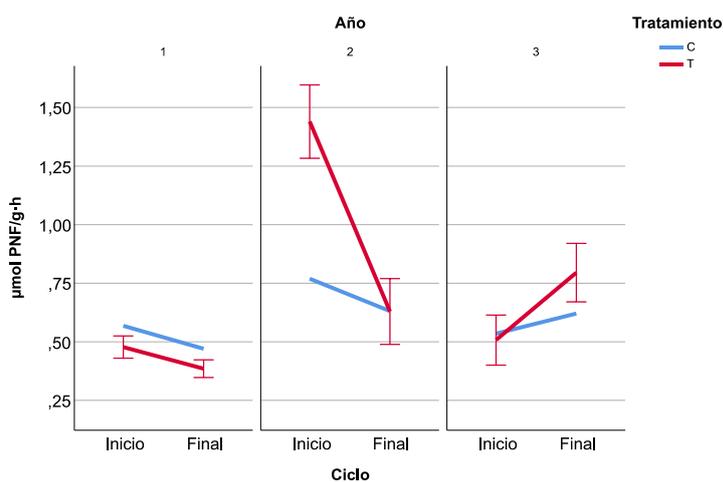
Figura 106. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de β glucosidasa en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 191. Valores de glucosidasa en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
Glucosidasa($\mu\text{mol PNF/g}\cdot\text{h}$)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	0,57	0,47	0,77	0,63	0,53	0,62
T (1)	0,47	0,36	1,32	0,71	0,46	0,76
T (2)	0,45	0,40	1,53	0,67	0,60	0,76
T (3)	0,47	0,37	1,51	0,64	0,45	0,91
T (4)	0,52	0,41	1,40	0,50	0,51	0,75

Tabla 192. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de glucosidasa en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	5,716	16,890	0,007
	Ciclo	1	5,716	19,901	0,005
	Tratamiento * Ciclo	1	5,716	0,016	0,903
Año 2	Tratamiento	1	5,931	20,549	0,004
	Ciclo	1	5,931	41,242	0,001
	Tratamiento * Ciclo	1	5,931	20,764	0,004
Año 3	Tratamiento	1	5,864	1,634	0,249
	Ciclo	1	5,864	10,513	0,018
	Tratamiento * Ciclo	1	5,864	3,084	0,131

Figura 107. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de β glucosidasa en el suelo en cultivo de cereal.

4.3.12. Análisis de bacterias patógenas (*Escherichia coli* y *Salmonella spp*)

Es de destacar, que, dado el origen biológico de los lodos, éstos son ricos en materias biológicamente activas y que, aplicados al suelo como materia orgánica exógena, pueden incrementar la producción y la acción de la población microbiana. La *Escherichia coli* y *Salmonella spp.*, son bacterias aerobias o anaerobias facultativas, y pueden desarrollarse tanto en presencia como en ausencia de oxígeno. El factor limitante principal que condiciona su vida es la temperatura, siendo la temperatura óptima para su crecimiento y desarrollo entre 37-45°C. Este tipo de microorganismos patógenos es muy frecuente en materiales orgánicos usados como enmiendas o fertilizantes para suelos, tales como estiércoles, lodos, etc. Las legislaciones, normalmente apuntan a la desinfección de estos materiales, en concreto sobre los patógenos indicados anteriormente; pero no todos los tratamientos de lodos son efectivos en la eliminación de *Escherichia coli* ya que en ocasiones disminuye la población, pero no se erradica. Es por ello que se considera un factor de interés en este estudio analizar la presencia en el tiempo de *Escherichia coli* y *Salmonella spp.* en el suelo, partiendo del hecho que los lodos de depuración contienen estas bacterias y poder estudiar el efecto del suelo sobre estas.

Los lodos de depuradora contienen una gran cantidad de organismos patógenos procedentes casi en su totalidad, de las aguas residuales de origen urbano (Estrada et al., 2004). La cantidad de ellos presente depende del proceso seguido en la estación depuradora y de las condiciones sanitarias generales de la población. Es frecuente la presencia de *Salmonella spp.* en los lodos de depuradora y este hecho ha sido corroborado por diversos autores (Iranpour and Cox, 2006; Horswell et al., 2007; Sidhu and Toze, 2009; Viau et al., 2011). En sus informes indican que el lodo puede transmitir patógenos, ya que las bacterias pueden sobrevivir en el suelo a 20°C - 30°C durante 30 a 968 días en condiciones favorables (Heaton and Jones, 2008); incluso se podría dar lugar a un rebrote (Eamens et al., 2006; Gibbs et al., 1997). Otros factores como el cambio climático, que pueden provocar sequías, inundaciones y altas temperaturas, también podrían provocar la activación de *Salmonella spp.* (Liu et al., 2013; Ge et al., 2012). Por ello, es necesario una mejora en la identificación de los riesgos involucrados en la contaminación por patógenos.

Como ya hemos advertido, los lodos frescos (biosólidos) cuentan con una apreciable cantidad de microorganismos patógenos. Este hecho indica que cuando se usa sin someter dichos biosólidos a un proceso de saneamiento (como el compostaje o cualquier otro que higienice esos lodos), existe un riesgo evidente de contaminación debida precisamente a su contenido en microorganismos patógenos, tanto para el manipulado del biosólido como para el suelo o el cultivo que exista sobre él. Una importante cuestión que habría que plantearse es cuánto de peligroso es el contenido de este patógeno en el lodo, cuando dicho lodo se incorpora al suelo. En nuestras condiciones, es posible que su peligrosidad no sea elevada en los suelos, y que el patógeno no sobreviva en el suelo mucho tiempo. Sin embargo, no hay que olvidar que, para el manipulador del lodo, o para cualquier otro aspecto similar, podría ser nocivo en un momento dado. Es fundamental establecer unas buenas prácticas de aplicación de lodos con las necesarias precauciones para el aplicador y para todo el ecosistema que lo rodea.

Flavio Krzyzanovski et al. (2016) detectaron el mayor riesgo anual de infección por *Salmonella spp.* entre los trabajadores agrícolas en el momento de la aplicación del lodo. La concentración en el suelo también juega un papel importante en el riesgo, ya que se eliminará en muchos casos. Westrel et al. (2004) desarrollaron una serie de escenarios asociados con diferentes microorganismos y cuantificaron el riesgo de exposición a la infección entre los trabajadores de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales y los trabajadores que aplican lodos a los suelos agrícolas. En el caso de infección causada por *Salmonella spp.*, el riesgo por ingestión accidental de lodos de depuradora por parte de los aplicadores de lodos en campo fue el más alto de todos los supuestos.

Tabla 193. Valores de *Escherichia coli* en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
<i>E. coli</i> (ufc/g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<10	<10	<10	<10	<10	<10
T1 (1)	<10	<10	<10	<10	<10	<10
T1 (2)	<40	<40	<10	<10	<10	<10
T1 (3)	<40	<10	<10	<10	<10	<10
T1 (4)	<40	<10	<10	<10	<10	<10
T2 (1)			250,00	<10	<10	<10
T2 (2)			320,00	<10	<10	<10
T2 (3)			180,00	<10	<10	<10
T2 (4)			310,00	<10	<10	<10

Tabla 194. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de *Escherichia coli* en suelo en cultivo de almendro.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	6,000	1,600	0,253
	Ciclo	1	6,000	0,400	0,550
	Tratamiento * Ciclo	1	6,000	0,400	0,550
Año 2	Tratamiento	2	6,000	34,687	0,001
	Ciclo	1	6,000	20,804	0,004
	Tratamiento * Ciclo	2	6,000	34,673	0,001

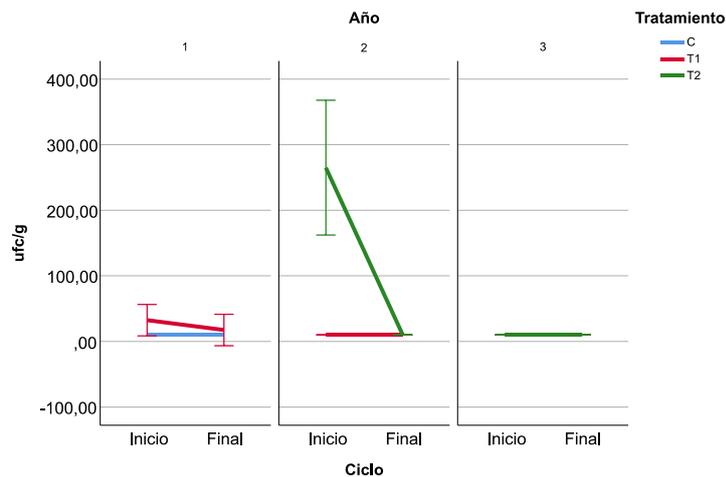
Figura 108. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de *Escherichia coli* en el suelo en cultivo de almendro.

Tabla 195. Valores de *Escherichia coli* en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
<i>E. coli</i> (ufc/g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<10	<10	<10	<10	<10	<10
T1 (1)	113,33	<40	<10	<10	<10	<10
T1 (2)	43,33	<10	36,66	<10	<10	<10
T1 (3)	86,66	<10	<10	<10	<10	<10
T1 (4)	130,00	<10	<10	<10	<10	<10
T2 (1)			<10	<10	<10	<10
T2 (2)			<40	<10	<10	<10
T2 (3)			<10	<10	<10	<10
T2 (4)			<40	<10	<10	<10

Tabla 196. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de *Escherichia coli* en suelo en cultivo de nectarina.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 1	Tratamiento	1	3,921	3,989	0,118
	Ciclo	1	3,921	2,780	0,172
	Tratamiento *	1	3,921	2,780	0,172
	Ciclo				

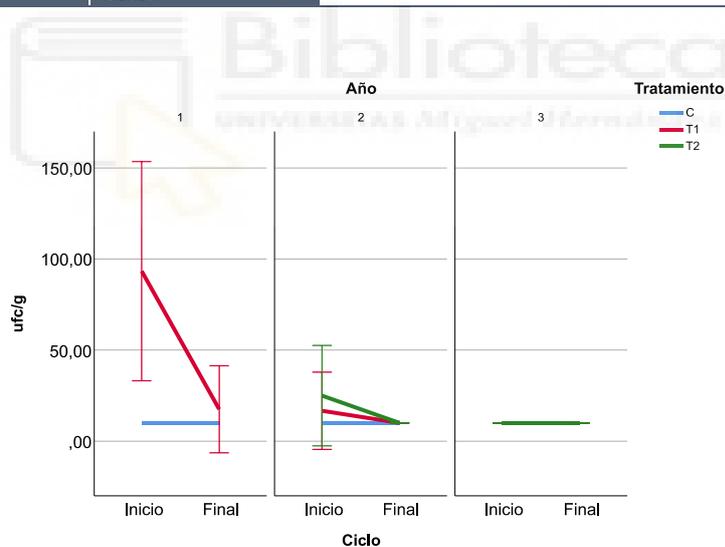
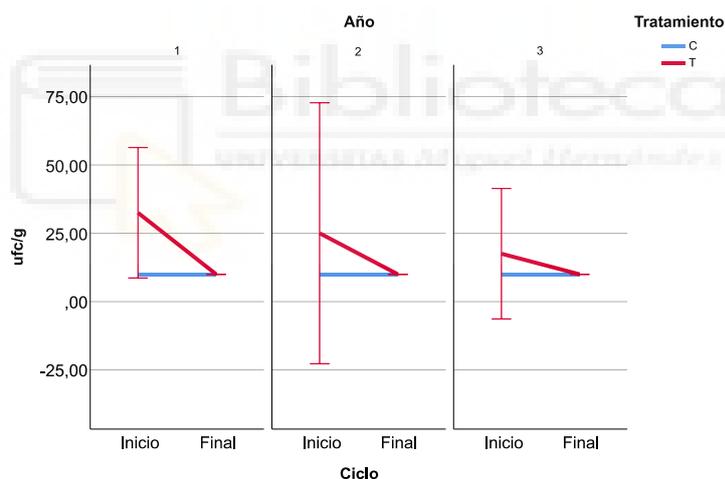
Figura 109. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de *Escherichia coli* en el suelo en cultivo de nectarina.

Tabla 197. Valores de *Escherichia coli* en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
<i>E. coli</i> (ufc/g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	<10	<10	<10	<10	<10	<10
T (1)	<40	<10	<10	<10	<10	<10
T (2)	<40	<10	<10	<10	<40	<10
T (3)	<40	<10	70,00	<10	<10	<10
T (4)	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Tabla 198. Pruebas de efectos fijos de tipo III para valores de *Escherichia coli* en suelo en cultivo de cereal.

	Origen	gl de numerador	gl de denominador	F	Sig.
Año 2	Tratamiento	1	3,000	0,201	0,685
	Ciclo	1	3,000	0,199	0,686
	Tratamiento * Ciclo	1	3,000	0,199	0,686

Figura 110. Gráfico de valores medios y barras de error (IC 95%) de *Escherichia coli* en el suelo en cultivo de cereal.

Como ya se señaló en la Tesis Doctoral de Murcia (2013), con relación al estudio realizado sobre los lodos EDAR, parecen demostrar que, como era de esperar, tienen una gran población microbiana, lo que los convierte en una materia orgánica activa, a pesar de haber sufrido un proceso de digestión en las plantas de tratamiento. En los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales se pueden acumular altos niveles de microorganismos bacterianos; también son habituales valores de *E. coli* de 10^3 hasta 10^5 . Generalmente, para eliminar poblaciones microbianas contenidas en los lodos, las estaciones de pequeño tamaño son las que mejor idoneidad reúnen para controlar este proceso, pudiendo conseguir reducciones de *E. coli* hasta valores inferiores a 10, como puso de manifiesto Murcia (2013).

Nuestros resultados en suelos para *E. coli* (tablas 193, 195 y 197), ponen de manifiesto que en los suelos agrícolas donde se han adicionado lodos EDAR no detectan problemas de este tipo de microorganismo patógeno; existe algún incremento con relación al suelo control en algunas muestras, pero siempre son

mucho menores de 10^3 . Bastantes investigadores han estudiado esta problemática; como ejemplo, Estrada et al. (2004), los cuales estudiaron la aplicación en suelo de lodos procedentes de una EDAR con digestión anaerobia, seguida de deshidratación mecánica, así como otros lodos tratados con secado térmico; ellos detectaron que los lodos deshidratados mecánicamente y aplicados al suelo, inicialmente generaba un crecimiento de las poblaciones *Escherichia coli* probablemente motivado por la disponibilidad de nutrientes del suelo y restándole importancia a las condiciones atmosféricas. Su comportamiento a partir del día veinte del ensayo, el recuento en suelo de *Echerichia coli* fue muy bajo y nulo a partir del día ochenta.

Tabla 199. Valores de *Salmonella spp.* en suelo del cultivo de almendro.

Almendro						
<i>Salmonella spp.</i> (en 25g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (1)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (2)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (3)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (4)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (1)			Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (2)			Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (3)			Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (4)			Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia

Tabla 200. Valores de *Salmonella spp.* en suelo del cultivo de nectarina.

Nectarina						
<i>Salmonella spp.</i> (en 25g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (1)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (2)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (3)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T1 (4)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (1)			Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (2)			Presencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (3)			Presencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T2 (4)			Presencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia

Tabla 201. Valores de *Salmonella spp.* en suelo del cultivo de cereal.

Cereal						
<i>Salmonella spp.</i> (en 25g)	Año 1		Año 2		Año 3	
Tratamiento	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final	Ciclo inicio	Ciclo final
C	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T (1)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T (2)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T (3)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
T (4)	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia

Los resultados obtenidos en los experimentos de campo llevados a cabo encaminados a determinar *Salmonella spp.*, indican que cuando dichos lodos son adicionados a nuestros suelos, con las connotaciones de horas de luz existentes, y de temperaturas de nuestras zonas, su resistencia en los suelos debería ser escasa. Esto ya se vio en otros experimentos realizados en laboratorio cuando se comprobó que a las 6 semanas no existe rastro de microorganismos patógenos en suelos enmendados con lodos que sí los contienen. Las determinaciones se han realizado con PCR para poder afinar más que con las técnicas tradicionales de conteo en placa, y se ha confirmado la desaparición en el tiempo de este tipo de microorganismos, bien por los condicionantes, bien por su competencia con la flora autóctona existente en los suelos.

De todas formas, queremos hacer hincapié en que en el presente estudio y como más tarde se comprobará, los frutos no tienen contacto directo con el suelo y por tanto con los lodos, al contrario de lo que podría ocurrir con otros cultivos como hortalizas; de ahí el hacer hincapié en la importancia que tiene la selección e idoneidad del uso de los suelos agrícolas donde van a ser aplicados los lodos de depuración para minimizar el riesgo de contaminación patógena entre otros. Asimismo, queremos también poner de manifiesto que al no detectar problemas en los suelos enmendados con lodos EDAR, con relación a microorganismos patógenos como los aquí determinados, ello no es óbice para apostar por la desinfección de los lodos, ya que como sabemos, siempre será un factor de seguridad para los aplicadores de lodos, y que puedan estar totalmente a salvo con el manejo que deben de hacer con este material orgánico. Es por ello, que es importante elaborar un adecuado plan de prevención de riesgos laborales y disponer de los equipos de protección individual (EPI) necesarios para dicha prevención de riesgos.

4.3.13. Contaminantes orgánicos persistentes

En las aguas residuales urbanas que llegan a las depuradoras, puede haber presencia de contaminantes orgánicos, los cuales, tienen tendencia a combinarse con los lípidos que puedan también encontrarse en esos materiales orgánicos (Zennegg et al., 2013; Joint Research Center, 2022). Los lodos de depuración pueden igualmente contener contaminantes orgánicos aportados en origen por las aguas residuales. A continuación, se exponen algunas generalidades sobre aquellos contaminantes emergentes de origen orgánico, que han sido determinados en esta Tesis Doctoral

Los PAH son contaminantes orgánicos que se generan principalmente por la acción humana como consecuencia de la quema de combustibles de fósiles. Los PAH pueden producir efectos nocivos para la salud humana y los animales. Su presencia en el agua, suelo y aire generan un riesgo medioambiental y sanitario ya que son persistentes y por ello están incluidos dentro de los contaminantes orgánicos prioritarios. Como consecuencia del contenido de PAH en las aguas residuales, estos pasan a los lodos de depuración, los cuales, son retenidos en la materia orgánica de los mencionados lodos (Joint Research Centre, 2006).

Los LAS son compuestos orgánicos presentes principalmente en los detergentes y en productos de higiene personal, se trata de un tensoactivo aniónico muy utilizado por la industria. Los LAS han sido objeto de estudio por diferentes autores, encontrándose concentraciones en los lodos en un rango de 90–30.900 mg kg⁻¹ (Pakou et al., 2009). Los LAS son compuestos biodegradables en condiciones aerobias en el suelo y mediante adecuado tratamiento del lodo de depuración. Un estudio realizado por Moeller and Reeh (2003), afirma que el tratamiento de compostaje en los lodos a los 25 días reduce significativamente en un 99% el contenido de LAS en los lodos. Independientemente de ello, sería necesario ampliar los estudios sobre el efecto de este compuesto sobre el comportamiento de la actividad microbiana del suelo. El aporte de LAS a través de la aplicación del lodo es en condiciones aerobias y son degradados como consecuencia de la actividad microbiana. Va a ser muy importante el contenido de LAS, la humedad del suelo, la temperatura y oxígeno disponible (Jensen et al., 2001). La sorción de LAS a los sólidos y materia orgánica son otros importantes parámetros que controlan la degradación de LAS en el del suelo.

El NPE, se trata de otro tensoactivo aniónico que se encuentra en productos de higiene personal y en detergentes, también son utilizados por la industria química, del plástico y textil. Se trata de compuestos

de efecto nocivo que se pueden absorber por inhalación, a través de la piel y por ingestión, y son corrosivos. También tiene una elevada toxicidad y bioacumulación en la fauna marina y en las aves.

El Di (2-etilhexil) ftalato (DEHP) es un producto químico en forma líquida empleado con frecuencia en la industria de plásticos cuyo objetivo es que los plásticos adquieran flexibilidad. Este compuesto lo podemos encontrar en material médico, adhesivos y en envase de uso alimentario. Son compuestos poco solubles y susceptibles de acumularse en el suelo, su degradación en el medio acuático es baja, por el contrario, son fotodegradables y biodegradables en condiciones aerobias. Los lodos de depuración como norma general contienen DEHP y deben ser controlados y evaluados en el tiempo. La exposición a elevadas concentraciones de DEHP, puede generar efectos nocivos graves en humanos y animales.

Los PCB son considerados contaminantes orgánicos persistentes, su fabricación como comercialización está prohibida desde hace años. Los PCB han sido utilizados antes de ser prohibidos como aceites lubricantes, pinturas y líquidos hidráulicos. Son compuestos organoclorados, se forman mediante la cloración de diferentes posiciones del bifenilo. Las concentraciones de PCB en lodos de depuración han ido disminuyendo y tienen una vida media entre 9 y 12 años (Zennegg et al., 2013). Los PCB pueden ser fitotóxicos y ocasionar carcinogénesis y efectos mutagénicos en la fauna.

Tabla 202. Valores de compuestos orgánicos persistentes en suelo en cultivo de almendro.

Almendro	Año 1. Ciclo inicio			Año 2. Ciclo inicio			Año 3. Ciclo final		
	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2
ΣPAH (µg/kg)	<LC	11,35		4,75	15,24	5,16	4,34	5,52	33,14
ΣLAS (µg/kg)	<LC	400,10		648,00	793,30	544,70	3,82	30,55	28,08
ΣNPE (µg/kg)	<LC	88,78		48,70	34,83	26,40	<LC	<LC	<LC
DEHP (µg/kg)	<LC	823,25		<LC	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC
ΣPCB (µg/kg)	<LC	<LC		<LC	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC

Tabla 203. Valores de compuestos orgánicos persistentes en suelo en cultivo de nectarina.

Nectarina	Año 1. Ciclo inicio			Año 2. Ciclo inicio			Año 3. Ciclo final		
	C	T1	T2	C	T1	T2	C	T1	T2
ΣPAH (µg/kg)	<LC	4.699,00		5,29	13,18	4,20	56,85	53,51	55,23
ΣLAS (µg/kg)	<LC	86,45		470,50	490,00	251,70	19,59	7,27	9,16
ΣNPE (µg/kg)	30,20	33,15		<LC	<LC	43,07	<LC	<LC	<LC
DEHP (µg/kg)	<LC	418,00		<LC	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC
ΣPCB (µg/kg)	<LC	<LC		<LC	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC

Tabla 204. Valores de compuestos orgánicos persistentes en suelo en cultivo de cereal.

Cereal	Año 1. Ciclo inicio		Año 2. Ciclo inicio		Año 3. Ciclo final	
	C	T	C	T	C	T
ΣPAH (µg/kg)	3,04	3,43	8,57	15,49	0,07	0,01
ΣLAS (µg/kg)	18,18	22.487,00	488,00	250,00	28,01	1,45
ΣNPE (µg/kg)	1,63	1,49	<LC	<LC	0,14	<LC
DEHP (µg/kg)	11,30	12,63	12,90	2,38	0,17	<LC
ΣPCB (µg/kg)	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC	<LC

En nuestro estudio, las tablas 202, 203 y 204, ponen de manifiesto las cantidades detectadas en los suelos de los experimentos ensayados para los contaminantes orgánicos determinados. Como se puede observar, se han determinado dichos contaminantes orgánicos al inicio de la aplicación de los lodos a

los diferentes suelos y al final del cultivo del último año del estudio. Todos los lodos empleados estaban acordes a las recomendaciones propuestas en cuanto a los contaminantes orgánicos para la modificación de la Directiva de lodos. Independientemente de no existir limitación legislativa para estos compuestos, es recomendable monitorizarlos y probablemente prestar especial interés a los LAS y PAH por los valores obtenidos. Y así se ha establecido en esta Tesis doctoral, donde se señalan los contenidos en suelos de los contaminantes emergentes analizados, independientemente de su contenido inicial determinado directamente en los lodos.

Los NPE se detectaron en el segundo año al inicio para los cultivos de almendro y nectarina, y fueron inferiores al límite de cuantificación en el tercer año al final del ensayo en los tres cultivos (almendro, nectarina y cereal). En el tercer año al final del cultivo los DEHP estuvieron por debajo del nivel de cuantificación en todos los suelos donde se aplicó lodo y su control; y el segundo año al inicio del cultivo, solo se detectó en el cultivo de cereal.

Los valores de PCB fueron inferiores al nivel de cuantificación durante todo el estudio para los tres cultivos. Nuestros datos justifican, por tanto, una escasa peligrosidad para los suelos agrícolas, cuando se emplean lodos EDAR como enmienda orgánica, pero siempre que dichos lodos tengan una calidad suficiente para ser usados como materia orgánica exógena en agricultura.

4.4. SOBRE FRUTOS OBTENIDOS AL FINAL DEL CULTIVO

4.4.1. Metales pesados en frutos

Como ya se ha comentado en los análisis realizados a suelos enmendados y no enmendados con lodos EDAR, es muy clara la importancia que con este tipo de enmiendas tiene el estudio sobre metales pesados, tanto sobre los que contienen los propios lodos, como los que se detectan en los suelos después de su aplicación a los mismos. Es por ello, que se ha considerado de interés determinar también esos metales pesados, en los frutos que se han obtenido. Al final del tercer año de cultivo se analizaron los valores de metales pesados en los frutos de los tres cultivos (almendra, nectarina y cereal). Se comparó los frutos de las parcelas de control respecto a los frutos obtenidos en los cultivos de las parcelas que habían recibido lodos.

Como se puede observar en los datos estadísticos descriptivos y en los resúmenes de contraste de hipótesis, no se aprecian diferencias significativas en metales pesados en los frutos obtenidos de los tres cultivos en las parcelas control respecto a los frutos obtenidos en las parcelas donde se han aplicado lodos. A pesar de no apreciar diferencias significativas en los valores obtenidos, los metales pesados que podrían mostrar alguna diferencia entre los frutos obtenidos en los suelos control y aquellos en los que se han aplicado con lodos sería: plomo en frutos de almendro con valores promedio sobre materia seca de $0,78 \text{ mg kg}^{-1}$ y $0,39 \text{ mg kg}^{-1}$ para los frutos control y aplicados con lodos respectivamente; los frutos de nectarina arrojan valores promedio en zinc de $6,32 \text{ mg kg}^{-1}$ y $8,18 \text{ mg kg}^{-1}$ para suelos control y suelos aplicados con lodos respectivamente; los valores promedio obtenidos de cobre en los frutos de cereal han sido $4,78 \text{ mg kg}^{-1}$ y $4,07 \text{ mg kg}^{-1}$ en suelos control y suelos aplicados con lodos respectivamente. Cabe destacar que el cobre y el zinc son microelementos también esenciales presentes en el organismo humano.

Además de lo anterior, las cantidades de metales determinadas en frutos son, en general pequeñas. Según Cuadrado (1995) cita en su Tesis Doctoral que la ingesta máxima diaria aceptable de cobre oscila entre los $3,25\text{-}32,5 \text{ mg día}^{-1}$ para un hombre de 65 kg de peso corporal. Igualmente, establece que la ingesta recomendada de zinc se cifra en 15 mg día^{-1} . En lo que respecta al plomo, la ingesta diaria admisible establecida para este metal es de 230 µg día^{-1} para un hombre de 65 Kg de peso corporal (WHO, 1993).

Como se puede deducir de estos resultados, no consideramos que hay problema en los metales pesados determinados en frutos, cuando al suelo se aplican lodos EDAR, en comparación a frutos obtenidos sin usar las mencionadas enmiendas orgánicas.

Tabla 205. Datos estadísticos descriptivos de metales pesados en fruto del cultivo de almendro (3^{er} año).

Almendro			Tratamientos	
			Control	Lodo
Ni (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,55	0,36
	Máximo	Estadístico	1,88	0,81
	Media	Estadístico	1,01	0,53
		Error estándar	0,43	0,10
Cu (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	8,35	8,34
	Máximo	Estadístico	10,14	11,77
	Media	Estadístico	9,20	10,09
		Error estándar	0,52	0,71
Cd (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,01
	Máximo	Estadístico	0,01	0,01
	Media	Estadístico	0,01	0,01
		Error estándar	0,00	0,00
Zn (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	38,46	34,87
	Máximo	Estadístico	49,99	45,56
	Media	Estadístico	44,06	41,06
		Error estándar	3,33	2,25
Cr (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,01
	Máximo	Estadístico	0,32	0,01
	Media	Estadístico	0,11	0,01
		Error estándar	0,10	0,00
Pb (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,76	0,08
	Máximo	Estadístico	0,80	0,56
	Media	Estadístico	0,78	0,39
		Error estándar	0,01	0,10
Hg (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,01
	Máximo	Estadístico	0,01	0,01
	Media	Estadístico	0,01	0,01
		Error estándar	0,00	0,00

Tabla 206. Resumen de contrastes de hipótesis de metales pesados en fruto del cultivo de almendro.

Almendro	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La distribución de Ni (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,229 ^a	Conserve la hipótesis nula.
2	La distribución de Cu (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,629 ^a	Conserve la hipótesis nula.
3	La distribución de Cd (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	1,000 ^a	Conserve la hipótesis nula.
4	La distribución de Zn (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,629 ^a	Conserve la hipótesis nula.
5	La distribución de Cr (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,400 ^a	Conserve la hipótesis nula.
6	La distribución de Pb (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,057 ^a	Conserve la hipótesis nula.
7	La distribución de Hg (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	1,000 ^a	Conserve la hipótesis nula.

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de ,050. (a). Se muestra la significación exacta para esta prueba.

Tabla 207. Datos estadísticos descriptivos de metales pesados en fruto del cultivo de nectarina (3^{er} año).

Nectarina			Tratamientos	
			Control	Lodo
Ni (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,10	0,15
	Máximo	Estadístico	0,20	0,28
	Media	Estadístico	0,14	0,19
		Error estándar	0,03	0,03
Cu (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	4,84	5,84
	Máximo	Estadístico	7,00	9,16
	Media	Estadístico	6,01	7,08
		Error estándar	0,63	0,74
Cd (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,01
	Máximo	Estadístico	0,01	0,01
	Media	Estadístico	0,01	0,01
		Error estándar	0,00	0,00
Zn (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	4,75	7,28
	Máximo	Estadístico	7,19	10,05
	Media	Estadístico	6,32	8,18
		Error estándar	0,79	0,65
Cr (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,03
	Máximo	Estadístico	0,04	0,09
	Media	Estadístico	0,02	0,06
		Error estándar	0,01	0,01
Pb (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,02	0,01
	Máximo	Estadístico	0,09	0,09
	Media	Estadístico	0,06	0,07
		Error estándar	0,02	0,02
Hg (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,01
	Máximo	Estadístico	0,01	0,01
	Media	Estadístico	0,01	0,01
		Error estándar	0,00	0,00

Tabla 208. Resumen de contrastes de hipótesis de metales pesados en fruto del cultivo de nectarina.

Nectarina	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La distribución de Ni (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,400 ^a	Conserve la hipótesis nula.
2	La distribución de Cu (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,400 ^a	Conserve la hipótesis nula.
3	La distribución de Cd (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	1,000 ^a	Conserve la hipótesis nula.
4	La distribución de Zn (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,057 ^a	Conserve la hipótesis nula.
5	La distribución de Cr (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,114 ^a	Conserve la hipótesis nula.
6	La distribución de Pb (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	1,000 ^a	Conserve la hipótesis nula.
7	La distribución de Hg (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	1,000 ^a	Conserve la hipótesis nula.

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de ,050. (a). Se muestra la significación exacta para esta prueba.

Tabla 209. Datos estadísticos descriptivos de metales pesados en fruto del cultivo de cereal (3^{er} año).

Cereal			Tratamientos	
			Control	Lodo
Ni (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,61	0,42
	Máximo	Estadístico	1,86	2,43
	Media	Estadístico	1,17	1,00
		Error estándar	0,37	0,48
Cu (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	4,75	3,75
	Máximo	Estadístico	4,81	4,51
	Media	Estadístico	4,78	4,07
		Error estándar	0,02	0,16
Cd (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,01
	Máximo	Estadístico	0,02	0,03
	Media	Estadístico	0,01	0,01
		Error estándar	0,00	0,00
Zn (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	27,90	27,50
	Máximo	Estadístico	32,09	31,59
	Media	Estadístico	30,46	29,64
		Error estándar	1,29	0,97
Cr (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	3,23	0,01
	Máximo	Estadístico	9,29	6,16
	Media	Estadístico	5,65	2,70
		Error estándar	1,85	1,28
Pb (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,19	0,09
	Máximo	Estadístico	0,20	0,20
	Media	Estadístico	0,20	0,17
		Error estándar	0,00	0,03
Hg (mg/Kg)	N	Estadístico	3,00	4,00
	Mínimo	Estadístico	0,01	0,01
	Máximo	Estadístico	0,01	0,01
	Media	Estadístico	0,01	0,01
		Error estándar	0,00	0,00

Tabla 210. Resumen de contrastes de hipótesis de metales pesados en fruto del cultivo de cereal.

Cereal	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1	La distribución de Ni (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,629 ^a	Conserve la hipótesis nula.
2	La distribución de Cu (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,057 ^a	Conserve la hipótesis nula.
3	La distribución de Cd (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,629 ^a	Conserve la hipótesis nula.
4	La distribución de Zn (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,629 ^a	Conserve la hipótesis nula.
5	La distribución de Cr (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,229 ^a	Conserve la hipótesis nula.
6	La distribución de Pb (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	,229 ^a	Conserve la hipótesis nula.
7	La distribución de Hg (mg/Kg) es la misma entre categorías de Tratamientos.	Prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes	1,000 ^a	Conserve la hipótesis nula.

Se muestran significaciones asintóticas. El nivel de significación es de ,050. (a). Se muestra la significación exacta para esta prueba.

4.4.2. Patógenos en frutos

Se ha considerado de interés, saber si a pesar de que los lodos incorporan algunos microorganismos patógenos, éstos podrían pasar al suelo (ya determinado), y de ahí, a la cadena trófica,

Tabla 211. Valores de patógenos en fruto de cultivo de almendro (3^{er} año).

	<i>E. coli</i> (ufc/g)	<i>Salmonella spp.</i> (en 25 g)
Control	<10	Ausencia
Lodo	<10	Ausencia

Tabla 212. Valores de patógenos en fruto de cultivo de nectarina (3^{er} año).

	<i>E. coli</i> (ufc/g)	<i>Salmonella spp.</i> (en 25 g)
Control	<10	Ausencia
Lodo	<10	Ausencia

Tabla 213. Valores de patógenos en fruto de cultivo de cereal (3^{er} año).

	<i>E. coli</i> (ufc/g)	<i>Salmonella spp.</i> (en 25 g)
Control	<10	Ausencia
Lodo	<10	Ausencia

En lo que respecta a patógenos en los frutos al final del tercer año de cultivo (tablas 211, 212 y 213), los valores de *Escherichia coli* fueron inferiores a 1 ufc g⁻¹ en todos los frutos y para todos los cultivos tanto en los frutos obtenidos en las parcelas control como en las parcelas donde se aplicaron lodos EDAR. Igualmente, se obtuvo ausencia en *Salmonella spp.* en todos los frutos y para todos los cultivos tanto en los frutos obtenidos en las parcelas control como en las parcelas aplicadas con lodo. Nuestros datos denotan la escasa toxicidad que puede existir para este tipo de contaminaciones microbianas.

4.4.3. Compuestos orgánicos persistentes en frutos

En el último año de ensayo, los frutos de las diferentes parcelas estudiadas (frutos de almendro, de nectarina, y de grano de cereal), fueron usados para determinar diferentes contaminantes orgánicos emergentes, como se aprecia en las tablas 214, 215 y 216.

Tabla 214. Valores de contaminantes orgánicos persistentes en fruto de cultivo de almendro (3^{er} año).

	ΣPAH (μg/kg)	ΣLAS (μg/kg)	ΣNPE (μg/kg)	DEHP (μg/kg)	ΣPCB (μg/kg)
Control	11,90	51,50	32,60	<LC	<LC
Lodo	7,33	28,73	4,57	<LC	<LC

Tabla 215. Valores de contaminantes orgánicos persistentes en fruto de cultivo de nectarina (3^{er} año).

	ΣPAH (μg/kg)	ΣLAS (μg/kg)	ΣNPE (μg/kg)	DEHP (μg/kg)	ΣPCB (μg/kg)
Control	<LC	0,71	<LC	<LC	<LC
Lodo	<LC	0,32	<LC	<LC	<LC

Tabla 216. Valores de contaminantes orgánicos persistentes en fruto de cultivo de cereal (3^{er} año).

	ΣPAH (μg/kg)	ΣLAS (μg/kg)	ΣNPE (μg/kg)	DEHP (μg/kg)	ΣPCB (μg/kg)
Control	167,15	42,90	<LC	<LC	<LC
Lodo	134,00	19,58	<LC	<LC	<LC

Como se puede apreciar, no hemos detectado un solo análisis donde, de manera inequívoca, los contenidos de los contaminantes determinados hayan sido superiores en frutos obtenidos sobre parcelas enmendadas con lodos EDAR, que sobre aquellas no enmendadas. Sabemos sobradamente que hay una variabilidad grande en este tipo de análisis, pero la tendencia apreciada indica que no hay peligrosidad en los frutos obtenidos cuando se usa como enmienda lodos EDAR como aquellos empleados en esta Tesis Doctoral.

4.4.4. Producciones de los cultivos estudiados

A los agricultores que han colaborado en los tres ensayos que forman parte de este estudio, se les pidió que realizasen una comparativa entre los rendimientos obtenidos en las parcelas “control” (sin enmienda orgánica), y los obtenidos cuando se ha ensayado como enmienda orgánica los lodos EDAR, al final del tercer año; se ha considerado que es después de dos adiciones, cuando los suelos pueden encontrar cierto equilibrio al haber incorporado ya la materia orgánica exógena procedente de lodos; y por ello, los resultados de producción en este punto pueden ser consecuentes con la estrategia seguida. Los datos que nos aportan se exponen en la figura 111.

Sabemos que los agricultores puede que empleen unos elementos de medida que, sin duda, podrían ser menos exactos que en un laboratorio o campo experimental controlado; pero ellos son los que conocen perfectamente su parcela, y saben lógicamente calcular su rendimiento por pesada, ya que de ello depende su venta. De los resultados aportados por los mencionados agricultores, se puede observar que hay una diferencia clara a favor del uso de lodos EDAR como enmienda orgánica. Desde un punto de vista práctico y aplicativo, estos datos se consideran muy positivos.

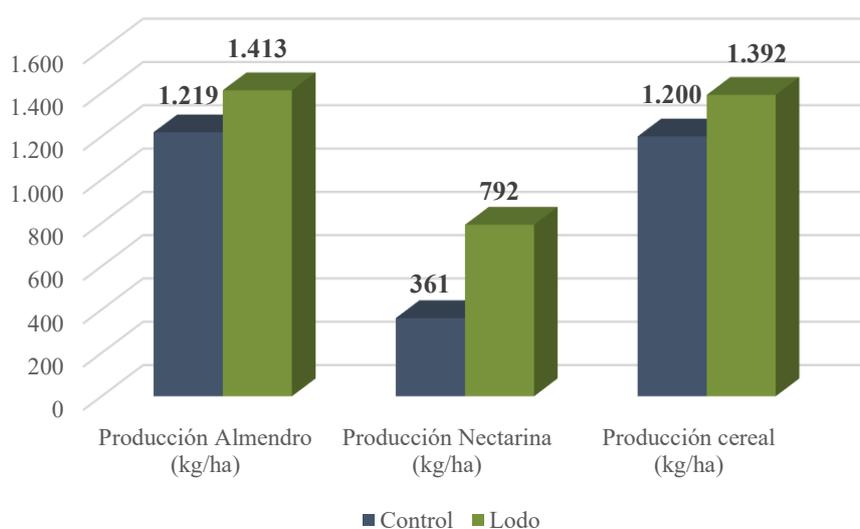


Figura 111. Producciones obtenidas en los diferentes cultivos en el 3er año.



5. DISCUSIÓN

5.1. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LOS ENSAYOS REALIZADOS

Antes de pasar a discutir diversos aspectos relacionados con el estudio de campo llevado a cabo en esta Tesis Doctoral, y que hace referencia al conjunto de parámetros que se han determinado y cuyos resultados se han presentado en este trabajo, se quiere señalar que somos conscientes de que en el mencionado estudio, no se han determinado todos los parámetros que se podrían haber medido si la pretensión de dicho estudio hubiese sido realizar un seguimiento exhaustivo sobre los efectos que los lodos EDAR incorporados a los suelos en los diferentes ensayos de campo efectuados, pueden causar sobre las propiedades físicas, químicas, y biológicas de dichos suelos receptores, tal y como algunos autores han puesto de manifiesto (García et al., 2017). Queremos dejar constancia de que la base de los ensayos llevados a cabo se refiere de manera específica al uso de lodos EDAR como una estrategia para su empleo como enmienda orgánica para suelos agrícolas, y por ello, los parámetros que han sido monitorizados son los que consideramos importantes a la hora de poder afrontar la problemática de la aplicación de lodos al suelo desde una perspectiva agrícola. Se recuerda que, en la tesitura actual, el uso directo de lodos EDAR en agricultura es un camino que está regulado, que se está llevando a cabo actualmente, y que cuando la coyuntura económica no es favorable, este tipo de acciones aumenta en volumen, ya que es la más económica de las posibilidades existentes para ofrecer una salida racional a los lodos EDAR. Nosotros, estando de acuerdo con este argumentario, lo que se ha tratado de hacer en esta Memoria, es demostrar que no hay riesgo de llevar a cabo este uso agronómico de lodos EDAR, siempre que se realice de manera controlada.

En concreto, dentro del estudio que forma parte de esta Tesis Doctoral, y con relación a las analíticas realizadas, queremos indicar algunos aspectos de interés: i) se han determinado algunos parámetros implicados en la física del suelo, que son importantes para su calidad y fertilidad, y que, por el propio carácter de este tipo de parámetros físicos, necesitan de un tiempo quizás más elevado para poder aportar información coherente; por ello han sido medidos al final de los ensayos. A este respecto, podemos decir que la estructura de masa poco porosa que presentan la mayoría de los lodos EDAR deshidratados, pero que mantienen un alto contenido en agua, son escasamente apropiados para mejorar la física de un suelo de manera muy inmediata; ii) otros elementos del tipo macronutrientes y aniones de interés, han sido considerados en este estudio, pero no aquellos microelementos con escaso interés para la agricultura; éstos no son considerados en esta exposición recopilatoria sobre el comportamiento de lodos durante tres años de aplicación en agricultura; iii) parámetros de índole biológica, bioquímica y microbiológica, en concreto la respiración del conjunto de los microorganismos del suelo, o diferentes actividades enzimáticas que repercuten en los ciclos del C, N y P, y que tienen interés sobre la biodiversidad del suelo, con claro reflejo sobre la salud del mismo, los hemos considerado claves en la elaboración de esta Tesis Doctoral, ya que aportan una información muy válida por tratarse de parámetros sensibles a aportaciones orgánicas; iv) por último, también se han determinado, tanto en suelos como en frutos, diversos contaminantes, desde metales pesados hasta algunos contaminantes orgánicos emergentes; este aspecto ambiental con relación al empleo de lodos como enmiendas orgánicas en agricultura, lo hemos considerado básico desde el punto de vista de la seguridad de este tipo de estrategias en suelos agrícolas (Murcia, 2013).

Con todo lo anterior, indicamos que en esta **DISCUSIÓN** hemos incluido aquellos parámetros sobre los que interesaría “focalizar” de manera clara, los efectos de la aplicación agrícola de lodos, principalmente los que inciden sobre la fertilidad de suelos (fertilidad edáfica), y sobre la salud de los mismos.

Un aspecto que hay que resaltar, es que los diferentes experimentos que forman el cuerpo de esta Tesis Doctoral han sido realizados a nivel de campo, de manera realista, y sobre parcelas de estudio de una extensión considerable. No se trata de estudios a nivel de laboratorio, sino de situaciones del día a día en agricultura: aplicación de lodos EDAR que cumplen los requisitos que señalan las legislaciones vigentes para poder ser usados; y que, además, son aplicados conforme a las pautas de gestores autorizados para ello. A pesar de que es un comentario recurrente a lo largo de esta Tesis Doctoral, hemos de continuar insistiendo en que es precisamente el valor experimental de este trabajo (“trabajo

de campo a escala real”), lo que también confiere un elevado grado de variabilidad a los resultados obtenidos; dichos resultados muestran claramente la importancia de esa variabilidad que se aprecia en los suelos (matriz muy compleja), y no es sencillo acceder a valores de medida con escasa variabilidad aunque se ha tratado en todo momento de realizar muestreos de suelos lo mejor posible (uso de muestras compuestas para análisis, obtenidas a partir de un elevado número de submuestras). Además, somos conscientes de que los suelos se enmiendan con lodos EDAR, y aunque se pretenda que dichas enmiendas se apliquen de manera lo más homogénea posible, ello es muy difícil de conseguir. Es por tanto cierto que la mencionada variabilidad existe, y en general, es así para todo el conjunto de parámetros tanto agronómicos como ambientales, que se han determinado en los suelos durante el proyecto. Con todo lo expuesto, se remarcan dos aspectos fundamentales: 1) estadísticamente, es complicado que observemos diferencias a veces bastante obvias de antemano; por ello, en ocasiones se hablará de “tendencias” más que de diferencias estadísticamente significativas; 2) es muy importante realizar muestreos de suelos de manera correcta, con un amplio conjunto de submuestras que pueda evitar, en lo posible, la heterogeneidad a la que nos referimos.

Asimismo, también en esta Tesis Doctoral se apuesta por una estrategia (uso de lodos EDAR como enmienda orgánica), que se encuadra dentro de la CIRCULARIDAD que hoy en día busca Europa. Ahondar en las propuestas que nos permite ir desde “Residuo a Recurso”, y aprovechar, como en el caso de lodos EDAR, nutrientes y materia orgánica que contienen, para poder beneficiar a suelos donde su entrada suponga un claro beneficio, es un camino que debería ser obligatorio. Siempre, por supuesto, que este tipo de acciones sean controladas y no supongan riesgo alguno desde una perspectiva ambiental.

Algunos de los aspectos de mayor interés, cara a la propuesta que hace esta Tesis Doctoral, los indicamos a continuación:

Sobre la importancia del manejo empleado en los diferentes experimentos. Un aspecto que para nosotros es fundamental en este estudio, como ya se ha comentado, es el hecho de que los ensayos se han llevado a cabo en parcelas agrícolas de campo controladas, a las que se les ha adicionado lodos mediante aplicación directa, y que esos ensayos se han desarrollado en las condiciones reales que normalmente se realizan, y sobre cultivos de la zona acordes con el mencionado ensayo (almendro, nectarina y cereal). Sobre el manejo, hay que decir que, en el cultivo de cereal, el lodo se introduce en el suelo enterrado en la capa arable, mezclado homogéneamente; para los cultivos de nectarina y de almendro, dicho lodo se introduce en surco, a un metro aproximadamente del árbol. La dosis adicionada del lodo está de acuerdo con el Decreto de nitratos, en donde se señala una cantidad máxima de dicho lodo, equivalente a 170 kilogramos de nitrógeno por hectárea y año (se introduce una dosis de lodo con un nitrógeno equivalente a las necesidades del cultivo, pero sin sobrepasar en ningún caso, la cantidad máxima señalada anteriormente). Con relación a la fertilización empleada, se señala que en los suelos donde no se aplican lodos, la fertilización empleada es la que el agricultor realiza de manera convencional; cuando se aplica lodos, dichos lodos tratan de cubrir la fertilización nitrogenada mineral, por la orgánica de la enmienda.

Es interesante considerar la importancia del diferente manejo en función del cultivo (para cereal, lodo enterrado en su totalidad en el suelo de la parcela, y para el arbolado, aplicación de lodo en una línea o hilera, a un metro del árbol), ya que dicho manejo condiciona aspectos importantes, debido a que no se reparte igual la cantidad de lodo en las parcelas de cultivo. Durante los años de experimentación, se ha aplicado lodo en dos ocasiones, al comienzo del primer y segundo año, dejando el tercer año sin adición orgánica, ya que es lo que se realiza normalmente en las zonas donde se lleva a cabo el estudio. Y como se ha visto en los RESULTADOS expuestos anteriormente, se identifican en el suelo parámetros que ofrecen tanto información sobre la nutrición que aportan los mencionados LODOS EDAR, como sobre los posibles problemas ambientales que dichas adiciones podrían originar.

Sobre los lodos usados en los experimentos. De forma general y con relación a los lodos empleados en el ensayo, se señala que disponen de una calidad adecuada para ello; es un lodo que los gestores autorizados lo aplican de manera rutinaria, y que como principales características destacan que han sufrido un tratamiento de aireación prolongada por lo que tal y como se ha dicho, con los criterios actuales se consideran “aptos” para ser reciclados en los suelos (Murcia, 2013). Los lodos empleados cuentan con una elevada cantidad de materia orgánica (y carbono orgánico), así como de nutrientes (nitrógeno y fósforo). Muestran un bajo contenido en metales pesados, mucho menor de lo que marcan

las normativas. Presentan, asimismo, un contenido salino (conductividad eléctrica), considerado normal para este tipo de materiales orgánicos. Pero no es sólo este contexto el que interesa tener presente cuando aplicamos lodos a los suelos, como enmienda orgánica exógena; otros aspectos de interés no agronómicos (medioambientales, o relativos a aspectos sociales cara a la población que a veces soporta este tipo de estrategias), deben también ser tenidos en cuenta. Se indican a continuación todos estos aspectos:

a) Aspectos agronómicos derivados del uso de lodos EDAR en agricultura

Mediante un adecuado manejo, los lodos EDAR empleados en el ensayo, y que cumplen los requisitos de calidad necesarios, consideramos que se obtienen buenos resultados como enmienda orgánica/fertilizante orgánico para suelos. Los lodos EDAR incorporan gran cantidad de carbono orgánico (materia orgánica). Esa materia orgánica influye favorablemente sobre diferentes propiedades del suelo, y sobre su calidad, fertilidad, funcionalidad y biodiversidad. Es importante considerar la calidad del C contenido en los lodos, y que, debido precisamente a dicha calidad, el mencionado carbono puede ser mineralizado por los microorganismos de manera elevada, o bien incorporarse a estructuras dentro de coloides del suelo, que los haga ser más estables en el tiempo, contribuyendo así a un posible secuestro de carbono.

Desde un punto de vista del beneficio que puede ser conseguido con enmiendas orgánicas, en lo que respecta a las propiedades físicas del suelo, hemos de señalar que creemos que tendrán un buen papel, sobre todo, con el tiempo; la física del suelo no es algo que tenga sentido de manera inmediata, sino que pueden ser cambios que necesiten de un determinado tiempo para obtener resultados apreciables.

A pesar de que los lodos, siempre que cumplan los condicionantes necesarios para ser usados en agricultura, debemos considerarlos como “enmiendas orgánicas”, es cierto que también se les debe otorgar un cierto carácter fertilizante, sobre todo para los macronutrientes de interés, N y P. Es importante considerar la dosis a adicionar, así como el manejo que se utilice para su aplicación, para aprovechar al máximo la capacidad fertilizante/enmienda orgánica de los lodos. Con la adición de lodos se introduce nitrógeno en cantidad apreciable al suelo, así como otros elementos nutritivos, pudiendo suplir en parte el uso masivo de fertilizantes minerales al sustituir todo o parte del nitrógeno que necesita el cultivo, por el que se aplica con dicho lodo. La dosificación se debe hacer con relación al nitrógeno adicionado (ya se ha comentado que como máximo, $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Los suelos y los cultivos quedan enriquecidos en nitrógeno cuando se aplican lodos EDAR.

Con el lodo se aplica también una cantidad nada despreciable de fósforo, un nutriente que en el futuro va a tener una importancia relevante. El hecho de considerar al lodo como un posible fertilizante abre unas buenas expectativas de futuro para este tipo de aplicaciones orgánicas. Actualmente, el fósforo se incorpora con fertilizantes minerales, que pueden generar problemas ambientales de contaminación; por esa razón, aportar fósforo con los lodos EDAR puede llegar a ser un buen aliciente para el uso de esos lodos EDAR.

Aunque en cantidad no elevada, los lodos EDAR cuentan normalmente con una cantidad de macro y microelementos que, en muchas ocasiones, pueden ayudar a cubrir problemas de escasez en los suelos, y de deficiencias para determinados cultivos. Si bien seguimos insistiendo en que es clave ver a los lodos EDAR como fuente de materia orgánica (carbono) exógena para suelos, no es menos cierto que no deberemos despreciar aspectos positivos como los que estamos comentando. Y en este sentido, se debería en determinados casos, recomendar al agricultor que usa enmiendas orgánicas como lodos EDAR, que reduzca la fertilización mineral ya que con los lodos se introducen una determinada cantidad de nutrientes. Este hecho ha sido demostrado por diversos investigadores (Hernández et al., 2016, 2021)

No debemos olvidar por tanto que, con los lodos EDAR, se aplica, sobre todo, materia orgánica a los suelos (carbono orgánico), y ello es beneficioso para mejorar propiedades del mismo, importantes para mantener su fertilidad desde un punto de vista químico y biológico (García et al., 2017). Es de interés la mejora de la fertilidad edáfica de los suelos al aplicar lodos correctamente, consiguiendo introducir nutrientes por vía orgánica, y mejorando los contenidos en materia orgánica de los suelos (influye favorablemente sobre propiedades diversas del suelo receptor). Es importante en esta Tesis, conocer si las aplicaciones de lodos en suelos agrícolas pueden llegar a suponer un beneficio para el secuestro de carbono exógeno, y, por tanto, una colaboración para paliar el cambio climático.

También es lógico indicar que los lodos deben considerarse como un material orgánico y biológico, y va a aportar al suelo receptor, gran cantidad de sustratos (para microorganismos indígenas del suelo), así como microorganismos propios que están incorporados dentro de los lodos. Todo ello hace pensar en la implicación de los lodos y su aplicación agrícola, con la biodiversidad de dichos suelos agrícolas. Con los lodos, por tanto, se introduce en el suelo unas poblaciones microbianas activas, que inducen procesos de mineralización en el suelo (sobre su carbono, y sobre su nitrógeno). Se implican actividades enzimáticas de los ciclos de elementos importantes (C, N y P), lo cual establece esa mineralización aludida. La respiración microbiana se ve influida por la entrada de los lodos en el suelo, indicativo del aumento de población microbiana y la degradación de las fracciones carbonadas más lábiles.

b) Aspectos medioambientales derivados del uso de lodos EDAR en agricultura

Cuando se realizan aplicaciones de lodos EDAR a los suelos, no sólo los aspectos agronómicos son importantes, sino que interesa tener también presente otro tipo de influencias desde una perspectiva ambiental; consideramos este aspecto como fundamental para poder así establecer lo que en realidad supone este tipo de aplicaciones a los suelos.

Los lodos EDAR cuentan con salinidad debido a su propia composición; dicha salinidad se trasmite al suelo donde se adicionan. Sin embargo, su capacidad de salinizar no debería de ser elevada, y así se demuestra en este trabajo de Tesis Doctoral. Controlando la dosis de lodo a adicionar, la salinidad no debería suponer mayor problema, aunque indudablemente debería ser controlada en los ensayos que se proponen realizar en este estudio (Moreno et al., 1985).

Otros aspectos medioambientales de interés, como un posible incremento de los nitratos en suelos enmendados con lodos EDAR, también deberían ser controlados. Tal vez, una dosificación adecuada de los lodos a usar podría ser suficiente para evitar algunos de los aspectos medioambientales comentados con anterioridad.

Un criterio fundamental a tener en cuenta cuando se aplican a suelos agrícolas lodos EDAR, es su problemática derivada de su contenido en metales pesados. Aunque desde luego, los lodos EDAR han tenido una mejora clara en los últimos años, disminuyendo su cantidad (Murcia, 2013), deberían ser controlados al máximo, para no contaminar los suelos donde se aplican. No deberían detectarse problemas con los metales pesados durante el ensayo realizado, con la aplicación de lodos; en ningún caso se deberían superar las cantidades que para estos parámetros señala la legislación para suelos con lodos, y con $\text{pH} > 7$. Los metales en los suelos a excepción del cadmio y el mercurio pueden mostrar una tendencia de leve incremento, pero dicha tendencia no debería suponer ningún riesgo para un recurso natural como el suelo, al que hay que proteger y conservar.

Otro de los riesgos a los que nos podemos enfrentar cuando usamos lodos EDAR como enmienda orgánica en agricultura, es el efecto provocado por algunos contaminantes orgánicos emergentes que pueden estar contenidos en los lodos empleados. Se han realizado análisis en los suelos enmendados, sobre compuestos orgánicos persistentes (LAS, PAH, NPE, DEHP, PCB), indicados por la Unión Europea como posibles contaminantes emergentes que podrían ser sometidos a control en un futuro en los lodos EDAR (Aparicio et al., 2007). Este tipo de compuestos tienen una problemática muy particular; de una parte, su técnica de determinación no está estandarizada ni en lodos ni en suelos; eso supone un problema que deberá ser tenido en cuenta en el futuro. Además, con la variabilidad existente en los suelos, y más aún en aquellos que son enmendados con lodos, puede que se observen valores de contaminantes emergentes que resulten poco coherentes. Sin embargo, creemos que merece la pena controlar este tipo de compuestos, a pesar de las limitaciones comentadas con anterioridad. Una posible recomendación sería monitorizarlos, posiblemente una vez al año. Es posible que en un futuro deberíamos de conocer aspectos tan importantes como qué pasa en el tiempo con este tipo de compuestos, si se degradan, si se transforman o si permanecen activos. En concreto, de nuestro trabajo señalamos que, con relación a algunos de los contaminantes emergentes señalados por la Unión Europea para este tipo de materiales orgánicos, se han detectado cantidades menores que lo que señalan algunas normativas precisamente europeas implantadas en algunos países, y sólo para los LAS y PAH podemos decir que se aprecian valores en cantidad apreciable para aconsejar su control.

c) Aspectos sobre la salud

En esta Tesis, un aspecto de interés ha sido todo lo relativo a implicaciones directamente dirigidas a la salud. De una parte, los lodos y como ya se ha comentado, incorporan microorganismos patógenos y hay que llevar control sobre los mismos, como medida de seguridad sobre todo para los agricultores que los aplican. Se han realizado medidas sobre microorganismos patógenos en los suelos receptores de lodos, y en concreto sobre *Salmonella spp.* y *Escherichia coli*. Indicar que en lodos que no se someten a procesos de estabilización como el compostaje, existen microorganismos patógenos (si bien y como ya se ha puesto de manifiesto, existe mucha variabilidad en los resultados); es pues normal este tipo de microorganismos en lodos EDAR sometidos a tratamientos aerobios prolongados, e incluso a procesos de biometanización cuando la temperatura no supera los 35 grados (Sobrados et al., 2008; 2009). Sin embargo, una vez son depositados los lodos EDAR en el suelo, y después de un tiempo, interesa conocer si se observan cantidades apreciables de dichos microorganismos patógenos. No es descartable que simplemente su dilución en el suelo, así como el tiempo transcurrido, haga desaparecer a patógenos como *Salmonella spp.* y *Escherichia coli*.

Es recomendable adoptar medidas de seguridad, para evitar problemas derivados del manipulado de lodos EDAR, por parte del agricultor que usa esta enmienda orgánica, como es propiciar el uso de mascarilla, etc. Y también hay que controlar sobre qué tipo de cultivo puede ser más seguro el empleo de lodos para evitar cualquier tipo de problema debido a su contenido patogénico (no es igual los efectos sobre una hortícola, que un frutal o un cereal, por ejemplo).

d) Aspectos derivados de molestias

En la actualidad, además de los aspectos señalados con anterioridad, hay algunos otros que son de un ámbito más social, pero que deberían ser tenidos en cuenta. Es cierto que los lodos pueden generar algún problema social sobre la parte de la población que soporta las estrategias de que se incorporen dichos lodos a los suelos, en particular, en lo que al mal olor se refiere. Además de este tipo de molestia, los lodos frescos pueden atraer diferentes insectos, que también pueden ser sinónimo de molestia. La aplicación directa de los lodos en agricultura cuenta con esta desventaja. Con relación a los mencionados aspectos como el mal olor, o la posibilidad de que se considere a los lodos como vectores posibles de insectos, hay que señalar que siempre pueden adoptarse medidas que corrijan en lo posible este tipo de problemas, mediante la realización de actuaciones consecuentes (limitación de aplicaciones de lodos en las cercanías a núcleos urbanos, así como no dejarlo un tiempo excesivo sin enterrar en los suelos). Incluso, no hay que olvidar que existen tratamientos como el compostaje, que disminuye bastante esta problemática. Por ello, no debemos obviar esta problemática social, sino intentar disminuirla de la mejor manera posible.

5.2. DISCUSIÓN SOBRE LOS EXPERIMENTOS REALIZADOS DURANTE TRES AÑOS, EN CULTIVOS DE CEREAL Y ARBOLADO.

A continuación, vamos a realizar una DISCUSIÓN más detallada sobre cada uno de los experimentos llevados a cabo en este estudio, es decir, sobre tres diferentes cultivos en los que se ha trabajado durante tres años de experimentación: cultivo de almendro, cultivo de nectarina, y cultivo de cereal. Hemos tratado de establecer un compendio sobre aquellos resultados considerados de mayor interés que, aunque algunos de los comentarios que se expongan son deducibles de los ya realizados durante la exposición de los mencionados resultados, sí muestran claramente los objetivos buscados en este estudio: “establecer la validez de uso de lodos EDAR en suelos agrícolas de regiones con clima semiárido, tanto a nivel agronómico como ambiental”, se han cumplido, y se pueden obtener conclusiones no especulativas. Creemos que este recopilatorio puede clarificar la comprensión general sobre el trabajo realizado dentro de esta Tesis Doctoral.

5.2.1. Experimento sobre el cultivo de almendro

Uno de los cultivos sobre el que se establecieron ensayos con aplicación de lodos, ha sido el almendro, en parcelas situadas geográficamente en el altiplano de la Región de Murcia (la ubicación de las parcelas de trabajo ha sido indicada en el apartado de Parte Experimental). “A priori” y para nosotros, este tipo de cultivo es de los que posiblemente en un futuro, disponga de las mejores condiciones para aceptar enmiendas orgánicas como en nuestro caso son los lodos EDAR.

Lodo aplicado al suelo en cultivo de almendro. Como ha sido ya establecido, la cantidad de N que se puede aplicar en zonas vulnerables es como máximo de $170 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, procedente en nuestro caso de lodos EDAR. Para el caso del ensayo de almendro, se ha adicionado una cantidad de lodo EDAR equivalente a aportar 100 kg N ha^{-1} , que es la cantidad de nitrógeno que este cultivo necesita en la zona donde se lleva a cabo el experimento, según indicaciones de los propios agricultores. Los lodos utilizados cumplen los condicionantes para ser empleados en agricultura (tratamiento adecuado, y no contenidos elevados en metales pesados); y el suelo receptor también es considerado adecuado desde una perspectiva agrícola. No se ofrece información sobre los lodos y sus características porque ya se ha comentado ampliamente en el apartado de Resultados.

Los suelos de este ensayo considerados “control”, sin aplicación de lodos EDAR, han sido fertilizados con NPK mineral, conforme a lo considerado usual por los agricultores colaboradores. Asimismo, el año en el que no se aplicaron lodos, la fertilización ha sido la convencional en todo el experimento.

Manejo realizado en el ensayo del cultivo de almendro. La aplicación que se ha llevado a cabo en estas parcelas no ha sido una aplicación del lodo en toda la superficie utilizada; se realiza una aplicación en hilera (fila), mediante un instrumento agrícola adecuado (“topo”), intercambiando dicha hilera a ambos lados del árbol, para las diferentes adiciones que se producen. Este tipo de manejo o aplicación conlleva que se coloca la misma cantidad de lodo que en el caso del cereal, pero en una superficie bastante más reducida (como se comprobará posteriormente), por lo que las dosis con este sistema pueden ser consideradas más elevadas que cuando se aplica en toda la superficie de la parcela. Además, este tipo de aplicación también condiciona aún más la variabilidad encontrada en los diferentes muestreos realizados.

Con relación a los parámetros incluidos en esta Discusión, diremos lo siguiente:

Suelo bajo cultivo de almendro

- En los suelos enmendados con lodos EDAR, se aprecia un descenso de la densidad aparente e incremento de la capacidad de retención hídrica (dos parámetros físicos importantes), con relación a suelos no enmendados con lodo (tablas 20, 23 y figuras 21, 24). Hechos similares han sido constatados por otros investigadores (Logan and Harrison, 1995; Martens and Frankenberger, 1992). Hacemos notar que al final del experimento, en el que se han realizado dos adiciones de lodo durante tres años, es interesante que un resultado como este se produzca. Un aspecto de los más valiosos cuando se aporta materia orgánica a los suelos es precisamente su efecto sobre las propiedades físicas de dichos suelos, lo que sin duda debe conducir a una mejor fertilidad. Adiciones en años sucesivos, pensamos que aún serán capaces de incrementar este positivo efecto sobre propiedades físicas, y generar un mayor beneficio hacia el uso agrícola de lodos EDAR.
- El pH de los suelos después de aplicar lodos, se comprueba que está alrededor de 8 (ligeramente básico) (tabla 26 y figura 27). Este valor de pH es muy normal en suelos agrícolas de nuestra zona, y consideramos que la adición de lodos a los suelos agrícolas no perjudica al estatus natural de dichos suelos. Dicho valor de pH, en la parte básica, contribuye a que, por ejemplo, los metales pesados no puedan ser asimilados fácilmente por la planta, ya que se encuentran inmovilizados; por el contrario, ello supone que algunos de los nutrientes de los que pueden aportar los lodos, no sean asimilados tampoco por las plantas. Pero una ventaja del uso de orgánicos, es que van mineralizando nutrientes de los que incorporan, de manera paulatina, para que la planta esté en disposición de poder

asimilarlos, disminuyendo también la posibilidad de que se produzcan lixiviaciones que conduzcan a contaminaciones no deseadas (Hernandez et al., 2016).

- En este caso de suelos muestreados bajo cultivo del almendro, se señala que los suelos enmendados con lodo hacen aumentar la conductividad eléctrica del suelo, si bien dicho aumento (incremento de la salinidad), no es tan elevado como para ser considerado como problemático (suelos con conductividad eléctrica mayor que los mostrados en la tabla 32 y figura 30 están capacitados para soportar una gran variedad de cultivos, como ponen de manifiesto diversos autores tales como Maas and Hoffman (1977). De todas formas, creemos que el posible incremento de un parámetro relativo a la salinidad como éste, hace que se deba de controlar dicha salinidad de los suelos enmendados para evitar riesgos. La escasez de lluvias y la falta de lavado en los suelos no favorecen la disminución de la salinidad. Cuando existan cultivos que sean sensibles a la salinidad, este control está aún más justificado.
- En el cultivo del almendro es también apreciable en general, un incremento del carbono orgánico en suelos enmendados, con relación al suelo control (tabla 115 y figura 72). Al inicio del cultivo, en suelos de almendro enmendados con lodos se aprecia un mayor contenido de carbono orgánico debido precisamente a esa adición de lodo; cuando dicho carbono se mineraliza en parte, debido sin duda a la actividad microbiana, disminuye el valor del C orgánico hacia el final del cultivo, pero quedando siempre en valores algo superiores al encontrado en los suelos control (Pascual, 1996). El hecho del manejo por filas consideramos que beneficia el que nosotros podamos detectar incrementos para este parámetro desde las primeras adiciones de lodo.

Los lodos son materiales orgánicos cuya materia orgánica, y por tanto, el C orgánico, no es excesivamente estructurada, y sufren procesos de mineralización y pérdida de carbono por el ataque de la biota del suelo (Bastida et al., 2008; Coll, 2020); pero se aprecia diferencias entre suelo con lodo y sin lodo en este parámetro, en mayor medida en los dos primeros años, y entre el inicio del cultivo y el final. En el periodo en el que se adicionan lodos, se beneficia claramente al incremento de dicho C orgánico en los suelos receptores. En el tercer año, también se observa en muchas de las muestras tomadas, una tendencia a ese incremento leve de carbono, y ello sin duda debe interpretarse como positivo. Si hay una mayor cantidad de C orgánico en el suelo, parte de dicho C puede quedar secuestrado en dicho suelo, bien por ser muy estructurado y dificulta el ataque y mineralización por parte de su microbiota, como porque alguna partícula de ese C se introduce en agregados estables, fundamentalmente en microagregados, y se aleja del alcance de los microorganismos capaces de degradarlo (Nicolás et al., 2017).

Un aspecto que también debe ser tenido en cuenta es que, si se consigue una mayor producción vegetal con el uso de lodos, ello sin duda repercutirá en un incremento de restos vegetales al suelo, y de exudados radiculares al mismo, incrementando también el contenido de C, una parte del cual puede llegar a ser secuestrado. Este hecho es sin duda valorable desde una perspectiva de mejora de los servicios ecosistémicos de los suelos enmendados. El C también puede verse incrementado con las repetidas adiciones de lodos en el tiempo.

- Sobre los contenidos en suelos enmendados con relación al nitrógeno y al fósforo total (tablas 38, 44 y figuras 33, 36), podemos indicar que se aprecia un aumento en suelos enmendados con relación a estos importantes elementos nutricionales. Los macronutrientes y micronutrientes contenidos en los suelos analizados, en particular en el segundo año de adición de lodos, mostraron un comportamiento lógico. El nitrógeno muestra valores superiores en suelos enmendados con lodo, y más elevados al inicio de este cultivo. En suelos aplicados con lodos en el tercer año del ensayo también se observan mayores valores de nitrógeno que en suelos control, indicativo de que no todo ha sido mineralizado, y los

suelos se ven beneficiados con la acumulación de este nutriente clave para el desarrollo vegetal. De igual manera, el fósforo también ve aumentado su contenido en suelos con aplicación de lodos. Se confirma un efecto positivo de los lodos sobre aspectos clave de la fertilidad edáfica de suelos (incremento de carbono orgánico y materia orgánica, incremento de nitrógeno total, así como del amoniacal, e incremento del fósforo en suelo, y de los fosfatos) (González, 2015). Todo ello, al margen de otros microelementos de interés para algunos cultivos, que también se aportan, es el aspecto claramente positivo que se refleja en este estudio.

Se quiere poner especialmente en valor, el efecto favorable sobre el fósforo con el uso de lodos EDAR, indicando que podrían ser considerados en parte, como un fertilizante fosforado en potencia (González, 2015). Puesto que el mencionado fósforo escaseará en un futuro no lejano, debido a que el obtenido de manera convencional en muchas ocasiones contiene contaminación por metales pesados (Cd fundamentalmente), se necesitarán nuevas fuentes de este nutriente; es por ello que disponer de enmiendas orgánicas que contengan fósforo, como es el caso de los lodos EDAR, puede ser un argumento a favor de su empleo. El suelo se abastece pues de dicho elemento, y lo irá aportando de manera gradual, a las plantas. Este hecho también se considera muy positivo.

- Sobre otros parámetros analizados en suelos bajo cultivo de almendro, podemos señalar que el nitrógeno amoniacal sufre un aumento en los suelos enmendados con lodo frente a suelos control no enmendados, en particular al inicio de la aplicación; dicha diferencia se aprecia de manera mucho más leve al final del cultivo (tabla 85 y figura 57). Los nitratos, los cuales pueden proceder de los que se aportan con la fertilización orgánica, o bien de procesos de nitrificación a partir de amonio, se muestran en la tabla 91 y en la figura 60. Como podemos apreciar, los nitratos en suelos aumentan su valor con la adición de lodo, principalmente en la segunda adición. Además, también incrementan su valor sobre el suelo control durante las medidas realizadas en el tercer año, cuando ya no se habían adicionado lodos. Es interesante que aumente un N asimilable para las plantas, pero hay que tener presente que interesa llevar cuidado para que no lixivie y pueda producir contaminación no deseada. También los fosfatos aumentan (tabla 109), en particular en los suelos enmendados al inicio del ensayo; dicho aumento no es apreciable al final del mencionado ensayo en los suelos enmendados. El hecho de que los fosfatos incrementan con la adición de lodos es positivo para la fertilidad de los suelos, pero también hay que tener presente la necesidad de evitar la posible lixiviación de algunos de estos elementos, tanto para el caso de nitratos como de fosfatos, aun sabiendo que son asimilables por los cultivos. Como ya se ha dicho, hay que saber que también supone un cierto riesgo de lixiviación hacia aguas subterráneas, e interesa estar atento en este sentido.

Elementos como el Fe, Mn o Mg se ven afectados en los suelos donde se han aplicado lodos EDAR en la mayoría de las muestras analizadas a excepción del Ca (tablas 56, 62, 68 y 74); es posible que algunos de estos microelementos puedan verse incrementados en los suelos de cultivo del almendro, con el tiempo, una vez que se hayan realizado diversas adiciones del lodo, algo que interesa tener presente. De los iones determinados, los cloruros y sulfatos aumentan con la aplicación de lodo, lo que confirma el aumento de salinidad en los suelos; el Na también se incrementa ligeramente. Sin duda es importante la salinidad en los suelos, tanto para los cultivos desarrollados sobre ellos, como sobre la vida microbiana del suelo que puede verse afectada por dicha salinidad; sin embargo, a pesar de que se recomienda el control de la mencionada salinidad en los suelos receptores, no consideramos que suponga un problema, si las dosis son adecuadas.

- Con relación a los metales pesados, hemos de señalar que cuando se introducen lodos EDAR al suelo, se aprecia (siempre con la variabilidad que sabemos que existe), un ligero aumento de algunos metales pesados, en aquellos suelos enmendados con relación a los suelos control a excepción del Cd y Hg (tablas 121, 124, 130, 136, 139, 145, 151 y figuras

75, 78, 81, 84, 87); hechos similares han sido observados por otros autores (Iglesias et al., 2018). Sin embargo, en el tercer año, generalmente tienden a disminuir. No es que el metal pesado se haya perdido de alguna manera, sino que este tipo de hecho lo achacamos a los muestreos; cuando se ha estabilizado en el tiempo la enmienda orgánica, y se ha mezclado bien en el suelo, la homogeneidad de los muestreos aumenta, y por ello vemos menos diferencias. No pensamos pues que los metales pesados supongan un problema a tener en cuenta en este tipo de aplicaciones, aunque su monitorización debería ser seguida. Como también se ha comentado ya, la dosificación acertada de lodos puede evitar problemas de acumulación de metales pesados, algo que hay sin duda que evitar.

- Por lo que respecta a los microorganismos patógenos determinados durante el cultivo de almendro, indicaremos que no se detectó *Salmonella spp.* en ninguna de las muestras analizadas, ni en los diferentes años, ni antes ni después del cultivo (tabla 199). En los inicios de los cultivos, se detecta en suelos con lodo alguna cantidad de *Escherichia coli* (siempre menor de 1000 ufc g⁻¹); tal vez el movimiento de los suelos hace aparecer esta mínima cantidad de patógenos, que ya no se detectan al final de los cultivos. Los análisis de patógenos en suelo realizados al final del cultivo del almendro han dado respuesta negativa en todos los casos. Se considera muy positivo que, en nuestro ensayo, no haya supuesto problema alguno los microorganismos patógenos determinados en suelo. Suponemos que la necesidad de usar lodos después de haber sufrido un tratamiento obligatorio ayuda sin duda a higienizarlos de alguna manera (Murcia, 2013). Interesa recordar que, sin embargo, sería bueno que los lodos sufran procesos que los puedan higienizar, al objeto de evitar posibles problemas de salud sobre los agricultores que los usan y aplican.
- Con relación a los contaminantes emergentes, se pone de manifiesto la enorme heterogeneidad detectada igual que ocurrirá seguro en los cultivos de cereal y de nectarina. De manera general, para PAH y LAS, se detecta un incremento de estos compuestos en los suelos enmendados con lodo al inicio del cultivo, con relación a los suelos control (tabla 202). En el ensayo del tercer año el incremento se observa más evidente para los LAS. A pesar de la variabilidad existente, consideramos que hay que controlar este tipo de parámetros, y sobre todo, conocer mucho mejor su biodisponibilidad y peligrosidad en suelos. Estos resultados los consideramos de claro interés, pues estamos comentando contaminantes orgánicos que están presentes, y que hay que conocer sus contenidos; ello puede ayudar a la hora de marcar normativas para este tipo de contaminantes, ya que hoy por hoy no existe dicha normativa de una manera clara, ni en muchos de los países europeos, ni a nivel de la propia Unión Europea (Aparicio et al., 2007; Santos et al., 2007).

A pesar de la dificultad de medir y controlar este tipo de contaminantes orgánicos, diversos autores ya los están teniendo en cuenta en sus estudios, cuando los lodos se usan como enmiendas orgánicas. Se comprueba que al igual que en nuestro trabajo, se pone de manifiesto la necesidad de continuar generando conocimientos en este apartado. En un trabajo realizado por Stefaniuk, (2017), no hubo cambios significativos en los niveles de PAH en suelos aplicados con lodos de depuradora (a dosis de 30 a 75 t/ha) hasta el mes 12 del estudio. Los niveles de PAH descendieron significativamente entre los meses del 12 hasta el mes 18 que fue cuando terminó el estudio, en el que el contenido de PAH en el suelo con lodo fue un 19 % más bajo que al comienzo del mencionado estudio respecto a su control. Esta disminución podría ser debida a la adsorción, secuestro y formación de residuos ligados, biodegradación y biotransformación, fotodegradación o lixiviación (Feng et al., 2014).

La concentración de LAS en el suelo puede ser elevada en el momento de la aplicación del lodo con tratamiento aerobio, pero pasadas de una a tres semanas no hay acumulación en el suelo ni en la biota (Jensen, 1999). Por otro lado, también apuntan que las aplicaciones

repetitivas de lodo con tratamiento anaerobio podrían aumentar el contenido de LAS en el suelo.

- La aplicación de enmiendas orgánicas a los suelos permite un desarrollo microbiano en esos suelos receptores, motivado tanto por los sustratos que se aportan con la enmienda, como por las poblaciones microbianas que se adicionan con dichas enmiendas (García et al., 2017). Por ello, con la aplicación de lodos EDAR al suelo se ha considerado de interés conocer su efecto sobre parámetros que definan la actuación de las poblaciones microbianas. La actividad metabólica general de los suelos enmendados, medida con la respiración de las poblaciones microbianas, incrementa debido a la actividad de dichas poblaciones microbianas; los lodos, material orgánico y biológico, son responsables de dicho aumento. Al final del cultivo, el mencionado aumento es menor debido a la mineralización de compuestos lábiles que ya se ha producido, y por ello hay un menor desarrollo microbiano al haber menor cantidad de sustratos en el medio. La respiración microbiana de los microorganismos, o la actividad deshidrogenasa detectada en los suelos enmendados apoyan claramente lo que se ha comentado (tablas 157, 175 y figuras 90, 99). Por lo tanto, podemos indicar que la adición de lodos al suelo conlleva un incremento de la respiración microbiana, y con ello, de la actividad de las poblaciones microbianas existentes. Ello derivará sin duda, en la mineralización de la parte más lábil del carbono del suelo, algo considerado como normal en este tipo de procesos.
- Se han determinado diversas actividades enzimáticas en los suelos enmendados (actividades del ciclo del N como la ureasa o la glicino aminopeptidasa, del ciclo del C como la b-glucosidasa, o del ciclo del P como la fosfomonoesterasa), que incrementan sus valores con la enmienda orgánica (lodos) (tablas 163, 169, 181 y figuras 93, 96, 102). Dicho aumento significa que los lodos EDAR influyen sobre determinadas actividades enzimáticas del suelo, posiblemente debido a los sustratos que se aportan con los lodos. Aunque el tipo de suelo, la estacionalidad del muestreo, y el tipo de cultivo, tendrán influencia en la actividad enzimática, se demuestra que dicho aumento fue consecuencia principalmente de la aplicación de lodos EDAR, unido a la estimulación en la población microbiana del propio suelo. García et al. (1993) señalaron que la materia orgánica de los lodos de depuración contiene una gran cantidad de sustratos capaces de activar las enzimas, incluida la enzima fosfatasa. Cuando los lodos son aplicados al suelo, se estimula la producción de enzimas y consecuentemente el crecimiento microbiano. Varios estudios afirman que cuando la actividad de la fosfatasa disminuye, es porque ya existe en los suelos una adecuada disponibilidad del fósforo (Kizilkaya and Bayrakli, 2005). Según algunos autores, parece probable que los lodos de depuradora puedan provocar un aumento a corto plazo en la actividad de la fosfatasa del suelo seguido de una rápida disminución (Stéven Criquet et al., 2007); nosotros, en cultivo de almendro y cereal en el segundo ciclo, hemos observado un comportamiento similar, no ocurriendo lo mismo en nectarina. Dick y Tabatabai (1984) mencionaron que el aumento de la actividad de la fosfatasa es el resultado de la cantidad de microorganismos viables presentes en el lodo y sus actividades posteriores.
- El hecho de que aumenten diversas actividades enzimáticas es indicativo de que existe mineralización de C, de P y de N, y ello puede ser positivo, si bien en algunos casos, puede no ser así, y ser considerado un aumento de determinada actividad enzimática del suelo como negativo; por ejemplo, para la actividad ureasa, que al aumentar su valor, puede suponer una pérdida por volatilización de amonio a la atmósfera (García and Hernández, 1997). En el caso de la b-glucosidasa, del ciclo del C, su incremento es indicativo de que hay residuos carbonados simples que pueden ser degradados y convertidos en fuente de energía para el sistema suelo-planta. La fosfomonoesterasa, si aumenta, será indicativo de que la adición de lodo al suelo implica que puede aumentarse la hidrólisis de P orgánico, pasar dicho elemento a P inorgánico, y ser asimilado por las plantas. Con relación a las enzimas del ciclo del N, el incremento de ureasa puede suponer como se ha comentado anteriormente, una volatilización del N ya que se incrementa la producción de N amoniacal;

si bien también está poniendo N amónico a disposición de la planta; el mencionado efecto de volatilización, negativo, sólo se va a dar si la planta no puede asumir el N amoniaco formado. Por el contrario, un aumento de la glicina aminopeptidasa puede suponer una degradación de compuestos nitrogenados estructurados como proteínas o polipéptidos, y proporcionar compuestos nitrogenados favorables para las plantas.

Sobre fruto de almendra

- Una vez recogido el fruto después de las adiciones de lodo a los suelos, se señala que, en el análisis de dicho fruto realizado en esta Tesis Doctoral, no se aprecian valores significativos para afirmar que los metales pesados puedan incorporarse, a los frutos en una mayor cantidad, derivado de la incorporación de lodos al suelo (tabla 205). Esto es lógico si consideramos que a los pH que tienen nuestros suelos, se inmoviliza bastante todos los elementos, y no es sencillo su paso a la planta. Lo comentado queda patente observando los resultados de los metales pesados analizados en los frutos de almendra al final del cultivo en el tercer año en el presente estudio, los cuales indican que no se aprecian diferencias significativas entre los frutos cultivados en suelos con aplicación de lodo de depuración y los frutos obtenidos de cultivo bajo suelos control. Desde una perspectiva ambiental y de seguridad de los alimentos, se considera interesante este resultado. Pero a pesar del mismo, el sucesivo control de los alimentos cuando se emplean enmiendas orgánicas como los lodos EDAR, lo consideramos necesario.
- Por lo que respecta a microorganismos patógenos en fruto, los valores de *Escherichia coli* fueron inferiores a 10 ufc g^{-1} en todos los frutos y con ausencia de *Salmonella spp.* igualmente (tabla 211). Este resultado es esperable, ya que los patógenos estudiados ya no se detectaban de manera problemática en los suelos después del cultivo. Quizá nuestros resultados ponen de manifiesto que desde un punto de vista de aplicación de lodos EDAR, y la salvaguarda de aspectos sanitarios en cultivos, hay que señalar que no será igual la aplicación de enmiendas orgánicas en cultivos de arbolado, por ejemplo, donde el contacto entre la enmienda y la planta será prácticamente inexistente, que en otros cultivos como hortícolas, donde dicho contacto podrían producirse con mayor probabilidad.
- En el fruto del almendra, sólo han sido determinados los contaminantes orgánicos controlados en análisis de suelo, al final del cultivo del tercer año, una vez adicionado lodo en dos ocasiones los años anteriores (tabla 214). Con dichos datos y a modo de comentario, de las muestras analizadas, podemos señalar que no se ha visto incremento alguno entre aquellos que proceden de parcelas enmendadas, con relación al fruto de parcelas control. Esta comparativa es necesaria para confirmar que, de nuestro estudio, no se intuyen problemas sobre el fruto, de contaminantes orgánicos como los analizados, derivados del uso de lodos EDAR como enmienda orgánica de suelos.
- Los rendimientos que el agricultor ha mostrado correspondientes al ensayo del almendra (figura 111), y que han sido aportados desde su propia perspectiva agrícola, confirman que existen pocas diferencias entre dichos rendimientos en suelos enmendados y no enmendados; se produce algo más cuando se aplica la enmienda, y esto, sin duda, juega a favor del uso de lodos EDAR en agricultura. El aporte de materia orgánica es positivo para incrementar rendimientos, aunque sea levemente en este caso. Nosotros creemos que es posible que, a largo plazo, si se continúa con esta estrategia de adicionar enmienda orgánica basada en lodos EDAR, a los suelos agrícolas, sí se aprecie mejor un mayor rendimiento de cosecha.

5.2.2. Experimento sobre el cultivo de nectarina

De los tres ensayos que se han monitorizado en esta Tesis Doctoral, y donde se ha aplicado un lodo EDAR al suelo agrícola, dos de dichos ensayos se han realizado sobre cultivo de arbolado. El de almendro ya ha sido comentado, y en este caso, se discutirán algunos de los resultados obtenidos cuando el árbol es nectarino. Se ha monitorizado un cultivo joven de nectarinas, también de la zona del noroeste de la Región de Murcia, con la climatología típica de dicha zona (Jumilla). El suelo es considerado bajo en materia orgánica con valor próximo al 1%.

Lodo aplicado al suelo en cultivo de nectarina. Al suelo del cultivo de nectarina utilizado en nuestro ensayo, se ha aplicado un lodo con una buena calidad, el cual ha sufrido un tratamiento que permite su empleo en agricultura; muestra un bajo contenido en metales pesados, elevado contenido en materia orgánica, y con un contenido en nitrógeno total cercano al 6% el primer año y a 3,5% el segundo. La dosis empleada máxima permitida, sería de 170 kg N ha^{-1} ; se ha adicionado en este caso, una cantidad de lodo equivalente a 150 kg ha^{-1} ya que son las necesidades de las nectarinas. Al igual que en el caso del almendro, el suelo considerado “control”, así como los suelos enmendados en el tercer año de ensayo (cuando no se aplican lodos), es usado el fertilizante mineral convencional por los agricultores.

Manejo realizado en el ensayo del cultivo de nectarina. El manejo de los lodos en el caso de las parcelas de frutales utilizadas en este ensayo y para el caso del cultivo de nectarina, ha sido similar al empleado para el otro cultivo arbóreo (almendro): aplicación de lodos en hilera, a 1 metro del árbol, intercambiando la hilera de un año a otro.

Suelo bajo cultivo de nectarina

En cuanto a parámetros representativos y monitorizados en suelo a lo largo del proyecto, se realiza la siguiente discusión:

Comentario general: De manera bastante generalizada, podemos indicar que en principio podríamos destacar el hecho de que muchos de los comentarios que se pueden realizar sobre los suelos y su estado “al final del cultivo”, pueden ser establecidos y de una manera aún más acentuada, al “inicio del cultivo”, es decir, nada más incorporar el lodo EDAR al suelo. En ese momento, los lodos acaban de aplicarse, y con el manejo que se desarrolla en el cultivo de frutal, se encontrará incorporado en filas y muy concentrado, y los resultados marcarán muchas diferencias entre dichos suelos, y los suelos control. Pero sabemos que aún no está incorporado en condiciones adecuadas dicho lodo al suelo; es preciso un poco de tiempo para que se establezca una cierta unión entre la materia orgánica exógena, y el suelo en su conjunto. Es por ello que los valores establecidos para algunos parámetros en suelos al inicio del cultivo, van a estar sometidos a cambios bastante drásticos para algunos parámetros.

Por lo comentado, consideramos más eficaz hacer muchos de nuestros comentarios particularizando sobre los suelos y su estado al final del cultivo, indicando en ciertas ocasiones el hecho de que los valores detectados en ese punto final, mostrarán incluso menores diferencias en suelos con lodo sobre suelos control, que si la comparativa se realiza al inicio del experimento; esto indudablemente es debido a los procesos de mineralización que se dan en los suelos con lodo recién incorporado, y provocados por la actividad microbiana que se produce al encontrarse las poblaciones de microorganismos, con sustratos muy diversos derivados directa o indirectamente, del lodo y sus transformaciones en el tiempo. El ataque microbiano que se puede producir sobre la materia orgánica del lodo (o incluso sobre la propia materia orgánica autóctona del suelo), haría como se ha comentado, que puedan disminuir por tanto algunos parámetros hacia el final del cultivo.

- Desde un punto de vista físico, para el caso de suelos enmendados con lodo en los cultivos de nectarina, hemos podido ver incrementos significativos en parámetros como la capacidad de retención hídrica y descensos en la densidad aparente, en suelos donde los lodos han sido aplicados (tablas 21, 24 y figuras 22, 25). Esto está de acuerdo con lo observado por otros investigadores, y puestos también de manifiesto en nuestro experimento con almendro (Logan and Harrison, 1995; Martens and Frankenberger, 1992). Hemos realizado en arbolado un manejo de aplicación de lodo por filas, que conlleva quizá

una dosificación más elevada que si fuese un reparto homogéneo en toda la parcela. Ello puede suponer que deberían ser esperados efectos más destacados con la entrada de lodos al suelo, cuando el manejo conlleva una aplicación de enmienda por filas como en este caso. Nuestros resultados implican que, en nuestras condiciones, la aplicación de lodo conlleva una mejora en propiedades físicas del suelo donde se aporta, y ello indiscutiblemente redundara en beneficiar a la calidad de los suelos, y, por tanto, en los rendimientos de cultivo. De todas formas, es posible que, con un mayor tiempo de aplicación de lodos, algunos de los efectos sobre las propiedades físicas del suelo receptor deberán de ser más patentes y duraderas que las encontradas en nuestro experimento.

- Observamos algunas diferencias entre los valores determinados para el pH entre suelos enmendados y no enmendados (tabla 28 y figura 28); otros autores también aprecian esas escasas diferencias (Jindo et al., 2011). Los lodos no inciden de manera decisiva sobre él, por lo que las diferencias que se aprecian son achacables a la propia variabilidad de las analíticas y del manejo y muestreo. Los pH de todos los suelos analizados no ofrecen ningún problema. Como sabemos, los suelos hacen de sistema tampón, y no es sencillo cambiar esos valores con las adiciones de lodos EDAR realizadas.
- Los lodos empleados como enmienda/fertilizante orgánico, contiene un contenido en sales, determinado mediante la medida de conductividad eléctrica (CE) (tabla 34 y figura 31). Por ello, cuando los lodos se adicionan a los suelos, éstos pueden ver incrementada su salinidad. No consideramos que, en nuestro ensayo (y al igual que ya se comentó para el cultivo del almendro), este aumento sea preocupante; pero sin duda hay que mantener un control sobre este parámetro, y sobre las dosis de lodo EDAR que se usan, para evitar problemas de salinización de suelos, o de posible lavado de sales hacia capas de agua subterránea. Por tanto, aunque los suelos enmendados con lodo aumentan su conductividad eléctrica del suelo, si bien dicho aumento (incremento de la salinidad), parece que no es tan elevado como para ser problemático, según datos de nuestro estudio.

La escasez de lluvias y la falta de lavado en los suelos no favorecen la eliminación de sales en los suelos enmendados. Por ello, se aconseja siempre aplicar dosis que no puedan alterar en manera grave la salinidad de esos suelos. Este parámetro de medida (conductividad eléctrica) no acostumbra a ser usado cuando se quiere comprobar el efecto de ciertas enmiendas orgánicas sobre la calidad de los suelos, pero consideramos que sí se debe de tener en cuenta para evitar posibles riesgos de salinización en los mismos.

También parece observarse que la CE es algo superior en suelos donde se han aplicado lodos en el segundo año, que cuando se aplicó el primer año; ello es debido claramente a que las sales no se van lavando (creemos que sólo escasamente se produce este posible lavado), con los riegos (muy controlados) y con las lluvias (muy escasas). Cuanto más tiempo lleven los lodos incorporados al suelo, tienen más probabilidad de que las sales que han podido aportar sean lavadas. Pero se vuelve a señalar que este parámetro no se considera problemático, a la vista de nuestro estudio.

- Los valores detectados en los suelos para el carbono orgánico, sinónimo de materia orgánica, durante los primeros años de experimentación, son superiores al tercer año, en el que no ha habido aplicación de los lodos (tabla 117 y figura 73). Además, los residuos vegetales y exudados radiculares procedentes de la vegetación existente se mezclan con los restos de lodo que pueden quedar, y dificulta las conclusiones sobre este parámetro desde una perspectiva de materia orgánica exógena (aunque si hay mayores rendimientos en suelos con lodo, el aumento promovido por esa vegetación también sería achacable a dicho lodo). Pero independientemente de la variabilidad elevada que se aprecia, en términos generales hay un ligero aumento en el suelo del carbono orgánico, después de cada año, y también después de tres años de estudio; este hecho debe considerarse como positivo (García et al., 2017). Tal y como comentamos para el caso del cultivo del almendro, se

confirma que los lodos es una materia orgánica lábil, y que gran parte del mismo se mineralizará cada año, por lo que no puede quedar una elevada cantidad de dicho carbono en el suelo. Es cierto que los cultivos van acumulando en los suelos, restos vegetales que incluyen carbono orgánico; si los rendimientos son mayores con lodos, algo bastante probable, también puede haber un mayor contenido en carbono orgánico debido a esos restos vegetales.

Un argumento que se vuelve a poner de manifiesto es que al inicio del ensayo, los valores de C orgánico de los suelos, y por ende, de materia orgánica en los mismos, son algo más elevados que los valores de C orgánico y de nitrógeno determinados al final del mismo, debido a la posible mineralización de los lodos aplicados; este hecho es lógico si pensamos que se verá incrementada la actividad microbiana del suelo con la incorporación de los lodos, y ello hará que los microorganismos ataquen ciertas fracciones de C fomentando su mineralización y pérdida a la atmósfera. Además, también se observa que, en los lodos del segundo año, en particular al inicio del cultivo de dicho segundo año, los valores de carbono orgánico son mayores, ya que aún no ha habido posibilidad de que sufran procesos de mineralización acentuados como ocurre al final del cultivo, donde posiblemente las poblaciones microbianas han dado ya cuenta de las fracciones de C más lábiles.

- En lo que respecta a los macronutrientes, el valor de N total detecta mayores valores en suelos enmendados con lodo frente a suelos control (tabla 40 y figura 34). Se vuelve a demostrar que los lodos no sólo pueden ser enmiendas, sino que tienen un buen valor como abono o fertilizante orgánico. Se comprueba que en los suelos de lodo del segundo año (es decir, adición reciente), es mayor el valor de este parámetro que en los suelos donde la enmienda se realizó hace ya un año; así mismo, es mayor su valor al inicio del cultivo que al final del mismo, cuando los árboles ya han dado cuenta de gran parte de este nitrógeno para cubrir sus necesidades. En el caso del N, aunque al inicio del cultivo hay mayor valor que al final del mismo, también en este punto final los suelos enmendados superan a los suelos control indicativo de que la mineralización del nutriente no ha sido total; pensamos que el grado de mineralización es elevado para los lodos, pero no es del 100%. Convendría hacer ensayos definidos para conocer el grado de mineralización de los lodos EDAR y así establecer los cálculos precisos para dosis en cuanto al cumplimiento del Real Decreto de Nitratos.

También el fósforo se ve beneficiado en los suelos, con la entrada de lodos al mismo, tanto en el primer año como en el segundo de aplicación del lodo en los suelos (tabla 46 y figura 37). Aspectos similares han sido demostrados por otros autores, trabajando con enmiendas orgánicas (Bayes et al., 1987; McDonald et al., 1994). Además, no es descartable que la aplicación a los suelos de lodos EDAR, pueda incentivar a determinados microorganismos capaces de solubilizar P del suelo. Ello marca la pauta de que las aplicaciones de lodos desde una perspectiva agrícola pueden beneficiar la fertilidad edáfica de los suelos receptores, mejorando su productividad y fertilidad nutricional. Este efecto se mantiene después del tercer año de monitorización de nuestro ensayo. Se demuestra pues que, para el caso importante del P, se comprueba la acumulación de dicho macronutriente en todos los suelos enmendados con relación a los suelos control. Ya comentamos en su momento la enorme importancia que a nuestro juicio tiene el P como macronutriente de futuro; este estudio confirma la efectividad de los lodos desde este punto de vista.

Para el caso del K, prácticamente no se observan casi diferencias (tabla 52 y figura 40). Los lodos no son fuente de este macronutriente en nuestro estudio (Murcia, 2013). Los micronutrientes o microelementos que se aportan con los lodos (Mg, Fe, Mn, ...), prácticamente no se alteran en los suelos enmendados con relación a los suelos control (tabla 64, 70, 76 y figura 46, 49, 52). No es que no sea eficaz aplicar algo de micronutrientes, pero a las dosis de aplicación de los lodos, es consecuente pensar que las diferencias no las vamos a ver sobre las analíticas del suelo.

- De los iones determinados, los sulfatos y cloruros (tablas 99, 105 y figuras 64, 67) aumentan con la aplicación de lodo, lo que confirma que dichas sales podrían ser responsables del incremento de salinidad que apreciamos en los suelos, tal y como se comentó en su momento. El Na, elemento muy ligado a la salinidad de suelos también se incrementa ligeramente (tabla 82 y figura 55), lo cual hace si cabe más importante la vigilancia sobre la salinidad a la que antes se aludía. Este tipo de comportamiento es similar al observado para el cultivo del almendro, anteriormente mostrado. Los fosfatos se incrementan también en los suelos con la adición de lodos, lo cual es muy positivo para su fertilidad (tabla 111 y figura 70). Importante observar cómo para el caso de nitratos, los suelos enmendados tienen mayor contenido que los suelos control.

Para el caso de los nitratos (tabla 93 y figura 61), al final del cultivo se observa una mayor cantidad en los suelos enmendados, señal de la mineralización de nitrógeno amónico hacia esta forma de nitrógeno (Grau, 1983; Focht and Verstraete, 1977). No es que sean cantidades elevadas las que pueden incidir sobre la lixiviación problemática de este anión, pero la nitrificación producida confirma la necesidad de ajustar dosis de manera adecuada para evitar cualquier riesgo. Los nitratos muestran una gran variabilidad, sobre todo hacia el final del cultivo. Hay que pensar que normalmente, del N total que se encuentra en los lodos, la mayor parte es orgánico y sólo una parte pequeña (sobre un 5%), puede ser mineral fundamentalmente amonio y nitrato; eso indica que el suelo no se va a enriquecer en nitratos con la enmienda orgánica, pero sí es posible que se lleven a cabo reacciones de nitrificación que hagan que esos nitratos se vayan formando (y perdiéndose por su absorción por las plantas) de manera casi constante, y muy variable.

- Sobre los contenidos en metales pesados en suelos, semejante a lo que podemos pensar al tratarse de una aplicación en hilera, y ser más “fuerte” dicha fertilización en cuanto a dosis, se aprecia incrementos de metales pesados en suelos con la entrada de lodos en los mismos (tablas 122, 126, 132, 137, 137, 141, 147, 153 y figuras 76, 79, 82, 85, 88). Se vuelve a indicar que no se debe tener problemas en este sentido. Sólo para níquel, mercurio y cadmio, al final del experimento, no se aprecia un aumento.

A pesar de ser reiterativos en el caso de metales pesados, y a pesar de volver a señalar que no vemos problemas en suelos enmendados con lodos cuando éstos son usados como enmiendas, pensamos que no se puede bajar la guardia en este tema; debemos de seguir monitorizando de manera constante los metales pesados en suelos, ya que dichos suelos no pueden ser considerados como un vertedero; si la cantidad de metales va incrementando, debería de ser sensato paralizar cualquier acción que nos permita controlar este tipo de contaminante.

- Sabemos, como ya se ha comentado, que los microorganismos patógenos estudiados por nosotros (*Salmonella spp.* y *Escherichia coli*), son detectados en los lodos de origen, una vez que son reciclados en el suelo, en los muestreos al inicio del cultivo (sobre 3-5 días después de la enmienda), y tampoco al final de dichos cultivos, se observa problema a excepción de tres muestras en las que se detectó presencia de *Salmonella spp.* al inicio del cultivo en suelo aplicado con lodo en el segundo año (tablas 195, 200 y figura 109). No debemos descartar la posible contaminación causada por el riego u otro factor exógeno. En el tercer año, para el cultivo del almendro visto con anterioridad, no se observó presencia de patógenos en ningún caso. Generalmente, su resistencia en nuestras condiciones de suelos, luz, etc., no les permite ser detectados en el tiempo. Ello no significa que no tenga importancia este tema de patógenos, porque como se ha advertido en otras ocasiones, puede existir un peligro de contaminación hacia la persona que maneja los lodos, y esto se debería evitar con buenas prácticas y las precauciones necesarias.

- Con relación a los contaminantes emergentes determinados por nosotros en este ensayo, vuelve a apreciarse una enorme variabilidad en los datos (tabla 203); también hay que tener presente la propia dificultad de la técnica de medida de este tipo de compuestos, cuando hay una matriz orgánica adicionada a los suelos, como se pone de manifiesto en trabajos de investigación desarrollados por Santos et al., (2007). Según nuestro estudio, parece que cuando se efectúa la fertilización con lodo, los suelos enmendados adquieren valores más elevados de PAH y de LAS, que sus respectivos controles; pero se desconoce totalmente la peligrosidad de este tipo de contaminantes y su posible efecto negativo. En el tercer año, no se aprecian claramente diferencias en el suelo enmendado con relación al suelo control. Se podría decir, de forma general, que los PAH y los LAS son los que más diferencias muestran entre suelos enmendados y no enmendados; no es descartable que cuando los lodos se adicionan al suelo agrícola, promuevan un incremento de esos contaminantes orgánicos en el suelo, pero dicho incremento ya no se aprecia en el tiempo (este hecho ha sido también puesto de manifiesto para el cultivo del almendro). No parece haber problema alguno con NPE, DEHP y con los PCB. Se necesita incrementar los estudios sobre este tipo de compuestos si queremos conocer su posible peligrosidad para los suelos receptores, sobre todo, para su salud y biodiversidad.
- Por último, y con relación a la entrada de lodos al suelo y su efecto sobre las poblaciones microbianas, diremos que se detecta en suelos enmendados un aumento de la respiración microbiana, en comparación con los suelos control (tabla 159 y figura 91). Este aumento se achaca a los sustratos carbonados que introducen los lodos en los suelos receptores, los cuales inducen la respuesta de poblaciones microbianas que los utilizan como alimento, y ello les hace incrementar su respiración. Los procesos de mineralización de carbono son considerados normales con este tipo de enmiendas (Scotti et al., 2016; Heidari et al., 2016). Este efecto es más patente al inicio del cultivo, claramente porque es el momento de introducir los lodos al suelo.

La actividad metabólica general de los suelos enmendados se incrementa pues debido a la actividad de poblaciones microbianas; los lodos EDAR, material orgánico y biológico, son responsables de dicho aumento. Al final del cultivo dicho aumento es menor debido a la mineralización de compuestos lábiles que se produce, y por ello el desarrollo microbiano, en cuanto a los suelos.

La respiración microbiana de los microorganismos, o la actividad deshidrogenasa detectada en los suelos enmendados refleja lo que se ha comentado. En los suelos con aplicación de lodos EDAR, los valores son muy elevados al inicio del cultivo, que es cuando se acaba de aplicar lodo y todas las poblaciones se activan para asimilar gran parte de los sustratos carbonados aportados con dichos lodos; hacia el final del cultivo del segundo año, ya los valores disminuyen ostensiblemente al existir mucha menos cantidad de sustratos que ya han sido degradados durante el cultivo. A pesar de ello, tanto en suelos que recibieron lodos el primer año, como aquellos del segundo, muestran valores algo mayores que los suelos control, indicativos de que permanece una mayor actividad (respiración microbiana) en dichos suelos enmendados frente a suelos control.

- Al igual que se realizó en suelos estudiados sobre cultivo de almendro también en aquellos suelos del cultivo de nectarina se han medido diversas actividades enzimáticas implicadas en los ciclos biogeoquímicos de elementos de interés desde una perspectiva ambiental y agronómica, tales como el carbono, nitrógeno y fósforo. Nuestro estudio muestra un incremento de valores de actividad enzimática, con el uso de lodos EDAR como enmienda orgánica (tablas 165, 171, 183, 189 y figuras 94, 97, 103, 106). Ello significa que hay poblaciones microbianas encargadas de hidrolizar sustratos diversos que aparecen con la aplicación del lodo, y por tanto, de mineralizar dichos sustratos (García and Hernández, 2000). Las actividades enzimáticas estudiadas por nosotros detectan por tanto diferencias en suelos enmendados y no enmendados, sobre todo durante los años de enmienda (cuando

se aplican lodos al suelo): los suelos enmendados muestran mayores valores de actividad fosfatasa y ureasa, debido a que entran sustratos con dichos lodos, capaces de activar la síntesis de estas enzimas (favorable para aporta nutrientes a las plantas y a los microorganismos). Las diferencias son menores durante los muestreos del tercer año, debido a que ya se han reducido los procesos de mineralización, y en ese año no entran lodos en el suelo. El conjunto de hidrolasas determinadas en los suelos, muestran pues de manera inequívoca una incidencia clave de la enmienda de lodos al inicio del cultivo, es decir, en el momento de introducir los lodos en el suelo; en dicho momento, los suelos enmendados muestran elevados valores con relación a los suelos control. Eso parece claro ya que los lodos introducen sustratos que son capaces de hacer que poblaciones específicas de microorganismos, implicadas en los ciclos de elementos importantes, obliguen a la síntesis de dichas enzimas. El hecho de que las enzimas tengan elevado valor es indicativo de que se puede dar una mineralización de dichos nutrientes, ya que las hidrolasas fomentan la hidrólisis de sustratos no asimilables por los microorganismos, y los convierten en asimilables (García and Hernández 2000).

Nuestros resultados coinciden con los obtenidos por otros autores. Crechchio et al. (2001) observó una relación entre la ureasa aportada al suelo mediante los lodos de depuración y el carbono orgánico del suelo, situando a los residuos orgánicos mineralizables como los lodos, como estimuladores del crecimiento microbiano, resultando ser un sustrato para la enzima ureasa. Rinku Dhanker et al. (2021) también coincide que la aplicación de lodo de depuración en los suelos agrícolas aumenta significativa y rápidamente las propiedades microbianas del suelo, como la biomasa microbiana, la respiración basal y las actividades enzimáticas (fosfatasa alcalina, dehidrogenasa y ureasa) al comienzo de la incubación y disminuye gradualmente hasta pasado dos meses.

Con relación a los suelos donde se aplicaron lodos en el primer año, respecto a los que se aplicaron en el segundo año, se puede señalar que, en estos últimos, los valores enzimáticos son más bajos, indicativos de que ya se han mineralizado gran parte de los sustratos que se aportaron con los lodos. Aun así, en algunas enzimas continúa apreciándose un valor algo más elevado que en sus respectivos suelos control.

Las enzimas deshidrogenasas, endocelulares e indicativas de la actividad metabólica general del sistema, muestran una mayor variabilidad entre muestras, pero también indican una tendencia al alza en suelos enmendados frente a los suelos control (tabla 177 y figura 100). Esa tendencia puede ser debida al incremento de poblaciones microbianas que se activan cuando llegan sustratos asimilables por las mismas, procedentes de los lodos.

Sobre fruto de nectarina

- Para los metales pesados, los valores en los frutos de nectarina no presentaron diferencias significativas en los suelos enmendados con lodo de depuración respecto a los suelos no aplicados en el tercer año al final del cultivo (tabla 207). Por tal motivo, no se puede decir que en los frutos de nectarina exista problema debido a la entrada como enmienda de los lodos EDAR. Cabe destacar que los metales, cobre y zinc son utilizados también como tratamiento para los cultivos en forma comercial.
- Al igual que en el resto de los cultivos se ha realizado el análisis de contaminantes emergentes en el fruto en el último año del presente estudio no apreciándose problema alguno con relación a frutos control. Desde este punto de vista, y con nuestros datos, no se detecta un efecto perjudicial sobre los cultivos, cuando se utilizan lodos EDAR como enmienda orgánica en agricultura.
- Al igual que ocurre en el cultivo de almendro, en el cultivo de nectarina en lo referente a patógenos en fruto, los valores de *Escherichia coli* fueron inferiores a 10 ufc g⁻¹ en todos

los frutos y con ausencia de *Salmonella spp.* igualmente, en el tercer año al final del cultivo (tabla 212). Se confirma también aquí, que no existe problemas de microorganismos patógenos en cultivo de nectarina, cuando los lodos EDAR son adicionados a los suelos, siempre en condiciones controladas.

- En lo que respecta a la producción de nectarina (figura 111), también los datos aportados por el propio agricultor confirman que las parcelas donde se ha aplicado lodo en una cantidad suficiente para aportar el N necesario para este cultivo, ha conseguido valores de rendimiento de fruta mayor que en las parcelas donde no se aplica lodo. Volvemos a subrayar la necesidad de tomar estos datos con cautela, ya que se trata de un cultivo joven que no está en plena producción en el momento del estudio y que consideramos que este tipo de datos es impreciso y orientativo, unido a que debería ser analizado a más largo plazo (5-6 años de datos sería lo lógico).

5.2.3. Experimento sobre el cultivo de cereal

Dentro de los ensayos que se han llevado a cabo en esta Tesis Doctoral, se ha intentado realizarlos sobre cultivos que se consideren adecuados para aceptar lodos EDAR como enmienda orgánica (siempre que se cumpla con las normativas para este tipo de usos). En este sentido, se han expuesto hasta el momento los comentarios sobre los resultados obtenidos en dos cultivos arbóreos de interés en la zona del sureste español (almendro y nectarina). A continuación, se van a discutir los resultados sobre un cultivo de cereal, también considerado de interés en las zonas altas de la Región de Murcia, y cuyos resultados posiblemente puedan ser extrapolables a otras zonas limítrofes (por ejemplo, Albacete) donde este tipo de cultivo tiene gran implantación.

Experimento de cultivo de cereal: El cultivo de cereal se ha desarrollado sobre un suelo agrícola de la zona del noroeste de la Región de Murcia (Jumilla); esos suelos cuentan con un contenido en materia orgánica entre 2-3% (no es tan pobre como los existentes en otras zonas más degradadas de la Región de Murcia, con cultivos intensivos y con escasa materia orgánica), y con contenidos en N total cercanos al 0,1%. Se trata de suelos con unas condiciones “aceptables” para el cultivo de cereal (trigo) sobre todo por su climatología.

Lodo aplicado al suelo en cultivo de cereal: A lo largo de esta Tesis Doctoral, y en la exposición de resultados, ya se han señalado las características de los suelos donde se llevan a cabo los diferentes ensayos, y también, como creemos que es preceptivo, las analíticas de los lodos EDAR empleados en dichos ensayos. Se ha visto que muestran una calidad muy aceptable; dichos lodos han sufrido un tratamiento considerado apto para que puedan ser empleados en agricultura, según la normativa vigente. Asimismo, muestran contenidos de nitrógeno próximos al 6%, un buen contenido en fósforo (sobre 1%), y un bajo contenido en metales pesados; aportan además microelementos de interés en agricultura. Los contaminantes emergentes determinados marcan valores por debajo de algunas normativas propuestas realizadas para este tipo de compuestos.

Manejo realizado en el ensayo del cultivo de cereal: La elección de realizar un ensayo con cereal no es sólo por la importancia del cultivo en sí, sino porque, además, con relación a los anteriores ensayos con cultivos arbóreos, en este caso el manejo de los lodos ha sido muy diferente. Los lodos se han incorporado enterrándolos en toda la parcela de manera homogénea, con los equipos necesarios para ello; la dosis empleada en este caso no supera el máximo establecido de 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹. En nuestro caso, se ha introducido la cantidad de nitrógeno como lodo, equivalente a las necesidades del cultivo, que ha sido en concreto para este tipo de cereal, 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Los lodos EDAR se han añadido el primero y el segundo año de nuestro ensayo, pero no en el tercero; los agricultores optan por no forzar los suelos en cuanto a fertilización orgánica, y se ha seguido lo que ellos hacen normalmente.

Suelo bajo cultivo de cereal

Se recuerda como aspecto de gran interés, que los mencionados resultados obtenidos en suelos bajo cultivo de cereal pueden ser menos “llamativos” que cuando lo comparamos con lo apreciado sobre suelos receptores de lodos en los anteriores cultivos arbóreos; eso es claramente achacable al manejo. No es igual colocar todo el lodo en el total de la parcela de manera homogénea, que aplicarlo por surcos, y muestrear en zonas donde los lodos se encuentran posiblemente más concentrados. Este hecho puede explicar muchos de los resultados obtenidos en nuestro experimento. A continuación, se describe los resultados obtenidos durante su monitorización en suelo, en los tres años de proyecto:

- Con relación a parámetros de índole física, y en concreto a la densidad aparente que da idea de la “esponjosidad” del suelo, así como a uno de los principales parámetros a tener en cuenta cuando se aporta materia orgánica a los mismos, como es la capacidad de retención hídrica, podemos señalar que no hemos obtenidos datos en este ensayo que puedan considerarse como definitivos, a la hora de concluir la validez de la enmienda realizada sobre dichos parámetros de carácter físico en los suelos receptores (tablas 22, 25 y figuras 23, 26). En primer lugar, volvemos a insistir en los problemas de variabilidad, muy elevada en general para los parámetros de tipo físico. Pero al margen de ello, nuestros resultados señalan que no parece que la adición de los lodos influya en este tipo de propiedades. No es lo que podría esperarse cuando se aplica materia orgánica a los suelos, ya que con dicha adición va implícito una mejora en las propiedades físicas mencionadas anteriormente, tal y como otros autores han puesto de manifiesto (Logan and Harrison, 1995; Martens and Frankenberger, 1992); pero tal vez sea debido a que las dosis empleadas no han sido elevadas (para cumplir no sólo con el Real Decreto de nitratos, sino con las necesidades nitrogenadas del cultivo). Además, hay que tener presente que los lodos EDAR es una masa con escasa aireación, con elevado contenido en agua, y por todo ello es difícil que eleve los valores de parámetros físicos de manera muy inmediata. Insistimos, como ya ha sido advertido anteriormente, en que posiblemente, si se continúa en el tiempo aplicando materia orgánica exógena, y en este caso, lodos EDAR, quizá se pueda apreciar un mayor efecto sobre algunas propiedades físicas del suelo, de interés para su calidad y salud, así como para el desarrollo de la vida en dicho suelo. Debería apostarse pues por seguir efectuando adiciones acordes con la normativa actual, de forma que se continúe enriqueciendo el suelo de manera homogénea (se aplica a toda la extensión de parcela).

Un comentario que lo consideramos necesario, es advertir de que los lodos se introducen en la capa arable del suelo, y ello, en parte, conlleva un movimiento que podría acelerar la mineralización de una parte lábil de materia orgánica. Sin embargo, lo consideramos necesario porque no es posible buscar efectos favorables de una enmienda en climas semiáridos, si no la introducimos en el suelo. A pesar de ello, se hace mención a que el manejo de enterrar la enmienda es el más adecuado para conseguir hacerlo con el menor movimiento de suelo posible, evitando así pérdidas altas de carbono orgánico. También creemos que la mejora final del carbono en suelos enmendados, debido a la propia enmienda exógena, así como a efectos sobre el cultivo, beneficiará a dicho carbono en mayor proporción que su pérdida debido al movimiento (mínimo movimiento) necesario para enterrar la enmienda orgánica en el suelo.

- El pH afecta en ocasiones a la disponibilidad de los elementos necesarios para la nutrición de las plantas, así como a la capacidad de intercambio catiónico del suelo, y a su actividad microbiana. Se considera, además, un factor decisivo en la disponibilidad de elementos como los nutrientes y metales pesados para las plantas. En general, se observa valores medios de pH básico (en torno a 8.5) tanto al inicio como al final de este tercer ensayo (tabla 30 y figura 29). Aunque varios autores han mencionado la influencia del pH sobre la actividad biótica del suelo (Beyer et al., 1992; Beyer et al., 2001), no se han encontrado variaciones en este parámetro suficientemente grandes en ninguno de los años que se ha llevado a cabo este experimento como para establecer diferencias que pudiesen afectar a dicha actividad biótica. Además, a estos valores de pH, la movilización de elementos como

los metales pesados (algo a tener presente cuando se usan lodos EDAR como enmiendas), desde el suelo hasta la propia planta, no se debe producir, y eso se debe considerar como algo positivo.

- Otro aspecto de interés es que, con la adición de lodos, no se observa un aumento de la salinización de los suelos, hecho este de gran interés desde una perspectiva ambiental. No se observa salinización que derive en posibles problemas, ya que no sobrepasamos en ningún caso valores de $304 \mu\text{S cm}^{-1}$ en suelos enmendados. La conductividad eléctrica (CE) es sinónimo de la salinidad existente en el suelo y su valor representa una estimación de los contenidos en iones de las muestras. Los resultados de CE de los suelos analizados tanto al inicio como al final de este tercer cultivo determinaron unos valores inferiores de conductividad de $150 \mu\text{S/cm}$. Se trata de valores de CE muy similares a los obtenidos el primer año de experimentación, por lo que no se observa una salinización de estos suelos con el tiempo. Nuestros resultados son coincidentes con los obtenidos por Bastida et al., (2008), los cuales también observaron que, en experimentos de recuperación de suelos degradados, a dosis adecuadas no se contribuyó a incrementar la salinidad de los suelos receptores.
- Teniendo presente la variabilidad sobre parámetros nutricionales y agronómicos determinados en suelos, y en particular, en suelos enmendados, hemos de indicar que tanto el carbono orgánico, como el nitrógeno, fósforo y potasio total, se ven favorecidos en el suelo, debido al uso de lodos. Esto también se ha observado en ensayos con árboles frutales mostrado anteriormente, a pesar de que el manejo de aplicación de lodos haya sido diferente. Pueden verse tendencias hacia el final del cultivo que parecen indicar un positivo efecto de la aplicación de lodos con relación a la calidad nutricional y de carbono orgánico de los suelos, si bien no es significativo (se puede hablar de “tendencia”). Se vuelve a repetir el patrón ya comentado de que, con un número escaso de adiciones de enmienda orgánica, quizá no es suficiente como para mostrar diferencias relevantes en el suelo. Coll, (2020), sí determinó sobre parcelas con adición de enmiendas orgánica durante bastantes años, un beneficio claro sobre elementos nutritivos en los suelos receptores.
- Cuando se toman muestras al inicio del cultivo, y en el momento de adicionar lodos, parámetros como el carbono orgánico (tabla 119 y figura 74), son mayores en muchos casos, que al final del cultivo (Coll, 2020); sin duda puede haber existido una cierta mineralización del carbono orgánico existente en los lodos, debido a que con esta enmienda se genera un incremento de actividad microbiana, y ciertas poblaciones microbicas actúan sobre las fracciones lábiles de carbono, eliminándolas como CO_2 . Incluso, también está descrito (Bastida et al., 2008), la posibilidad de que microorganismos que se activan con la entrada de sustratos al suelo, procedentes de lodos EDAR, puedan degradar algo de materia orgánica autóctona existente en el suelo. De todas formas, en el tercer año de nuestro experimento, los suelos se quedan enriquecidos en carbono orgánico al inicio del cultivo, lo que genera un beneficio sobre la fertilidad edáfica del suelo, y repercutirá sin duda en una mejora sobre las propiedades del mismo, y sobre el cultivo. Al final del cultivo en el tercer año del estudio, los niveles de carbono orgánico en suelos aplicados con lodo, se asemejan a los suelos control. Es importante tener presente que el C orgánico, claro referente de la materia orgánica del suelo, estará sometido a procesos de vaivén ya que puede tener entradas y salidas al sistema, de manera bastante frecuente (García et al., 2017). Este hecho debe ser visto como un comportamiento normal en suelos agrícolas, y lo que verdaderamente cuenta es el comportamiento “neto” en el tiempo.

El carbono orgánico expresa muy escasas variaciones después del segundo año de experimentación. En teoría, las adiciones efectuadas en estos dos años, suficientes para que las cantidades de nitrógeno sean las necesarias para este cultivo de cereal, no parecen tan elevadas como para influir directamente en los parámetros de C. Es posible que después de

diversos años, el C y la materia orgánica se vean incrementadas en el tiempo, y con ello, la fertilidad y productividad edáfica de dicho suelo.

Interesa también tener presente que es complicado, a nivel analítico, establecer diferencias en C orgánico o en materia orgánica, entre suelos no enmendados con lodos EDAR (suelos control), y suelos enmendados; el propio análisis tiene ya una variabilidad que hace complicado vislumbrar de manera inequívoca, algunas variaciones pequeñas en este tipo de parámetro.

Además de que las adiciones no son espectacularmente elevadas, hemos de señalar que con el lodo se introduce en el suelo una biomasa activa, con poblaciones microbianas que sin duda aportarán diversos sustratos carbonados, y es quizás por dicho motivo por el que tampoco se comprueba un aumento, debido a generar neoformaciones y mineralizaciones constantes de fracciones de C en los suelos receptores, como ya ha sido señalado anteriormente. Otro aspecto clave en torno a este parámetro es que, si conseguimos hacer a los suelos más fértiles con la enmienda orgánica aportada en el tiempo, y se produce una mayor cosecha, redundará en mayores residuos vegetales que son aportados al suelo, ello también debería ser una fuente de C para los mismos; los procesos de mineralización de ese carbono por parte de los microorganismos mermarían dicha cantidad total de C, pero restaría aquel que es menos atacable por los microorganismos.

Hay que resaltar que es bueno que exista cantidades de C elevadas, pero también es positivo que dicho C no se pierda con excesiva facilidad al incorporarlo a los suelos (García et al., 2018). Este hecho se conseguiría posiblemente de manera más eficaz, si los lodos sufrieran un proceso de compostaje, ya que dicho proceso estabilizaría la materia orgánica existente en el compost, y la haría más resistente a la degradación cuando se introduzca en el suelo.

- Los macronutrientes como el nitrógeno y el fósforo también se ven incrementados ligeramente en los suelos enmendados, con relación a suelos sin enmendar (con algunas excepciones derivadas de la variabilidad a la que nos referimos al inicio de este estudio) (tablas 42, 48 y figuras 35, 38). También esto es un aliciente claro para la mejora de la fertilidad edáfica de los suelos receptores de lodos. De los nutrientes interesantes y que son muy incidentes en los rendimientos agronómicos en campo, el N en algunas parcelas se observa un ligero aumento sobre el suelo control, pero en otras parcelas enmendadas, dicho aumento no se observa. La variabilidad del experimento queda pues patente. Sobre K no existen diferencias apreciables entre las parcelas control y las enmendadas con lodo. Interesa recordar que el K es un elemento sobre el que los lodos EDAR tienen un escaso efecto por la baja cantidad que contienen en este elemento. El contenido en P en los lodos es mayor que el del K, siendo este punto muy a tener en cuenta puesto que el P podría ser el macronutriente limitante en el futuro. De nuevo volvemos a matizar que quizá una fertilización con lodos mantenida en el tiempo podría ser eficaz para complementar una adecuada fertilización fosfórica con lo que ello supone.
- Sobre los contenidos de metales pesados en el suelo, hay que señalar que se encuentran siempre dentro de los márgenes que se señalan para suelos agrícolas (en concreto, muy por debajo) (tablas 123, 128, 134, 138, 149, 155 y figuras 77, 80, 86, 89). No se aprecian grandes diferencias de metales pesados en los suelos enmendados con relación a los suelos control. Independientemente de este hecho, se debe considerar el interés de controlar las dosis y este tipo de contaminantes. Es cierto que las condiciones tanto para los suelos (su textura, su valor de pH, etc.), así como los valores que presentan los lodos EDAR empleados en estos experimentos, permiten cierta tranquilidad con relación a que no sea un problema de metal pesado. Esto se puso de manifiesto también en los datos aportados por Murcia, (2013) en su Tesis Doctoral realizada sobre caracterización de lodos EDAR de la Región de Murcia, donde se mostraba la mejora en cuanto a los contenidos metálicos observados en estos materiales orgánicos. Es por ello, por lo que no consideramos que, en

suelos como los nuestros, los metales pesados que se han controlado puedan suponer un problema. Pero, aun así, creemos que cuando se aplican lodos EDAR debe ser obligatorio controlar el comportamiento de los metales pesados, aunque “a priori” no exista riesgo alguno.

- En los años de experimentación que se han tenido en cuenta en este estudio, se comprueba que cuando se adicionan lodos al suelo, dicho suelo hace de “tampón” de los microorganismos patógenos, ya que estos se encuentran en los lodos, pero no se observa su incremento en los suelos enmendados; sólo al introducir lodos en el segundo año hay un aumento de *Escherichia coli*, que se pierde al final de los cultivos (tabla 197 y figura 110). Este hecho también ha sido constatado por otros autores (Estrada et al., 2004; García-Orenes et al., 2007). Se señala que los lodos tienen un cierto contenido en microorganismos patógenos (*Salmonella spp.* y *Escherichia coli*), pero es de interés indicar que una vez puesto en el suelo, ya no se detectan. Es difícil encontrar literatura científica donde se aprecie un problema de contaminación de cultivos por microorganismos patógenos, cuando se usan lodos EDAR como enmienda orgánica. Pero al igual que se señaló con los metales pesados, hemos de tener control sobre esta contaminación porque, tanto para los agricultores que usan lodos, como por posibles descuidos a la hora de que el material vegetal indebidamente entre en contacto con esos lodos, hemos de estar siempre en disposición de evitar riesgos para la salud.
- Tal y como se ha comprobado a lo largo de esta Tesis Doctoral, y en otros ensayos anteriores, se ha considerado de interés determinar los valores de algunos contaminantes orgánicos emergentes, que se pueden encontrar en los lodos, y que, aunque a día de hoy aún no están indicados como contaminantes a ser tenidos en cuenta de manera inequívoca, es cierto que consideramos necesario tenerlos presentes porque ya en la actualidad, es obligatorio su seguimiento (Real Decreto 1051/2022). Sobre las cantidades detectadas de los contaminantes emergentes determinados en esta Tesis, apreciamos valores muy dispares en los suelos cultivados, a lo largo de nuestro ensayo (tabla 204). Al adicionar lodos, se aprecia un cierto aumento en PAH, en suelos enmendados frente a suelos control. Pero ya al final del experimento, no hay diferencias remarcables en los suelos control frente a los suelos enmendados. La variabilidad de estos parámetros es enorme, pero a pesar de todo, insistimos en que interesa controlarlos.
- Los parámetros de tipo bioquímico o relativos a la actividad microbiana son muy sensibles, abiertos a cambiar con los diferentes manejos y usos de suelos agrícolas, y su interpretación puede ser muy válida para discutir la problemática de calidad, salud, funcionalidad y biodiversidad edáfica de suelos (Rodríguez et al. 2007). Consideramos por tanto con son parámetros muy útiles a tener en cuenta, cuando a suelos agrícolas se aportan lodos EDAR. Parece lógico que siendo los lodos una materia orgánica activa, parámetros que tienen que ver con la actividad de los microorganismos, se vean afectados con la adición de lodos EDAR a los suelos. En lo que respecta a la respiración microbiana en el cultivo de cereal (tabla 161 y figura 92), se aprecia un incremento en el suelo enmendado en el segundo año al inicio del cultivo manteniéndose dicho incremento respecto al control en el tercer año también tanto al inicio como al final del cultivo; este hecho también ha sido observado por otros autores, cuando estudian suelo donde se han aportado enmiendas orgánicas, (Nadal, 2015).
- Con relación a las enzimas del suelo, podemos señalar que la ureasa es la enzima que cataliza la hidrólisis de la urea o sustratos tipo ureico para dar CO₂ y NH₃ como productos de la reacción hidrolítica. Se trata asimismo de una enzima extracelular. De los ensayos realizados en cereal, los suelos enmendados presentan valores inferiores de la actividad ureasa (tabla 173 y figura 98), volvemos a insistir de la complejidad la matriz del suelo para obtener conclusiones.

La enzima glicina aminopeptidasa es intra o extracelular perteneciente al grupo de las proteasas. Su función es catalizar las reacciones de degradación de proteínas y péptidos (Nannipieri, 1994), degradando el residuo N-terminal de los oligopéptidos, produciendo péptidos más pequeños y aminoácidos libres, por lo que está involucrada en el ciclo del N. Los cambios experimentados en esta enzima del ciclo del N no son claramente definidos entre las parcelas control y las parcelas de suelo enmendado (tabla 185 y figuras 104), lo cual muestra un comportamiento similar a la enzima ureasa. Los lodos no introducen sustratos capaces de activar la síntesis de esta enzima.

La enzima fosfatasa alcalina es una de las enzimas hidrolasas extracelulares que activan la transformación de formas orgánicas del fósforo (ésteres y anhídridos del ácido fosfórico) en P inorgánico, haciéndolo por tanto asimilable por las raíces de plantas (García and Hernández, 2000). Es precisamente este hecho el que confiere al estudio de este enzima en el suelo una importancia especial desde el punto de vista agronómico y biotecnológico. En nuestro estudio, esta enzima, al inicio del cultivo, muestra diferencia entre los suelos enmendados y aquellos sin enmendar principalmente en el segundo año de aplicación de lodo (tabla 167 y figuras 95). Esto es indicativo de que al inicio se activa esta enzima porque se adicionan sustratos con el lodo, capaces de hacerlo. Y es positivo porque transformarán P no asimilable por la planta, por P inorgánico y asimilable, debido a la actuación de la enzima. Al final del cultivo, la enzima se produce en menor medida asemejándose a los suelos control, lo cual indica que ya no es necesario sintetizarla quizás porque ya no hay demanda de P por parte ni de las plantas ni de los microorganismos.

La enzima β -glucosidasa es extracelular, interviene en el ciclo del carbono, actuando de forma específica sobre moléculas de celulosa hidrolizando enlaces β -glucosídicos entre moléculas de glucosa (García and Hernández, 2000). Se comprueba que, al inicio del cultivo en el segundo año, el ciclo del C se ve afectado con la entrada del lodo en el suelo, siendo así por la introducción de sustratos carbonados con dicho lodo capaces de obligar a ciertos microorganismos a sintetizar la enzima; al final, todo ello no se muestra tan acentuado ya que los sustratos habrán sido degradados, y queda carbono que no es susceptible de incentivar la síntesis de dicha enzima dentro del ciclo del C.

Por último, la enzima deshidrogenasa determinada por nosotros, que es intracelular, muestra el comportamiento aleatorio de todas las demás enzimas estudiadas; en todos los casos, incluidos los suelos control, se aprecia un aumento de la enzima hacia el final del cultivo, tal vez porque hay un aumento de biomasa microbiana que genera este aumento de las enzimas tipo deshidrogenasas, hecho también comprobado por otros autores (Coll, 2020).

Determinaciones en grano de cereal

- Como primera valoración a los análisis realizados sobre el grano recogido (trigo) en este experimento, se indica que los valores de metales pesados en los frutos de cereal fueron similares en los suelos aplicados con lodo de depuración respecto a los suelos no aplicados en el tercer año al final del cultivo. De nuevo, confirmamos que, en ninguno de los ensayos realizados por nosotros, hemos apreciado problemas con este tipo de contaminantes, en los alimentos generados.
- En lo referente a microorganismos patógenos en grano, los valores de *Escherichia coli* fueron inferiores a 10 ufc g^{-1} en todos los frutos y con ausencia de *Salmonella spp.* igualmente en el tercer año al final del cultivo. Es importante que *Clostridium* se determine también como microorganismos patógenos, sin embargo, interesa señalar que hay que saber interpretarlo ya que muchos de los lodos EDAR que en la actualidad se están usando en agricultura, proceden de digestiones anaerobias, y ese proceso conlleva la aparición precisamente, de este microorganismo: *Clostridium*.

- Según información del agricultor, al parecer se ha apreciado una mayor producción de cereal en las parcelas con lodo que en aquellas sin lodo. De todas formas, este valor puede ser bastante variable, pues tendría sentido con un muestreo válido estadísticamente y con espacios más largos de tiempo. Aun así, los beneficios que se pueden obtener al emplear una enmienda orgánica de calidad, en agricultura, no es sólo a nivel de producción, sino que interesa tener presente que se han aportado macro y microelementos de interés, y ello puede contribuir a un ahorro de fertilizante mineral, y un beneficio ambiental al consumir menor cantidad de dicho fertilizante mineral. Sin duda, que los rendimientos mejoren con la aplicación de lodos a suelos agrícolas en cultivo de cereal (según la tendencia observada por los agricultores), es positivo e indica que esa enmienda orgánica (lodo EDAR) puede incidir positivamente sobre el sistema suelo-planta en su conjunto, algo valorable desde una perspectiva de agricultura de futuro.





6. CONCLUSIONES

CONCLUSIONES SOBRE LODOS EDAR Y SU NORMATIVA

- Para poner en contexto esta Tesis Doctoral, se recuerdan algunas premisas fundamentales que deberían ser tenidos en cuenta: a) la generación de lodo de depuración (EDAR) es necesario cuando se lleva a cabo la depuración y saneamiento de las aguas residuales, su existencia es inevitable y por ello se crea la necesidad de combinar los tratamientos actuales y búsqueda de nuevas alternativas, así como el perfeccionamiento de las existentes donde se contemplen plazos de ejecución y adaptación; b) la agricultura tiene una importancia capital en la economía tanto de la Región de Murcia como del resto del territorio nacional; es una actividad que ocupa una parte importante de la superficie de suelo que debe ser segregada por zonas y cultivos apropiados como demandantes de nutrientes contenidos en los lodos, principalmente nitrógeno y fósforo.

La estrategia que subyace después de considerar los anteriores aspectos es que, de una parte hay lodos con cierta capacidad fertilizante (además de una más que apreciable cantidad de materia orgánica), tienen una calidad suficiente, y han sufrido un tratamiento adecuado; y de otra, tenemos una agricultura que demanda y necesita nutrientes de forma sostenible, ¿por qué no unir ambos aspectos, y tratar a los lodos como posibles fuentes de materia orgánica exógena y nutrientes para nuestros suelos, siempre que no exista riesgo para el medioambiente o para la salud de suelos y personas?

- La legislación y planes europeos y estatales relativos a los lodos de depuración ha sido crucial para la gestión y valorización de éstos en los suelos agrícolas; pero como consecuencia de su antigüedad, requieren su adaptación a la situación actual, recogiendo los avances que se han ido desarrollando en cuanto a investigación científica y nuevas tecnologías se refiere. Es necesario definir tratamientos del lodo adecuados, actualizar parámetros de limitación, así como establecer/consolidar jerarquías de destino, gestión y aplicación, y reducción en origen.
- La regulación de la valorización del lodo en agricultura requiere con carácter previo, la elaboración de un análisis de riesgos cuantitativo y cualitativo donde se evalúen tratamientos y composición de los lodos de depuración (nutrientes, metales, contaminantes orgánicos, ...), impacto ambiental, agronómico y sanitario, idoneidad de suelos y cultivos, así como su efecto para el sistema suelo-planta, e incluso contemplar los efectos negativos posibles hacia la población que pueda ser afectada por la estrategia del uso de lodos EDAR como enmienda orgánica para suelos (olor, por ejemplo).

CONCLUSIONES SOBRE SUELOS AGRÍCOLAS RECEPTORES DE LODOS EDAR

- Como primera **CONCLUSIÓN**, es que nuestro estudio (el cual da lugar a esta Tesis Doctoral), se basa en la “aplicación y uso de lodos en agricultura”; nunca se consideran acciones que puedan definirse como posibles “vertidos” de lodos en los suelos, sino de “aplicaciones” en agricultura. Si el suelo es un recurso natural que debe ser protegido y conservado, NO deberíamos aceptar estrategia alguna que pueda poner en riesgo ese “recurso natural”. Con ello se quiere indicar que la “aplicación” de lodos debe ser controlada, conforme a norma, y con conocimiento sobre dosis a usar, manejo, etc.; jamás debería valorarse un vertido incontrolado, con amplia capacidad contaminante para los propios suelos receptores.
- Aunque no es motivo de esta Tesis Doctoral, queremos dejar constancia que a nivel de aplicación de lodos EDAR a los suelos agrícolas (estrategia considerada adecuada cuando se respetan las normativas existentes), dichos lodos pueden ser aportados a suelos no agrícolas, sólo por la necesidad de evitar procesos de degradación y de erosión, que pueden culminar con desertificación y pérdida de suelo no deseable.

- En nuestro estudio, después de monitorizar diferentes parcelas de ensayo con distintos cultivos (arbóreos y de cereal), donde se ha llevado a cabo una aplicación controlada por gestores autorizados de lodos EDAR al suelo, se concluye que, cuando los mencionados lodos EDAR tienen una calidad y tratamiento adecuado según normativa (bajo contenido en metales pesados, y estabilización mediante tratamiento), dichos lodos pueden ser reciclados en los suelos agrícolas como enmienda orgánica o fertilizante orgánico, siempre con un adecuado seguimiento sobre los suelos receptores post-adición. Los lodos de depuración pueden influir favorablemente sobre la fertilidad edáfica de los suelos receptores, sobre su funcionalidad, y sobre su biodiversidad.
- Cuando los lodos se adicionan a los suelos, éstos pueden ver incrementada su salinidad, aunque con los datos de nuestro estudio no consideramos que el mencionado incremento en los suelos receptores sea preocupante. Pero a pesar de no observar peligrosidad en lo que a salinidad se refiere, se recomienda mantener un cierto control sobre este parámetro, y sobre las dosis de lodo EDAR que se usan, para evitar problemas de salinización de suelos.
- Desde una perspectiva agronómica, los suelos agrícolas receptores de lodos EDAR incrementan su contenido en materia orgánica y carbono orgánico, y por tanto su fertilidad edáfica. De igual manera, se incrementan también elementos tan importantes para la agricultura como el N, P, y algunos micronutrientes de interés para la fertilidad nutricional. Quizá las cantidades de elementos nutricionales con las que cuentan no es suficiente como para considerar a los lodos directamente como “fertilizantes orgánicos”, pero sí para considerarlos como adecuadas enmiendas orgánicas, con cierta capacidad fertilizante.
- Los lodos es un material biológico, que aporta a los suelos donde se aplica tanto carbono orgánico como sustratos contenidos en dichos lodos, capaces de incentivar determinadas poblaciones microbianas; ello tiene que tener incidencia en los microorganismos que se encuentran en los suelos, y en la vida de los mismos. La respiración microbiana de los suelos receptores de lodos EDAR revelan una tendencia a incrementar dicha respiración en aquellos enmendados con relación a suelos control no enmendados; el aumento de respiración de las poblaciones microbianas edáficas se corresponde con la mineralización de determinadas fracciones lábiles de carbono, tanto de las procedentes en los propios lodos, como las existentes en los suelos, y que se ven incentivadas por los sustratos aportados por los mencionados lodos EDAR. En el año en que no se incorporan lodos, se comprueba que entre los suelos control y los suelos enmendados, se igualan más los valores de la respiración microbiana a excepción del cultivo de cereal, probablemente porque por la heterogeneidad del suelo y la homogeneidad de aplicación de lodo en este cultivo haya podido influir en el comportamiento microbiano. Eso induce a pensar en la importancia que el manejo de enmiendas orgánicas tiene frente a su incidencia sobre las poblaciones microbianas de los suelos.
- La bioquímica de los suelos receptores también se ve influenciada cuando sobre dichos suelos se aplican lodos EDAR. Las actividades enzimáticas estudiadas, detectan diferencias en suelos enmendados y no enmendados, sobre todo durante los años de aplicación del lodo. Como norma general, los suelos enmendados muestran una tendencia de mayores valores de actividad fosfatasa y ureasa, debido a que entran sustratos con dichos lodos, capaces de activar la síntesis de estas enzimas (favorable para aportar nutrientes a las plantas y a los microorganismos). En el cultivo de cereal, el incremento de la ureasa no se confirma probablemente como consecuencia del sistema de aplicación mediante esparcido del lodo, que hace que el efecto de lodo sea más inapreciable a corto plazo en el suelo que para el resto de los cultivos estudiados. Las diferencias son menores durante los muestreos realizados en nuestros estudios, en los momentos en que no se aplican lodos, debido posiblemente a que ya se han reducido los procesos de mineralización al no existir nuevas adiciones de los mencionados lodos.
- Es necesario controlar los suelos donde se reciclan los lodos, monitorizando en los mismos parámetros como metales pesados para comprobar que se realizan aplicaciones bien

optimizadas, y no vertidos incontrolados. Igualmente, se deben adoptar medidas de seguridad sobre los microorganismos patógenos, principalmente enfocado a los agricultores que llevan a cabo las adiciones de lodos de depuración a los suelos ya que puede generarse un riesgo de exposición a patógenos en el momento de la aplicación de lodos al suelo. En nuestro estudio, no se han apreciado diferencias significativas en los suelos aplicados con lodos respecto a los suelos control al final del cultivo, en lo que respecta a los microorganismos patógenos determinados por nosotros. En lo que concierne a los metales pesados, se aprecia una ligera tendencia a la acumulación de alguno de estos metales (Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) en los suelos aplicados con lodo en el tiempo de duración del presente estudio; dicha acumulación está muy por debajo de los niveles permitidos por la legislación actual y propuestas de futuro. Y a pesar de no detectar problemas, apostamos por ajustar la dosis de uso para controlar claramente tanto los metales pesados como los microorganismos patógenos; el mencionado control debe ser establecido tanto en los lodos EDAR usados como enmiendas orgánicas, como en los suelos receptores. Otro aspecto de interés sería la monitorización de estos parámetros a largo plazo.

- A pesar de determinar valores nutricionales que podríamos catalogar como “no problemáticos”, cuando se aplican lodos EDAR a suelos agrícolas, seguimos apostando por controlar de manera exhaustiva la dosificación de los lodos en función de su contenido en nitrógeno como factor limitante contemplando también el contenido en fósforo, evitando así riesgos innecesarios para el medio ambiente, derivados de una posible lixiviación de elementos como nitratos y/o fosfatos.
- Se considera que, posiblemente, la práctica de manejo del lodo de depuración más óptima sería aplicarlo en toda la superficie de la parcela, mediante volteo y mezclándolo en su capa arable de la mejor manera posible. De esta forma, la homogeneización del sistema suelo-lodo sería muy adecuada. Cuando ello no es posible por existir cultivos leñosos en producción, hay manejos que se consideran también adecuados para estos casos, mediante aplicación en surco, a un metro del árbol. En estos casos hay que controlar muy bien la dosis a aplicar, ya que la cantidad de lodo se reparte en una menor superficie de suelo. Se debe controlar perfectamente el surco del suelo receptor que reciben los lodos, y ajustar dosis a la baja si es necesario. Además, si se dosifica en la parte derecha del árbol, la siguiente dosificación deberá de ser a la izquierda. Se recomienda aportar lodos de depuración a los cultivos cada dos años o dos años de cada tres.
- Puesto que cada vez los sistemas de medida analítica son más exactos, interesa tener en cuenta ciertos contaminantes orgánicos que aparecen en los lodos EDAR, y que hoy en día tenemos la capacidad de conocerlos. Con relación a algunos de los contaminantes orgánicos persistentes, los valores obtenidos están acordes a las recomendaciones actuales, pero es necesario ampliar el conocimiento científico-técnico sobre los mismos (degradabilidad cuando llegan al suelo procedentes de los lodos, o degradabilidad cuando dichos lodos sufren procesos de transformación de la materia orgánica). Probablemente se debe prestar especial interés a los LAS y PAH, según los valores obtenidos en nuestros ensayos. Su seguimiento tanto en lodos como en los suelos donde se reciclan, se considera de interés.

CONCLUSIONES SOBRE FRUTOS OBTENIDOS EN SUELOS ENMENDADOS CON LODOS EDAR

Con relación a las determinaciones analíticas realizadas sobre frutos, en los obtenidos al final del tercer año de experimentación, se indica lo siguiente:

- Por lo que respecta a microorganismos patógenos, en ninguno de los análisis realizados sobre frutos, se ha visto complicación alguna en la detección de *Salmonella spp.* o de *Escherichia coli*, que siempre ha estado en valores <10 ufc g^{-1} y ausencia en *Salmonella spp.*

- Solo los compuestos LAS y PAH han sido detectados en los frutos, de los contaminantes emergentes analizados. Pero no en valores más elevados que los determinados en los frutos obtenidos en las parcelas control (sin adición de lodos).
- Los metales pesados determinados en frutos no marcan diferencias entre aquellos obtenidos en las parcelas control, y los que se producen en suelos enmendados con lodo EDAR.

Conclusiones adicionales sobre rendimientos de cultivo

Debido a su importancia, un apartado aparte merece los comentarios con relación a resultados de rendimientos de cosecha. Como ya se ha comentado en esta Memoria, los datos de rendimiento han sido aportados por los agricultores, dueños de las parcelas que se han empleado para los ensayos; se ha señalado que son datos no aportados por nosotros, si bien debemos remarcar que tienen suficiente fiabilidad, ya que el sistema de control de rendimientos es el que hacen con normalidad esos agricultores.

En general, para los cultivos en estudio, se puede decir que hay datos que confirman un efecto favorable sobre rendimientos de cosecha, cuando se usan lodos EDAR como enmienda orgánica, en la misma medida a como se acostumbra a hacer. Sin duda, esto se debe ver como positivo; y merece la pena hacer los siguientes comentarios sobre ello:

- 1) Es posible que, si se continúan aportando lodos EDAR a los suelos, de manera controlada, y con los sabidos cuidados sobre dosificación, manejo, etc., mejorarían aún más los rendimientos. Ello, además de ese beneficio, también redundaría en mejora de la calidad de suelos al incrementar su materia orgánica (mayor rendimiento, mayor aporte de estos vegetales al suelo).
- 2) Creemos que el aporte de nutrientes en forma orgánica debería servir para disminuir en parte, la fertilización mineral aportada de manera convencional. Un objetivo podría ser disminuir la fertilización mineral cuando se usa orgánica, y con el tiempo, poder reducirse en mayor medida. Debe de aceptarse que el uso de orgánicos de calidad en los suelos puede ser visto como una transición hacia agroecosistemas más sostenibles, pudiendo llegar a ser económicamente rentables.

*Como **CONCLUSIÓN FINAL**, podemos decir que somos muy conscientes de que el futuro del uso de los lodos de depuración en agricultura no está claro; hay una gran diversidad de criterios, y de normativas en función de los países de que se trate, entrando en juego intereses de diverso tipo, no sólo agronómicos y ambientales. Pero lo cierto es que la decisión que deba ser tomada para la problemática de lodos EDAR y su futuro debería estar basada en criterios científicos; la toma de decisiones acertada y coherente sobre el uso agrícola de lodos EDAR solo será posible con conocimiento aportado a través de los diferentes ensayos científicos realizados por una amplia cantidad de investigadores, que puedan poner de manifiesto los pros y contras de una estrategia basada en el mencionado empleo de lodos EDAR como una enmienda orgánica en agricultura. Esta Tesis Doctoral ha tratado de, con ensayos realizados en condiciones reales de campo, dar información sobre el uso de dichos lodos en agricultura. La ciencia ayudará sin duda a aportar luz al análisis de la necesidad y los beneficios de esta estrategia frente a la disposición de asumir los riesgos que de ello se pueda derivar para el medio ambiente, y en particular, para los suelos receptores de lodos EDAR. Es importante el conocimiento sobre la dosificación de los lodos, su manejo en los suelos agrícolas, su seguimiento en dichos suelos, y, por tanto, la necesidad de controlar de manera clara este tipo de acciones que pueden resultar positivas si se hacen en condiciones, pero pueden por contra suponer problemas, si el uso es descontrolado.*

¿QUÉ HACER CON NUESTROS LODOS DE DEPURACIÓN? UN PROBLEMA...

En lo referente al problema de la producción de lodos de depuración como residuos orgánicos que son, sería necesario poner en marcha y perfeccionar procedimientos y acciones a nivel europeo, nacional, regional y local. La valorización de los lodos EDAR como la mejor opción y considerándolos como una fuente de materia orgánica exógena al igual que otras enmiendas orgánicas, es probablemente la mejor opción para estos materiales.

Los lodos EDAR presumen de una extensa regulación y alguna de reciente actualidad como el Real Decreto sobre nutrición sostenible de suelos agrarios, a pesar de ello, indicamos unos criterios que pueden ser relevantes:

- **Adecuación de las normas reguladoras** que defina y tipifique la aptitud de los lodos EDAR por su tratamiento y parámetros de calidad para su valorización agrícola.
- Disponibilidad a una **base de datos** estatal con información completa y unificada con la finalidad de mapear dichos lodos por su cantidad, calidad y utilidad.
- La **trazabilidad** de los lodos EDAR desde su origen hasta su destino final (agrícola u otro tratamiento) es indiscutible para generar garantía y seguridad.
- Una **adecuación de procedimientos y códigos de buenas prácticas agrarias para la utilización de lodos de depuración** contribuiría a un correcto manejo de estos materiales, evaluando su contenido y aporte mediante parámetros analíticos de lodo y suelo, necesidades del suelo, así como, del cultivo y dosificación.
- Creación de un **observatorio de lodos EDAR** que pueda contribuir a una mejor gestión de los lodos sumando el tratamiento y la catalogación de calidad de estos materiales, su enclave geográfico, cantidad y otros parámetros que pueden ser de interés para contribuir a una valorización de los lodos sostenible.
- Estudiar la viabilidad técnica, económica y medioambiental de **plantas de tratamiento alternativo de los lodos EDAR** diferente al aprovechamiento agrícola como el secado térmico, gasificación, hidrólisis térmica, etc., con la finalidad de garantizar un adecuado tratamiento a los lodos EDAR independientemente de su calidad, cantidad y estacionalidad.
- Intentar establecer el **criterio de proximidad** en la medida de lo posible en lo que a valorización de los lodos EDAR en agricultura se refiere con el objetivo de minimizar impacto ambiental y costes.
- Realizar entre otras opciones la **aplicación directa de lodos** por sus beneficios agronómicos y económicos, pero con restricciones de uso zonales, estacionales y de manejo por cultivos para evitar inconvenientes ambientales, sanitarios y sociales.
- Empleo de **políticas encaminadas a tratamientos avanzados de lodos EDAR** técnica y medioambientalmente viables y dotadas de **herramientas de financiación apropiada**.
- Apostar por el **aprovechamiento de los lodos EDAR en los suelos en todo su concepto**, contemplando no solo la valorización agrícola, sino incluir fines no agrícolas como la regeneración de los suelos degradados.



7. REFERENCIAS

- ADEME** (1996). The nitrogen value of sludge from municipal wastewater treatment plants. Agency for Environment and Mastery of Energy, France
- Agencia Catalana del Agua** (2009). Utilización de lodos de depuradora en restauración. Manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos marginales.
- Agenda para el Desarrollo Sostenible.** <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/development-agenda/> (22 enero 2022).
- Akbari, F., Fallah, S., Dahmardeh, M., Pessaraki, M.** (2020). Interaction effects of nitrogen and phosphorus fertilizer on nitrogen mineralization of wheat residues in a calcareous soil. *J. Plant Nutr.* 43, 1-12.
- Alef, K., Nannipieri, P.** (1995). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry.* Academic Press, New York.
- Alias Pérez, L.J., Ortiz.Silla, R.** (1983). Procesos edafogénicos y tipos de suelos del altiplano Jumilla-Yecla. *Anales de la Universidad de Murcia. Ciencias* 39, 1-4.
- Al-Thani, R.F., Abd-El-Haleem, D.A., Al-Shammri, M.** (2009). Isolation and characterization of polyaromatic hydrocarbons-degrading bacteria from different Qatari soils. *Afr. J. Microbiol. Res.* 3, 761-766.
- Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F., Poulsen, H.D.** (1999). The emission of ammonia from agriculture status and sources. National Environmental Institute/ Danish Institute of Agricultural Sciences, Roskilde/ Tjele, Denmark (in Danish).
- Andrade, M.L., Marcet, P., Reyzábal, M.L., Montero, M.J.** (2000). Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. *Edafología.* 7(3): 21 – 29.
- Aparicio, I., Santos, J.L., Alonso, E.** (2007). Simultaneous sonication-assisted extraction and determination by gas-chromatography-mass spectrometry, of di-(2ethylhexyl)phthalate, nonylphenol, nonylphenol ethoxylates and polychlorinatedbiphenyls in sludge from wastewater treatment plants. *Analytica Chimica Acta* 584: 455-461.
- Banegas, I., Ramírez, M., Alba, F., Vives, F., de Gasparo, M., Segarra, A.B., Hermoso, F., Durán, R., Priet, I.** (2008). Role of aminopeptidases in the neuroendocrine control of blood pressure in experimental animals. *Endocrinol Nutr.* 2008; 55:381-2.
- Barahona, E., Santos, F.** (1981). Estudios de correlación y regresión de diversos parámetros analíticos de 52 perfiles de suelos del sector Montiel-Alcaraz-Bienservida (Ciudad Real-Albacete). *Anales de Edafología y Agrobiología*, 40 (5-6), pp. 761-773.
- Barry, D., Barbiero, C., Briens, C., Berruti, F.** (2019). Pyrolysis as an economical and ecological treatment option for municipal sewage sludge. *Biomass Bioenergy.* 122, 472-480.
- Bastida F., Kandeler E., Moreno J. L., Ros M., García C. Y Hernández T.** (2008). Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology*, 40: 318-329.
- Bastida, F., Eldridge, D. J., García, C., Kenny Png, G., Bardgett, R. D., Delgado-Baquerizo, M., et al.** (2021). Soil microbial diversity–biomass relationships are driven by soil carbon content across global biomes. *ISME J.* 15, 2081–2091.
- Bayes, C.D., Davis, J.M., Taylor, C.M.A.** (1987). Sewage sludge as a forest fertilizer: experiences to date. *Journal of Institute of Water Pollution Control*, 86: 158-171.
- Bell, R.W., Dell, B.** (2008). Micronutrients for Sustainable Food, Feed, Fibre and Bioenergy Production. International Fertilizer Industry Association, Paris, France, p. 175.
- Bergström, L. F., Kirchmann, H.** (1999) Leaching of Total Nitrogen from Nitrogen-15-Labeled Poultry Manure and Inorganic Nitrogen Fertilizer. *Journal of Environmental Quality JEQ.* 28 (4), 1283-1290.

- Berrow, M.L., Stein, W.M.** (1983) Extraction of Metals from Soils and Sewage Sludges by Refluxing with Aqua Regia. *Analyst* 108, 277-285.
- Beyer, L., C. Wachendorf, F M Balzer, U R Balzer-Graf.** (1992) The Use of Biological Methods to Determine the Microbiological Activity of Soils under Cultivation. *Biology and Fertility of Soils*. 13.4, 242-247.
- Beyer, L., Wachendorf, C., Elsner, D.C., Knabe. R.** (1993). Suitability of dehydrogenase activity assay as an index of soil biological activity. *Biology and Fertility of Soils*, 16: 52 – 56.
- Beyer, L., Mueller, K.** (2001) Application of Paper De-inking Sludge on soils: Comments on the Paper of Fierro, Angers and Beauchamp. *Soil Biology and Biochemistry* 33 (3) 413-414.
- Blanton, C. J., Desforges, C. E., Newland, L. W., Ehlmann, A. J.** (1975). A survey of mercury distributions in the Terlinqua area of Texas, in *Trace Subst. in Environ. Health*, Vol. 9, Hemphill, D.D., Ed., University of Missouri, Columbia, MO. 139.
- Bolan, N., Hoang, S.A., Beiyuan, J., Gupta, S., Hou, D., Karakoti, A., Joseph, S., Jung, S., Kim, K.-H., Kirkham, M.** (2021). Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. *Int. Mater. Rev.* 1-51.
- Borjesson, G., Katterer, T.** (2018). Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Volume 112, 369-385.
- Borken, W., Xu, Y.J., Davidson, E.A., Beese, F.** (2002). Site and temporal variation of soil respiration in European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Global Change Biology*. 8: 1205-1216.
- Bremner JM, Mulvaney RL.** (1978). Urease activity in soils. In: Burns RG, editor. *Soilenzymes*. London: Academic Press. 149-96.
- Brennan, B.** (1991) Chemical Partitioning and Remobilization of Heavy Metals from Sewage Sludge Dumped in Dublin Bay. *Water Research*. 25 (10), 1193-1198.
- Bünemann, E.K., Oberson, A., Liebisch, F., Keller, F., Annaheim, K., Huguenin-Elie, O., Frossard, E.** (2012). Rapid microbial phosphorus immobilization dominates gross phosphorus fluxes in a grassland soil with low inorganic phosphorus availability. *Soil Biology and Biochemistry*.
- Bünemann, E.K.** (2015). Assessment of gross and net mineralization rates of soil organic phosphorus - a review. *Soil Biology and Biochemistry*. 89, 82-98.
- Burns, R.G., Dick, R.P.** (2002). *Enzymes in the Environment*. Marcel Dekker, New York.
- Cabre, J., Arráez, J., Aragonese, R.** (1990). Eliminación de lodos de aguas residuales. La E.D.A.R de Reus: un ejemplo de aprovechamiento mediante compostaje. *Química e Industria*, 36: 537 – 541.
- Calvo de Anta, R. C., Luís, E., Febrero-Bande, M., Galiñanes, J., Macías, F., Ortíz, R., Casás, F.** (2020). Soil organic carbon in peninsular Spain: Influence of environmental factors and spatial distribution. *Geoderma*, 370, 114365.
- Campanella, L., Cardarelli, E., Pupella, A., Ferri, T., Petronio, B.M.** (1987) Evaluation of Heavy Metals Speciation in an Urban Sludge I. Batch Method. *The Science of the Total Environment*. 61, 217-28.
- Cantarella, H.** (2007) Nitrogenio [Nitrogen]. In: Novais, R.F., Alvarez Venegas, V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B. and Neves, J.C.L., Eds., *Fertilidade Do Solo [Soil Fertility]*, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Vicosa, 375-470.
- Carballas, M., Carballas, T., Jacquin F.** (1979). Biodegradation and humification of organic matter in humiferous Atlantic soils. *Anales de Edafología y Agrobiología (CSIC)*. 38: 1699-1717.
- Chen, S., Xu, M., Ma, Y., Yang, J.** (2007). Evaluation of different phosphate amendments on availability of metals in contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 67, 278-285.
- Clarke, B.O., Smith, S.R.** (2011). Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ. Int.* 37 (1), 226–247.

- Coll, M.D.** (2020). Construyendo materia orgánica en suelos degradados bajo clima semiárido mediante el uso de enmiendas orgánicas (building organic matter in degraded soils under semiarid climate through the use of organic amendments). Ph. D. University of Murcia.
- Cookson, P., Lepiece, G.L.** (1996). Urease enzyme activity of soils of the Batinah region of Sultanate of Oman. *Journal of Arid Environments*. 32: 225-238.
- Costa, F., Hernandez M.T., Moreno, J.I.** (1991). Utilización agrícola de lodos de depuradora. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS), CSIC.
- Crecchio, C., Curci, M., Mininni, R., Ricciuti, P., Ruggiero, P.** (2001). Short-term effects of municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity. *Biol. Fertil. Soils* 34, 311-318.
- Cuadrado M.C.** (1995). Ingesta de contaminantes -metales pesados- y nutrientes potencialmente tóxicos vía dieta total en Andalucía, Galicia, Madrid y Valencia. Directora: Olga Moreira. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Nutrición y Bromatología I (Nutrición).
- D'Aoust, P.M., Mercier, E., Montpetit, D., Jia, J.-J., Alexandrov, I., Neault, N., Baig, A.T., Mayne, J., Zhang, X., Alain, T.** (2021). Quantitative analysis of SARS-CoV-2 RNA from wastewater solids in communities with low COVID-19 incidence and prevalence. *Water Res.* 188, 116560.
- Dang, Y.P., Christopher, J., Dalal, R.C.** (2016). Genetic diversity in barley and wheat for tolerance to soil constraints. *Agronomy* 6.
- de Bertoldi, M.D., Vallini, G.E., Pera, A.** (1983). The biology of composting: a review. *Waste Manag. Res.* 1 (2), 157-176.
- Delfim, J. S., Salvador, J. O., Moreira, A., Dameto, L. S., Moraes, L.A.C.** (2022). "Micronutrients Content in Guava Seedlings after Variations in Phosphorus Sources, Liming, and Soil Types." *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 53(18), 2365-2373.
- Dhillon, N., Vadehra, D. V., Sharma, P.** (1989). Carboxymethyl Cellulase, β -Glucosidase and Xylanase production by bacillus isolates from soil. *International Biodeterioration*, 25:1-5.
- Dick, W.A., Tabatabai, M.A.** (1984). Kinetic parameters of phosphatases in soils and organic waste materials. *Soil Science* 137, 7-15.
- Dick, W. A, Tabatabai, M. A.** (1993). Significance and potential uses of soil enzymes. *Soil Microbial Ecology: Application in agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, New York, 95-125.
- Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986** relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/ALL/?uri=CELEX%3A31986L0278> (26 febrero 2022).
- Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991**, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:31991L0271&from=ES> (26 febrero 2022).
- Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991**, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-1991-82066> (19 febrero 2022).
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008**, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2008-82319> (26 febrero 2022).
- Djandja, O.S., Wang, Z.C., Wang, F., Xu, Y.P., Duan, P.G.** (2020). Pyrolysis of municipal sewage sludge for biofuel production: a review. *Ind. Eng. Chem. Res.* 59 (39), 16939-16956.
- Donatello, S., Cheeseman, C.R.** (2013). Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): a review. *Waste Manag.* 33 (11), 2328-2340.

- Doran, J.W., Parkin, B.T.** (1994) Defining soil quality for sustainable environment. Soil Sci. Soc. Am. Inc. special publication, 35 Madison, Wisconsin, USA
- Eamens, G.J., Waldron, A.M., Nicholls, P.J.** (2006). Survival of pathogenic and indicator bacteria in biosolids applied to agricultural land. *Aust. J. Soil Res.* 44, 647–659.
- Ebbers, B., Ottosen, L.M., Jensen, P.E.** (2015). Comparison of two different electro-dialytic cells for separation of phosphorus and heavy metals from sewage sludge ash. *Chemosphere.* 125, 122-129.
- Ebersberger, D., Niklaus, P.A., Kandeler, E.** (2003). Long Term CO₂ enrichment stimulates N-mineralisation and enzyme activities in calcareous grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, 35:965-972.
- Egle, L., Marschinski, R., Jones, A., Yunta Mezquita, F., Schillaci, C., Huygens, D.** (2023). Feasibility study in support of future policy developments of the Sewage Sludge Directive (86/278/EEC). JRC Science for Policy Report. European Commission.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A.** (1988). Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 20(5), 601-606.
- Eivazi, E., Zakaria, A.** (1993). β -glucosidase activity in soils amended with sewage sludge. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 43: 155 – 161.
- Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia.** Información de depuración. <https://www.esamur.com/depuracion> (19 noviembre 2022).
- Estrada, I.B., Aller, A., Aller, F., Gómez, X., Morán, A.** (2004). The survival of *Escherichia coli*, faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from wastewater treatment plants. *Bioresource Technology* 93(2) 191–198.
- European Commission** (2010). Environmental, Economic and Social Impacts of the Use of Sewage Sludge on Land; Final Report, Part III: Project Interim Reports; Milieu Ltd.: Brussels, Belgium.
- European Commission** (2014). Ex-post evaluation of certain waste stream Directives. European Commission. https://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/target_review/Final%20Report%20Ex-Post.pdf (26 febrero 2022).
- European Commission** (2023). Commission Staff Working Document Evaluation. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12328-Sewage-sludge-use-in-farming-evaluation_en (26 mayo 2023)
- Ezzariai, A., Hafidi, M., Khadra, A., Aemig, Q., El Fels, L., Barret, M., Merlina, G., Pinelli, E.** (2018). Human and veterinary antibiotics during composting of sludge or manure: Global perspectives on persistence, degradation, and resistance genes. *J. Hazard. Mater.* 359, 465-481.
- Feng, Lijuan, Zhang, L., Feng, Li.** (2014). Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil amended with sewage sludge compost. *International Biodeterioration & Biodegradation. Challenges in Environmental Science and Engineering.* 95. CESE-2013, 200-207 Part A.
- Fernando Pomares** (2010). La materia orgánica en el suelo. Principios básicos y estrategias de fertilización orgánica. Instituto Valenciano de Investigaciones agrarias (IVIA).
- Flávio Krzyzanowski, Jr., Marcelo de Souza Laurettob, Adelaide Cássia Nardoccic, Maria Inês Zanoli Satod, Maria Tereza Pepe Razzolini.** (2016). Assessing the probability of infection by Salmonella due to sewage sludge use in agriculture under several exposure scenarios for crops and soil ingestion. *Science of the Total Environment* 568 (2016) 66–74.
- Fleischer, M., Sarofim, A. F., Fassett, D. W., Hammond, P., Shacklette, H. T., Nisbet, I. C. T., Epstein, S.** (1975). Environmental impact of cadmium, *Environ. Health Perspect.* 5, 253.
- Focht, D. D., Verstraete, W.** (1977). Biochemical ecology of nitrification and denitrification, p. 135–214. In M. Alexander (ed.), *Advances in Microbial Ecology*. Plenum Press, New York, NY.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)** (2009). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Glosario de agricultura orgánica. Roma.
- Frankenberger WT, Tabatabai MA.** (1982). Amidase and urease activities in plants. *PlantSoil*. 64:153-66.
- García, C., Hernández, T., Coll, M.D., Ondoño, S.,** (2017). Organic amendments for soil restoration in arid and semiarid areas: a review. *AIMS Environmental Science*, 4 (5): 640-676.
- García, C., Nannipieri, P., Hernandez, T.** (2018). The future of soil carbon. Elsevier.
- García, C., Hernández, T., Costa, C., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Ciardi, C.** (1993). A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. *Bioresource Technology* 44, 17-23.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B.** (1994). Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. *Waste Management Research*. 12: 457-466.
- García C, Hernández T** (1997). Biological and biochemical indicators in direct soils subject to erosion. *Soil Biol Biochem* 29, 171-177.
- García, C., Hernández, T.** (2000). “Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España”. Eds: C. García y T. Hernández. CEBAS-CSIC, Murcia, España.
- García, C., Ondoño, S., Murcia, F.J., Hernández, T.** (2016). Lodos EDAR y su empleo en agricultura. Ciudades sostenibles. Secretaría General Técnica. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. <https://www.revistaambienta.es/es/numeros-anteriores/115/115-i3.html>
- García, C.** (2020). El suelo como herramienta para la mitigación y la adaptación al cambio climático en el entorno de la agricultura. Plataforma Tierra. <https://www.plataformatierra.es/innovacion/el-suelo-como-herramienta-para-la-mitigacion-y-la-adaptacion-al-cambio-climatico-en-el-entorno-de-la-agricultura> (15 diciembre 2020).
- García, C., Hernandez, T.** (2022). Agricultural soil health and microbial biodiversity. Organic amendments as a strategy for degraded soils. Pgs 148-169. In “Reyes-Sanchez, L.B., Horn, R., Constantini, E. A. Ac. (Eds) 2022: sustainable soil management as a key to preserving soil biodiversity and stopping its degradation. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
- García-Orenes, F., Roldán, A., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreno, J., Gómez, I., Mataix-Beneyto, J.** (2007). Effect of irrigation on the survival of total coliforms in three semiarid soils after amendment with sewage sludge. *Waste Management*, 27(12), 1815-1819.
- García-Serrano, P., Ruano, S., Lucena, J.J., Nogales, M.** (2010). Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones.
- Ge, C., Lee, C., Lee, J.** (2012). The impact of extreme weather on lettuce and green onion. *Food Res. Int.* 45, 1118-1122.
- Gibbs, R.A., Hu, C.J., Ho, G.E., Unkovich, I.** (1997). Regrowth of faecal coliforms and *salmonellae* in stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Sci. Technol.* 11-12, 269-275.
- Gómez J.** (2007). Digestión Aerobia Termófila Autosostenida (ATAD) de Fangos. Estudio experimental a escala real y modelización matemática del reactor. Tesis Doctoral, Escuela Superior de Ingenieros Industriales. Universidad de Navarra, San Sebastián, España.
- Gómez J., De Gracia M., Ayesa E., García-Heras J.L.** (2007). Mathematical modelling of autothermal thermophilic aerobic digesters. *Water Research*. 41, 959-968.
- González, I.C.** (2015). Generación, caracterización y tratamiento de lodos de EDAR. Tesis Doctoral. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química. Universidad de Córdoba.
- Goyal, S., Dhull, S., Kapoor, K.** (2005). Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresour. Technol.* 96, 1584-1591.
- Grau, M.A.,** (1983). Estudio de la mineralización en el suelo del nitrógeno de lodos procedentes de plantas depuradoras de aguas residuales. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia. Universidad de Barcelona.

- Hasanuzzaman, M., Bhuyan, M., Nahar, K., Hossain, M., Mahmud, J., Hossen, M., Masud, A., Moumita, Fujita, M.** (2018). Potassium: A vital regulator of plant responses and tolerance to abiotic stresses. *Agronomy (Basel)* 8, 31.
- Hatinoglu, M.D., Sanin, F.D.** (2021). Sewage sludge as a source of microplastics in the environment: a review of occurrence and fate during sludge treatment. *J. Environ. Manag.* 295, 113028.
- Heaton, J.C., Jones, K.** (2008). Microbial contamination of fruit and vegetables and the behaviour of enteropathogens in the phyllosphere: a review. *J. Appl. Microbiol.* 104, 613–626.
- Heidari, G., Mohammadi, K., Sohrabi, Y.** (2016). Responses of Soil Microbial Biomass and Enzyme Activities to Tillage and Fertilization Systems in Soybean (*Glycine max L.*) Production. *Front Plant Sci* 7, n° 1730.
- Heitor Cantarella, Rafael Otto , Johnny Rodrigues Soares, Aijânio Gomes de Brito Silva.** (2018). Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: A review. *Journal of Advanced Research.* 13 19-27.
- Hernandez, T., Chocano, C., Moreno, J.L., García, C.** (2016). Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa L.*) crops Effects on soil and plant. *Soil and Tillage Research* 160:14-22.
- Hernandez, T., Berlanga, J.G., Tormos, I., García, C.** (2021). Organic versus inorganic fertilizers: Response of soil properties and crop yield. *AIMS Geosciences*, 7: 415–439.
- Horswell, J., Ambrose, V., Clucas, L., Leckie, A., Clinton, F., Speir, T.W.** (2007). Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella spp.* after application of sewage sludge to a *Pinus radiata* forest. *J. Appl. Microbiol.* 103, 1321–1331.
- Hu, Y., Li, G., Yan, M., Ping, C., Ren, J.** (2014). Investigation into the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wastewater sewage sludge and its resulting pyrolysis bio-oils. *Sci. Total Environ.* 473, 459-464.
- Huygens D., García-Gutierrez P., Orveillon G., Schillaci C., Delre A., Orgiazzi A., Wojda P., Tonini D., Egle L., Jones A., Pistocchi A., Lugato E.** (2022). Screening risk assessment of organic pollutants and environmental impacts from sewage sludge management. Study to support policy development on the Sewage Sludge Directive (86/278/EEC). JRC Science for Policy Report. European Commission. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC129690>.
- Iglesias, M., Marguá, E., Camps, F., Hidalgo, M.** (2018). Extractability and crop transfer of potentially toxic elements from mediterranean agricultural soils following long-term sewage sludge applications as a fertilizer replacement to barley and maize crops. *Waste Manag.* 75, 312–318.
- Imbeah, M.** (1998). Composting piggery waste: a review. *Bioresour. Technol.* 63 (3), 197-203
- Instituto de Comercio Exterior (ICEX).** Análisis del comercio exterior español. Informe reducido. <https://www.icex.es/icex/es/navegacion-principal/todos-nuestros-servicios/informacion-de-mercados/estadisticas/index.html> Año 2021. (22 enero 2022).
- Instituto de Comercio Exterior (ICEX).** Estadísticas de comercio exterior. <https://www.icex.es/icex/es/navegacion-principal/todos-nuestros-servicios/informacion-de-mercados/estadisticas/index.html> (20 enero 2022).
- Instituto Geográfico Nacional (IGN).** Mapa de suelos de España. <http://www.ign.es> (9 abril 2022)
- Instituto Nacional de Estadística (INE).** Estadística de agricultura y medioambiente. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254735570567 (22 enero 2022).
- Instituto Nacional de Estadística (INE).** Usos del agua. Suministro y saneamiento del agua. <https://www.ine.es/jaxi/Tabla.htm?tpx=48773&L=0> (20 enero 2022).
- Internacional standard ISO 19698 (ISO 19698:2020E).** Sludge recovery, recycling, treatment and disposal. Beneficial use of biosolids. Land application. Valorisation, recyclage, traitement et élimination des boues. Utilisation bénéfique des boues d'épuration. Épandage. First edition 2020-09.

- Iranpour, R., Cox, H.** (2006). Recurrence of fecal coliforms and *Salmonella* species in biosolids following thermophilic anaerobic digestion. *Water Environ. Res.* 78 (9), 1005–1012.
- Jandacka, J., Micieta, J., Holubčík, M., Nosek, R.** (2017). Experimental determination of bed temperatures during wood pellet combustion. *Energy Fuels.* 31 (3), 2919-2926.
- Jensen, J.** (1999). Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonate (LAS) in the terrestrial environment. *Sci. Total Environ.* 1999. 226: 93-111.
- Jensen, J., Lokke, H., Holmstrup, M., Krogh, P.H., Elsgaard, L.** (2001). Effect and risk assessment of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in agricultural soils. V. Risk assessment of LAS in sludge amended soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 1690-1697.
- Jindo, K., Hernandez, T., García, C., Sanchez-Monedero, M. A.** (2011). Influence of stability and origin of organic amendments on humification in semiarid soils. *Soil Science Society of America Journal*, 75: 2178-2187.
- Joint Research Centre** (2006). Background values in European soils and sewage sludges. En: Part I - Evaluation of the relevance of organic micro-pollutants in sewage sludge. Eds.: B. M. Gawlik and G. Bidoglio.
- Joint Research Centre** (2022). Screening risk assessment of organic pollutants and environmental impacts from sewage sludge management. Study to support policy development on the Sewage Sludge Directive (86/278/EEC). Huygens D., García-Gutierrez P., Orveillon G., Schillaci C., Delre A., Orgiazzi A., Wojda P., Tonini D., Egle L., Jones A., Pistocchi A., Lugato E.
- Kabata-Pendias, A.** (2000). Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed., CRC Press.
- Kabata-Pendias** (2004). Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Geoderma* 122. 143-149.
- Kandeler, Gerber** (1988). Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6 (1988), 68-72.
- Karley, A.J., White, P.J.** (2009). Moving cationic minerals to edible tissues: potassium, magnesium, calcium. *Curr. Opin. Plant Biol.* 12, 291–298.
- Kelling, K.A., Peterson, A.E., Walsh, L.M., Ryan, J.A., 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. *Journal of Environmental Quality* JEQ. 6 (4), 339-345.
- Kharouba, H.M., Wolkovich, E.M.** (2020). Disconnects between ecological theory and data in phenological mismatch research. *Nature Climate Change* 10, 406-415.
- Kizilkaya, R., Bayrakli, B.** (2005). Effect of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Applied Soil Ecology* 30, 192-202.
- Langerwerff, J. V., Milberg, R. P.** (1978). Sign-of-charge of species of Cu, Cd and Zn extracted from sewage sludge, and effect of plants, *Plant and Soil.* 49, 117.
- Legret, M, Divet, L, Demare, D.** (1985) Reduction Des Interferences Sur La Determination Des Metaux Lourds Dans Les Sediments De Cours D'eau Et Les Boues De Stations D'epuration Par Spectrometrie D'absorption Atomique En Four Graphite. *Analytica Chimica Acta.* 175. SEP, 203-210.
- Leiros, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., Gil-Sotres, F.** (1999). Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry.* 31: 327-335.
- Ley 1/2018, de 7 de febrero**, de medidas urgentes para garantizar la sostenibilidad ambiental en el entorno del Mar Menor. <https://www.boe.es/eli/es-mc/l/2018/02/07/1> (26 febrero 2022).
- Ley 3/2020, de 27 de julio**, de recuperación y protección del Mar Menor. <https://www.boe.es/eli/es-mc/l/2020/07/27/3> (26 febrero 2022).
- Ley 30/2022, de 23 de diciembre**, por la que se regulan el sistema de gestión de la Política Agrícola Común y otras materias conexas. <https://www.boe.es/eli/es/l/2022/12/23/30> (7 enero 2023).

- Ley 4/2021, de 16 de septiembre**, por la que se modifica la Ley 3/2020, de 27 de julio, de Recuperación y Protección del Mar Menor. <https://www.boe.es/eli/es-mc/l/2021/09/16/4> (26 febrero 2022).
- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular.** <https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7/con> (1 junio 2022).
- Li, G., Zhang, F., Sun, Y., Wong, J., Fang, M.** (2001). Chemical evaluation of sewage sludge composting as a mature indicator for composting process. *Water Air Soil Pollut.* 132 (3), 333-345.
- Li, X., Chen, L., Ji, Y., Li, M., Dong, B., Qian, G., Zhou, J., Dai, X.** (2020). Effects of chemical pretreatments on microplastic extraction in sewage sludge and their physicochemical characteristics. *Water Res.* 171, 115379.
- Liang, Y., Xu, D., Feng, P., Hao, B., Guo, Y., Wang, S.** (2021). Municipal sewage sludge incineration and its air pollution control. *J. Clean. Prod.* 295, 126456.
- Liew, C.S., Yunus, N.M., Chidi, B.S., Lam, M.K., Goh, P.S., Mohamad, M., Sin, J.C., Lam, S.M., Lim, J.W., Lam, S.S.** (2022). A review on recent disposal of hazardous sewage sludge via anaerobic digestion and novel composting. *J. Hazard Mater.* 423, 126995.
- Lindsay, W. L.** (1972). Zinc in soils and plant nutrition, *Adv. Agron.* 24, 147.
- Liu, C., Hofstra, N., Franz, E.** (2013). Impacts of climate change on the microbial safety of pre-harvest leafy green vegetables as indicated by *Escherichia coli* O157 and *Salmonella spp.* *Int. J. Food Microbiol.* 163 (2013), 119–128.
- Logan, T.J., Harrison, B.J.** (1995). Physical characteristics of alkaline stabilized sewage sludge (N-vitro soil) and their effects on soil properties. *Journal of Environmental Quality* 24(1): 153–164.
- Lu, W., Ye, R., Ming, Z., Pan, C., Abbas, Y., Stegmann, R., Wang, H.** (2020). Performance evaluation in composting of sewage sludge with different bulking agents. *J. Environ. Eng.* 146 (6), 05020002.
- Luis López Bellido, Jesus Beltrán Aso, Álvaro Ramos Monreal, Horacio López Córcoles, Prudencio López Fustes, José Luis bermejo corrales, Pedro Urbano Terrón, Juan Piñeiro Andiñón, Juan Castro Insua, Ricardo Blázquez Rodríguez, Carlos Ramos Mompó, Fernando Pomares García, Ana Quiñones Oliver, Belén Martínez Alcántara, Eduardo Primo-Millo, Francisco Legaz Paredes, José Luis Espada Carbó, Enrique García-Escudero Domínguez, Casimiro García García, Jesica Pérez Rodríguez** (2009). Parte II. Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaria General Técnica. Centro de publicaciones.
- Lv, B., Zhang, D., Cui, Y., Yin, F.** (2018). Effects of C/N ratio and earthworms on greenhouse gas emissions during vermicomposting of sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 268, 408-414.
- Maas E.V., Hoffman G.J.** (1977). Crop salt tolerance - current assessment, *J Irrig. Drain Division ASCE*, 103: 115-134.
- Magdalena Stefaniuk, Patryk Oleszczuk, Krzysztof Różyło** (2017). Co-application of sewage sludge with biochar increases disappearance of polycyclic aromatic hydrocarbons from fertilized soil in long term field experiment. *Science of the Total Environment* 599-600, 854-862.
- Manara, P., Zabaniotou, A.** (2012). Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion—A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16 (5), 2566-2582.
- Marani, D., Braguglia, C., Mininni, G., Maccioni, F.** (2003). Behaviour of Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, and Zn in sewage sludge incineration by fluidised bed furnace. *Waste Manag.* 23 (2), 117-124.
- Margesin, R., Cimadom, J., Schinner, F.** (2006). Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 57 (2), 88-92.
- Martens, D. A., Frankenberger Jr., W. T.** (1992). Modification of infiltration rates in an organic-amended irrigated soil. *Agron. J.* 84: 707–717.
- Mata-Alvarez, J., Mace, S., Llabres, P.** (2000) Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes. An Overview of Research Achievements and Perspectives. *Bioresource Technology.* 74 (1), 3-16.

- Matsuoka, M., Mendes, I.C., Loureiro, M.F.** (2003) Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do leste (MT). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 27, 425-433.
- Mayr, C., Miller, M., Insam, H.** (1999). Elevated CO₂ alters community-level physiological profiles and enzyme activities in alpine grasslands. *Journal of Microbiology Method*, 36:35-43.
- Mcdonald, M.A., Hawkins, B.J., Prescott, C.E., Kimmins, J.P.** (1994). Growth and foliar nutrition of western red cedar fertilized with sewage sludge, pulp sludge, fish silage and wood ash on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research*. 24: 297-301.
- Medina, A.** (2006). Estudio de la interacción entre inoculantes microbianos y residuos agroindustriales biotransformados para su uso en estrategias de revegetación y bioremediación. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Melo PA, Suarez-Kurtz G.** (1988). Release of sarcoplasmic enzymes from skeletal muscle by Bothrops jararacussu venom: Antagonism by heparin and by the serum of South American marsupialis. *Toxicon*. 26(1):87-95.
- Mengel, K., Kirkby, E. A.** (1978). Principles of Plant Nutrition, International Potash Institute, Wor-blauen-Bern. 593.
- Mertz, W.** (1969). Chromium occurrence and function in biological systems, *Physiol. Rev.* 49, 163.
- Metcalf, Eddy.** (1995). "Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización". Mc Graw-Hill. Singapore.
- Miljøstyrelsen. 18-10-2021.** <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/okt/miljoestyrelsen-anbefaler-loft-over-pfas-i-spildevandsslam/> (26 febrero 2022).
- Mingot, JI., Obrador, A., Manuel, J., Rico, MI.** (1995). Acid Extraction and Sequential Fractionation of Heavy Metals in Water Treatment Sludges. *Environmental Technology*, 16 (9), 869-876.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.** Estadística de consumo de fertilizantes en la agricultura. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticasagrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fertilizantes.aspx>. (20 enero 2022).
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.** Estadística de consumo de fertilizantes en la agricultura. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fertilizantes.aspx>. (22 enero 2022).
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.** Secretaria General de Análisis, Coordinación y estadística. 2022. Fertilizantes inorgánicos con destino al consumo agrícola por comunidades autónomas autonomías. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fertilizantes.aspx> (5 febrero 2022).
- Ministerio para la Transición Ecológica y el reto demográfico. Vicepresidencia tercera del Gobierno.** Catálogo de metadatos. <https://www.mapama.gob.es/ide/metadatos/srv/spa/metadatos.show?uuid=595c2faa-5a27-4500-aed1-aa9385347eb6> (22 febrero 2022).
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Vicepresidencia Tercera del Gobierno.** Zonas vulnerables a contaminación por nitratos (junio 2021). <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/zonas-vulnerables.aspx> (26 febrero 2022).
- Mishra, D., Kar, M.** (1974). Nickel in plant growth and metabolism, *Bot. Rev.* 40, 395.
- Moeller, J., Reeh, U.** (2003). Degradation of DEHP, PAHs and LAS in source separated MSW and sewage sludge during composting. *Compost Sci. Util.* 11 (4), 370-378.
- Monika Kharuba, Susheel K Mittal.** (2020). An overview on sewage sludge as a green manure supplement in agricultura. *ejbps*, 2020, Volume 7, Issue 12, 114-118.

- Moreno, J.L.** (1985) Lodos de depuradoras urbanas: caracterización y aplicación agrícola. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Moreno, J.L.** (1997) Uso de composts de lodo de depuradora para la mejora de la calidad de los suelos de las zonas áridas. Efecto de su contaminación metálica. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Mota MC, Vivan GA, Ludwig R, Barbosa FS.** (2008) Utilização dos parâmetros do solo como indicadores físicos, químicos e biológicos da qualidade do solo. Anais, do XVII Congresso de Iniciação Científica, nov, São Paulo.
- Moyano, A., Gallardo, J.F., Charro, E.** (2004). Comportamiento del carbono orgánico en dos suelos forestales de la Sierra de Gata (Provincia de Salamanca). Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales. 20: 245-250.
- Murakami, T., Suzuki, Y., Nagasawa, H., Yamamoto, T., Koseki, T., Hirose, H., Okamoto, S.** (2009). Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery. Fuel Process. Technol. 90 (6), 778-783.
- Murcia, F.J.** (2013). Lodos de depuradora: una visión integral para su posible aplicación a suelos desde una perspectiva agrícola. Tesis Doctoral. Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Universidad de Murcia.
- Nadal, I.** (2015). Alteraciones fisiológicas, metabólicas y de la composición de las poblaciones bacterianas de la microbiota de un suelo agrícola tras la aplicación de residuos orgánicos urbanos. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Nakasaki, K., Shoda, M., Kubota, H.** (1985). Effect of temperature on composting of sewage sludge. Appl. Environ. Microbiol. 50 (6), 1526-1530.
- Nannipieri, P., Pedrazzini, F., Arcara, P. G., Piovanelli, C.** (1979). Changes in amino-acids, enzyme-activities and biomasses during soil microbial-growth. Soil Science, 127:26-34.
- Nannipieri, P., Ceccanti, B., Grego, S.** (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. En: J.M. Bollag and G. Stotzky. Eds: Soil Biochemistry - Volume 6. Marcel Dekker Inc., New York.
- Nannipieri, P.** (1994). The potential use of soil enzyme as indicators of productivity, sustainability and pollution. En: Pan-khurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., P.R. Grace, P.R. (Eds.), Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems. CSIRO, Adelaide, pp. 238-244.
- Nannipieri, P., Sequi, P., Fusi, P.** (1996). Humus substances in terrestrial ecosystems. Humus and enzyme activity, 293-329.
- Nannipieri, P., Kandeler, E. & Ruggiero, P.** (2002). Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: Enzymes in the Environment (eds R.G. Burns & R. Dick), pp. 1-33. Marcel Dekker, New York.
- Nannipieri, P., Giagnoni, L., Landi, L., Renella, G.** (2011). Role of phosphatase enzymes in soil. In: Bünemann, E., Oberson, A., Frossard, E. (Eds.), Phosphorus in Action: Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. 215-243.
- Nash, D.M., Haygarth, P.M., Turner, B.L., Condron, L.M., McDowell, R.W., Richardson, A.E., Watkins, M., Heaven, M.W.** (2014). Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: a perspective. Geoderma. 1-41.
- Natalia Anderson, Rob Snaith, Gratsiela Madzharova, Julie Bonfait, Lauren Doyle, Andrew Godley, Ming Lam, George Day.** (2021). Sewage sludge and the circular economy. European Environment Agency. Version: 7. 17/05/2021. EEA activity: 1.5.2.
- Navarro, G., Navarro, S.** (2013). Química Agrícola, Mundiprensa.
- Nguyen, B.T., Phan, B.T., Nguyen, T.X., Tran, T.V., Bach, Q.V.** (2020). Contrastive nutrient leaching from two differently textured paddy soils as influenced by biochar addition. J. Soils Sediments 20, 297-307.

- Nicolas, C., Hernandez, T., García, C. (2017). Type and quantity of organic amendments determine the amount of carbon stabilized in particle-size fractions of a semiarid degraded soil. *Arid Land Research and Management*, 31, 14-28.
- Nieuwenhuize, J., Poley-Vos, C.H., Van Den Akker, A.H., Van Delft, W. (1991). Comparison of Microwave and Conventional Extraction Techniques for the Determination of Metals in Soil, Sediment and Sludge Samples by Atomic Spectrometry." *The Analyst*. 116 (4), 347-351.
- Norma 503 US EPA (2003). (Environmental regulations and technology. Control of pathogens and vector attraction in Sewage sludge. Under 40 CFR Part 503. EPA Report, Cincinnati, OH 45268 (EEUU)).
- Ockenden, M.C., Hollaway, M.J., Beven, K.J., Collins, A.L., Evans, R., Falloon, P.D., Forber, K.J., Hiscock, K.M., Kahana, R., MacLeod, C.J.A., Tych, W., Villamizar, M.L., Wearing, C., Withers, P.J.A., Zhou, J.G., Barker, P.A., Burke, S., Freer, J.E., Johnes, P.J., Snell, M.A., Surridge, B.W.J., Haygarth, P.M. (2017). Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. *Nature Communications* 8.
- Oleszczuk, P. (2006). Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge-amended soil. *Chemosphere* 65, 1616-1626.
- Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. <https://www.boe.es/eli/es/o/2013/06/07/aaa1072> (26 febrero 2022).
- Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos. <https://www.boe.es/eli/es/o/2002/02/08/mam304/con> (19 febrero 2022).
- Paim, R. M. (2007) "Efeito do uso de lama de cal e cloreto de potássio no solo, estado nutricional e crescimento do pinus taeda l., sobre Latossolo". Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná/UFPR, Curitiba/PR (Dissertação de mestrado).
- Pakou, C., Kornaros, M., Stamatelatos, K., Lyberatos, G. (2009). On the fate of LAS, NPEOs and DEHP in municipal sewage sludge during composting. *Bioresource. Technol.* 100 (4), 1634-1642.
- Pascual, J. A. (1996). Efectividad de los residuos orgánicos urbanos en la mejora de la calidad de los suelos áridos: aspectos biológicos y bioquímicos. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.
- Pascual, J. A., García, C., Hernández, T., Moreno, J.L., Ros, M. (2000). Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biology & Biochemistry*, 32:1877-1883.
- Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR) 2016-2022. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/planes-y-estrategias/Planes-y-Programas.aspx> (19 febrero 2022).
- Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización (Plan DSEAR). <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/planificacion-hidrologica/planes-programas-relacionados/> (26 febrero 2022).
- Poschenrieder, C., Barceló, J. (2004). Estrés por metales pesados. In: M. Reigosa, N. Pedrol, A. Sánchez (eds.) *La Ecofisiología Vegetal. Una Ciencia de Síntesis*. Ed. Paraninfo, Madrid, 41, 413-442.
- Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on spreading of sludge on land. Commission of the European Communities. Brussel, 30 april 2003.
- Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast). Commission of the European Communities. Brussel, 30 october 2022. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en (13 noviembre 2022).
- R. Calvo de Anta, E. Luísa, M. Febrero-Bande, J. Galiñanesa, F. Macías, R. Ortíz, F. Casás. (2020). Soil organic carbon in peninsular Spain: Influence of environmental factors and spatial distribution. *Geoderma* 370, 114365.
- Racek, J., Sevcik, J., Chorazy, T., Kucerik, J., Hlavinec, P. (2020). Biochar—recovery material from pyrolysis of sewage sludge: a review. *Waste Biomass Valorization*. 11 (7), 3677-3709.

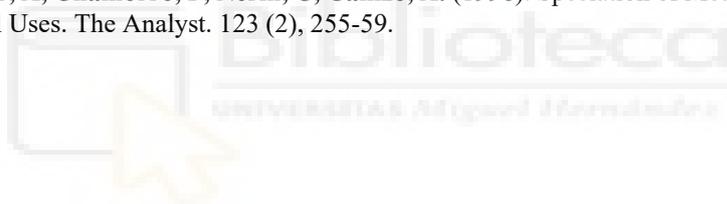
- Raheem, A., Sikarwar, V.S., He, J., Dastyar, W., Dionysiou, D.D., Wang, W., Zhao, M.** (2018). Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: a review. *Chem. Eng. J.* 337, 616-641.
- Ram, N., Singh, V.** (2005). Effect of 25 years of continuous fertilizer use on response to applied nutrients and uptake of micronutrients by rice-wheat-cowpea system. *Cereal Res. Commun.* 3, 589-594.
- Real Decreto 1310/1990**, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. <https://www.boe.es/eli/es/rd/1990/10/29/1310> (26 febrero 2022).
- Real Decreto 506/2013**, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/06/28/506> (26 febrero 2022).
- Real Decreto 646/2020**, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósitos en vertedero. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2020/07/07/646> (23 noviembre 2023).
- Real Decreto 1049/2022, de 27 de diciembre**, por el que se establecen las normas para la aplicación de la condicionalidad reforzada y de la condicionalidad social que deben cumplir las personas beneficiarias de las ayudas en el marco de la Política Agrícola Común que reciban pagos directos, determinados pagos anuales de desarrollo rural y del Programa de Opciones Específicas por la Lejanía y la Insularidad (POSEI). <https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/12/27/1049> (11 mayo 2023).
- Real Decreto 1051/2022**, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/12/27/1051> (4 enero 2023).
- Real Decreto 47/2022**, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/01/18/47> (19 febrero 2022).
- Real Decreto 529/2023**, de 20 de junio, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/06/20/529> (11 julio 2023).
- Real Decreto-Ley 11/1995**, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. <https://www.boe.es/eli/es/rdl/1995/12/28/11> (26 febrero 2022).
- Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de junio de 2019**, por el que se establecen disposiciones relativas a la puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE y se modifican los Reglamentos (CE) n.o 1069/2009 y (CE) n.o 1107/2009 y se deroga el Reglamento (CE) n.o 2003/2003. <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1009/oj> (26 febrero 2022).
- Reglamento (UE) 2019/1021 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de junio de 2019**, sobre contaminantes orgánicos persistentes (versión refundida) (Texto pertinente a efectos del EEE.). <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1021/oj> (11 mayo 2023)
- Reglamento delegado (UE) 2021/2086 de la Comisión de 5 de julio de 2021** que modifica los anexos II y IV del Reglamento (UE) 2019/1009 del Parlamento Europeo y del Consejo con el fin de añadir las sales de fosfato precipitadas y sus derivados como categoría de materiales componentes en los productos fertilizantes UE. [https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2021-81641#:~:text=L%2D2021%2D81641-.Reglamento%20Delegado%20\(UE\)%202021%2F2086%20de%20la%20Comisi%C3%B3n%20de,en%20los%20productos%20fertilizantes%20UE](https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2021-81641#:~:text=L%2D2021%2D81641-.Reglamento%20Delegado%20(UE)%202021%2F2086%20de%20la%20Comisi%C3%B3n%20de,en%20los%20productos%20fertilizantes%20UE) (26 febrero 2022).
- Renella, G., Ortigoza, A.L.R., Landi, L., Nannipieri, P.** (2003) Additive effects of copper and zinc on cadmium toxicity on phosphatase activities and ATP content of soil as estimated by the ecological dose (ED50). *Soil Biology and Biochemistry* 35 (9), 1203-1210.
- Rengel, Z., Batten, G.G., Crowley, D.E.** (1999). Agronomic approaches for improving the micronutrient density in edible portions of field crops. *Field Crop. Res.* 60, 27-40.
- Reuter, D., Robinson, J.B.** (1997). *Plant Analysis: An Interpretation Manual*, second ed. CSIRO publishing, Australia.

- Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Rosche, O., Altermann, M.** (2019). Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. *Environ. Int.* 126, 76-88.
- Rinku Dhanker, Suman Chaudhary, Sneha Goyal, Vinod Kumar Garg** (2021). Influence of urban sewage sludge amendment on agricultural soil parameters. *Environmental Technology & Innovation* 23, 101642.
- Rochette P., Angers D.A., Chantigny M.H., Gasser M., MacDonald J.D., Pelster D.E., Bertrand N.** (2013). Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? *J Environ Qual.* 42(6): 1635-42.
- Rodríguez, I., García, C., Hernández, M.T.** (2007). El compost de lodo de EDAR: una alternativa para la mejora de la calidad del suelo y la producción del olivar. *Agricultura: Revista agropecuaria y ganadera*, ISSN 0002-1334, N° 899, 2007, págs. 600-605.
- Romero, A.** (2002). La erosión en la Región de Murcia. Servicio de publicaciones de la Universidad de Murcia.
- Ros, M.** (1998). Adición de la fracción orgánica contenida en los residuos sólidos urbanos a suelos semiáridos como estrategia para su rehabilitación: bioindicadores de su calidad biológica. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad de Madrid.
- Ros, M., Hernández, M.T., García, C.** (2003). Bioremediation of soil degraded by sewage sludge: effects on soil properties and erosion Losses. *Environmental Management*, 31:741-747.
- Ross, S.M.** (1994). *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. Ed: Ross, S.M. John Wiley & Sons; Chichester, New York.
- Ruiz de Apodaca, M.A.** (2001). Derecho Ambiental integrado: la regulación de los lodos de depuradora y sus destinos. Civitas Ediciones, S.L..
- Santos, J.L., I. Aparicio, E. Alonso** (2007). A new method for the routine analysis of LAS and PAH in sewage sludge by simultaneous sonication-assisted extraction prior to liquid chromatographic determination. *Analytical Chimica Acta* 605:102-109.
- Sanzano, A.** (2006). El fósforo del suelo. *Química del suelo*. <https://www.edafologia.org/app/download/7956239776/El+Fosforo+del+suelo.pdf?t=1494945225> (24 mayo 2023).
- Sarra Hechmi, Helmi Hamdi, Sonia Mokni-Tlili, Rahma Inés Zoghlami, Mohamed Naceur Khelil, Salah Jellali, Saoussen Benzarti, Naceur Jedidi** (2021). Variation of soil properties with sampling depth in two different lighttextured soils after repeated applications of urban sewage sludge. *Journal of Environmental Management* 297, 113355.
- Sattari, S.Z., Bouwman, A.F., Giller, K.E., Van Ittersum, M.** (2012). Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 109, 6348-6358.
- Ščančar, J., Milačič, R., Falnoga, I., Čemažar, M., Bukovec, P.** (2000) Use of Nitric Acid in Sample Pretreatment for Determination of Trace Elements in Various Biological Samples by ETAAS. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis.* 22 (6), 993-1002.
- Schulin, R., Khoshgoftarmanesh, A., Afyuni, M., Nowack, B., Frossard, E.** (2009). Effects of soil management on zinc uptake and its bioavailability in plants. In: Banuelos, G., Lin, Z. (Eds.), *Development and Uses of Biofortified Agricultural Products*. CRC Press, Boca Raton, USA, pp. 95–114.
- Scotti, R., Pane, C., Spaccini, R., Palese, AM., Piccolo, A., Celano, G., Zaccardelli, M.** (2016). On-farm compost: a useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. *Appl. Soil Ecol.* 107: 13-23.
- Sidhu, P.S., Toze, S.G.** (2009). Human pathogens and their indicators in biosolids: a literatura review. *Environ. Int.* 35, 187–201.
- Siegel, S. M., Siegel, B. Z., Barchigiani, C., Aratani, K., Penny, P., Penny, D.** (1987). A contribution to the environmental biology of mercury accumulation in plants, *Water Soil Pollut.* 33, 65.

- Silvana Aparecida Pavan Fernandes, Wagner Bettiol, Carlos Clementi Cerri** (2005). Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology* 30, 65-77.
- Sinsabaugh, R.L.** (1994) Enzymatic Analysis of Microbial Pattern and Process. *Biology and Fertility of Soils*, 17, 69-74.
- Skujins, J.** (1978). History of Abiotic Soils Enzyme Research. En: *Soil Enzymes*. Ed.: Burns, R.G., Academic Press, London..
- Sobrados L.** (2008). XXVI Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. CEDEX. Tomo 1 y II. Madrid, 2008
- Sobrados L., Lasheras A. M., Gómez J., García J.** (2009). Estabilidad de un fango. Concepto y métodos de evaluación del grado de estabilidad. *Tecnología del Agua*. 304, 22-27.
- Son A. Hoanga, Nanthi Bolanc, A.M.P. Madhubashanie, Meththika Vithanagee, Vishma Pererag, Hasintha Wijesekarag, Hailong Wangh, Prashant Srivastavai, M.B. Kirkhamj, Bede S. Mickanc, Jörg Rinklebek, Kadambot H.M. Siddique.** (2022). Treatment processes to eliminate potential environmental hazards and restore agronomic value of sewage sludge: A review. *Environmental Pollution*. 293, 118564.
- Soni, M.L., Swarup, A., Singh, M.** (2000). Effect of manganese and phosphorus application on yield and nutrition of wheat in reclaimed sodic soil. *Current Agriculture* 24, 105–109.
- Sotelo, C.E., Iglesias, M.C., Díaz, I.** (2004). Actividad Respiratoria en la producción de vermicompuesto a partir de residuos domiciliarios y diferentes absorbentes. *Comunicaciones científicas y tecnológicas. Resumen A – 061*. Universidad Nacional del Nordeste. Argentina.
- Spohn, M., Kuzyakov, Y.** (2013). Distribution of microbial- and root-derived phosphatase activities in the rhizosphere depending on P availability and C allocation - coupling soil zymography with ¹⁴C imaging. *Soil Biology and Biochemistry*. 67, 106-113.
- Stéven Criquet, Armelle Braud, Sylvie Néble** (2007). Short-term effects of sewage sludge application on phosphatase activities and available P fractions in Mediterranean soils. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 921-929.
- Studenikina, T. A.** (1999). Interaction of Copper (II) with Soil Components under Influence of OrganicMatter Dissolved in Soil Solution., Ph. D. thesis, Moscow Univ. 21 (Ru)
- Su, D.C., Wong, J.W.C.** (2004). "Chemical Speciation and Phytoavailability of Zn, Cu, Ni and Cd in Soil Amended with Fly Ash-stabilized Sewage Sludge." *Environment International*. 29 (7), 895-900
- Szegi, J., Gulyas, F., Fuleky, G., Tolner, L.** (1988). Influence of NPK fertilization and cellulose application on the CO₂ production of soils. *Zentralblatt Fur Mikrobiologie*, 143:303-308.
- T. N. Moraes, D. O. Guilherme, P. S. Cavalheri, F. J. C. Magalhães Filho** (2022). Chapter 8 - Recovery of nutritional resources of urban sewage sludge in lettuce production. *Circular Economy and Sustainability. Volume 2: Environmental Engineering 2022*, 113-127.
- Tabatabai, M.A.** (1982). Soil enzymes. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, (methodsofsoilan2)*, 903-947.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M.** (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil biology and biochemistry*, 1(4), 301-307.
- Tarafdar, J.C., Jungk, A.** (1987). Phosphatase activity in the rhizosphere and its relation to the depletion of soil organic phosphorus. *Biology and Fertility of Soils*. 3, 199-204.
- Taylor, R.W., Xiu, H., Mehadi, A.A., Shuford, J.W., Tadesse, W.** (1995) Fractionation of Residual Cadmium, Copper, Nickel, Lead, and Zinc in Previously Sludge-amended Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 26.13-14, 2193-2204.

- Terman G.L.** (1979). Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues. *Adv Agron.* 31:189-223.
- The Food and Agriculture Organization (FAO).** Perspectivas a largo plazo. El panorama de la agricultura. <https://www.fao.org/3/y3557s/y3557s06.htm> (22 enero 2022).
- The statistical office of the European Union (EUROSTAT).** <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ten00030/default/table?lang=en> (20 enero 2022).
- Theresa Constanze Sichler, Christian Adam, David Montag, Matthias Barjenbruch** (2022). Future nutrient recovery from sewage sludge regarding three different scenarios - German case study. *Journal of Cleaner Production* 333, 130130.
- Total Slovenia News (STA)** (2019). Hungary Loses Appetite For Slovenian Sewage. [Online] Available at: <https://www.total-slovenia-news.com/politics/4374-hungary-loses-appetite-for-slovenian-sewage> .
- Tränkner, M., Jamali Jaghdani, S.** (2019). Minimum magnesium concentrations for photosynthetic efficiency in wheat and sunflower seedlings. *Plant Physiol. Biochem.* 144, 234–243.
- Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., Seoane, S., Gil-Sotres, F.** (2000). Limitations of soil enzymes as indicators of soil pollution. *Soil Biology & Biochemistry*, 32:1867-1875.
- Trasar Cepeda, C.; Gil Sotres, F. & Leirós de la Peña, M.C.** (2003). Determinación de la actividad deshidrogenasa del suelo. En: GARCÍA, C.; GIL, F.; HERNÁNDEZ, T. & TRASAR, C. (Eds.). Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Ed. Mundi-Prensa, pp. 211-227.
- Trevors, J.T.** (1986). Bacterial growth and activity as indicators of toxicity. *Toxicity Testing Using Microorganisms*. Eds.: G. Bitton and B.J. Dutka. CRC Press. Boca Ratón. Florida.
- Trevors J.T.** (1989) Effect of Substrate Concentration, Inorganic Nitrogen, O₂ Concentration, Temperature and pH On Dehydrogenase Activity In Soil. *Plant and Soil* 77:285-293.
- United States Department of Agriculture (USDA)** (1977). National Soil Survey Manual.
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A. R., Jones, R. J. A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S. K.** (2004). Volume III-Organic matter and biodiversity. Reports of the Technical Working Groups established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/3, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Veron, R., Miceli, G. e Iglesias M.** (2002). Experiencia de manejo del compostaje de residuos domiciliarios para su utilización en lombricultura. Comunicación de la Cátedra de Microbiología Agrícola. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Nordeste. Argentina.
- Viau, E., Bibby, K., Paez-Rubio, T., Peccia, J.** (2011). Toward a consensus view on the infectious risks associated with land application of sewage sludge. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5459–5469.
- Victoria Janes-Bassetta, Martin S.A. Blackwellc, Gordon Blairb, Jess Daviesa, Philip M. Haygartha, Malika M. Mezelia, Gavin Stewart.** (2022). A meta-analysis of phosphatase activity in agricultural settings in response to phosphorus deficiency. *Soil Biology and Biochemistry.* 165 (2022) 108537.
- Volk GM.** (1966). Efficiency of fertilizer urea as affected by method of application, soil moisture, and lime. *Agron J.* 58(3): 249-52.
- Walter, I., Cuevas, G.** (1999). Chemical Fractionation of Heavy Metals in a Soil Amended with Repeated Sewage Sludge Application. *The Science of the Total Environment.* 226.2-3, 113-119.
- Welch, R. M.** (1979). The biological significance of nickel, paper presented at Int. Symp. Trace Element Stress in Plants, Los Angeles. 36.
- Welte, B., Montiel, A.** (1985) Comparative Sludge and Sediment Treatment Study. Comparaison de Differentes Methodes D'attaque des Sediments et Boues de Station D'epuration. *Tribune Du Cebedeau.* 38 (503), 3-13.

- Westrell, T., Schönning, C., Stenströmy, T.A., Ashbolt, N.J.** (2004). QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (harzard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage treatment and reuse. *Water Sci. Technol.* 50 (2), 23–30.
- WHO** (1993). Evaluation of certain food additives and contaminants. Forty-first Report on the Join FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Technical Report Series N° 837, WHO, Geneva, Switzeland. 53 pp.
- Working document sludge and biowaste.** European Commission Directorate-General Environment. 21 september 2010, Brussels.
- Wu, C., Li, W., Wang, K., Li, Y.** (2015). Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.* 190, 516-521.
- Zennegg, M., Munoz, M., Schmid, P., Gerecke, A.C.** (2013). Temporal trends of persistent organic pollutants in digested sewage sludge (1993-2012). *Environ. Int.* 60, 202-208.
- Zhang, D., Luo, W., Li, Y., Wang, G., Li, G.** (2018). Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. *Bioresour. Technol.* 250, 853–859.
- Zhang, R., Guo, Y.X., Nan, C.Q.** (2004). Study of trace elements of wheat grain in different fertilizer treatments. *Acta Bot. Boreali-Occidentalia Sin.* 24, 125–129.
- Zimdahl, R. L.** (1975). Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources, paper presented at 68th Annu. Meeting of the Air Pollution Control Association, Boston, MA. 2.
- Zozulya, S., Ladant, D., Stryer, L.** (1995). Expression and characterization of Calcium-Myristoyl switch proteins. *Lipid Modifications of Proteins*, 250:383-393.
- Zufiaurre, R., Olivar, A., Chamorro, P., Nerin, C, Callizo, A.** (1998). Speciation of Metals in Sewage Sludge for Agricultural Uses. *The Analyst.* 123 (2), 255-59.





8. ANEXOS

8.1. ANEXO I: VALORES ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS

Tabla 217. Valores estadísticos descriptivos en suelo de cultivo de almendro.

Almendro	Año																
	1				2				3								
	Tratamiento				Tratamiento				Tratamiento								
	C		T1		C		T1		T2		C		T1		T2		
	Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	
Calcio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	20,433	15,233	12,110	11,523	15,227	16,910	8,440	9,353	6,575	8,188	15,543	15,350	10,083	9,075	8,673	7,940
	σ_x			0,742	0,683			0,170	0,471	0,127	0,606			0,346	0,391	0,341	0,207
Cadmio (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000
CE (µS/cm)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	2077	2243	3614	3054	2410	181	2793	3013	3113	2936	274	258	2351	2583	2350	2679
	σ_x			329	45			39	306	115	97			9	57	14	95
Cloruros (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	20,6	29,2	193,6	197,1	102,6	62,9	96,8	349,8	409,0	549,8	25,0	57,4	28,7	156,6	22,2	220,3
	σ_x			31,6	39,1			11,3	191,8	34,8	134,3			5,7	45,2	1,0	41,9
COT (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,790	0,547	2,985	1,950	0,333	0,633	1,685	1,535	1,865	0,758	0,790	0,440	2,013	0,830	1,380	0,658
	σ_x			1,214	0,139			0,345	0,374	0,174	0,063			0,331	0,023	0,241	0,095
Cromo (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	11,067	9,167	16,643	12,975	22,230	21,503	29,558	34,285	29,183	32,008	25,757	17,493	38,353	29,473	32,470	24,060
	σ_x			0,180	2,864			0,961	1,146	0,568	1,153			0,985	1,026	1,768	0,461
Cobre (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	9,360	8,473	20,275	14,200	13,260	14,267	24,155	20,308	16,360	17,658	17,967	7,967	25,110	13,663	19,235	11,193
	σ_x			2,959	2,028			0,717	1,214	0,673	1,322			1,252	0,456	0,832	0,322
Deshidrogenasa (µg INTF/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	3,243	2,973	23,423	16,835	1,623	4,230	2,515	5,005	6,238	3,635	4,147	3,297	4,220	4,215	4,148	5,802
	σ_x			3,411	1,615			0,328	0,409	0,794	0,278			0,445	0,199	0,375	0,824
E. coli (ufc/g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	10,000	10,000	32,500	17,500	10,000	10,000	10,000	10,000	265,000	10,000	10,000	10,000	10,000	10,000	10,000	10,000
	σ_x			7,500	7,500			0,000	0,000	32,275	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000
Hierro (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	14487	8142	16904	11367	12941	12413	18125	17143	13950	15906	14732	8449	19843	16997	17045	13791
	σ_x			1515	1615			739	644	328	839			536	504	927	194
Fosfatasa actividad neta (µmol PNP/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,883	0,880	5,153	3,168	0,773	0,450	5,995	1,273	5,025	0,417	0,857	0,600	1,169	1,306	0,558	1,301
	σ_x			1,606	0,159			0,813	0,374	0,293	0,062			0,161	0,223	0,074	0,271
Glicina actividad neta (µmol PNA/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,417	0,453	1,625	1,888	0,577	0,353	0,510	0,400	1,885	0,364	0,380	0,180	0,363	0,383	0,374	0,384
	σ_x			0,406	0,071			0,044	0,044	0,195	0,030			0,025	0,030	0,026	0,039
Glucosidasa (µmol PNF/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,833	0,275	2,225	0,545	0,393	0,467	0,738	0,722	1,498	0,535	0,497	0,303	0,442	0,468	0,403	0,510
	σ_x			0,505	0,093			0,084	0,110	0,146	0,112			0,055	0,023	0,040	0,074
Mercurio (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000
Potasio total (mEq/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,473	0,390	0,900	0,875	0,573	0,533	0,958	1,203	1,003	1,113	0,657	0,507	1,188	1,110	1,050	0,950
	σ_x			0,054	0,034			0,031	0,041	0,016	0,038			0,027	0,037	0,060	0,011
Magnesio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	2,783	1,867	2,493	2,493	1,980	2,023	1,853	2,508	1,760	2,313	2,230	1,837	2,565	2,315	2,213	1,948
	σ_x			0,147	0,100			0,098	0,117	0,054	0,090			0,077	0,066	0,118	0,065
Manganeso (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	144,0	134,7	186,8	209,9	262,7	272,9	338,2	377,0	312,0	364,6	316,2	248,0	390,8	352,5	341,7	305,3
	σ_x			8,1	11,5			13,1	15,7	7,1	15,7			12,6	11,8	20,1	4,7
Nitrógeno total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,073	0,107	0,538	0,290	0,037	0,037	0,340	0,200	0,303	0,173	0,067	0,073	0,138	0,123	0,100	0,113
	σ_x			0,173	0,020			0,043	0,028	0,013	0,017			0,029	0,009	0,008	0,017
Sodio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,010	0,020	0,045	0,025	0,030	0,030	0,033	0,068	0,040	0,053	0,023	0,013	0,030	0,023	0,023	0,018
	σ_x			0,013	0,003			0,003	0,018	0,004	0,008			0,000	0,003	0,003	0,003
Amonio (mg N-NH4/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	5,4	2,5	1204,8	392,9	2,5	2,5	15,9	10,8	204,1	18,3	4,0	3,0	8,8	2,5	8,4	19,6
	σ_x																

Almendro	Año																
	1				2				3								
	Tratamiento				Tratamiento				Tratamiento								
	C		T1		C		T1		T2		C		T1		T2		
	Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	
Níquel (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	7,833	7,033	11,975	12,025	11,027	12,240	14,068	17,325	14,920	15,783	12,567	10,183	17,400	15,120	15,760	12,403
	σ_x			0,425	0,512			0,495	0,558	0,287	0,683			0,571	0,627	0,889	0,179
Nitratos (mg N-NO3/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	2,9	34,6	10,8	873,6	6,1	21,4	1050,5	1032,6	106,6	411,6	8,6	15,6	31,4	391,0	44,9	531,4
	σ_x			6,3	132,6			192,3	283,8	22,4	71,1			4,9	175,4	12,7	368,0
Fósforo total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,020	0,011	0,268	0,053	0,020	0,020	0,120	0,073	0,065	0,030	0,020	0,013	0,058	0,045	0,028	0,033
	σ_x			0,098	0,003			0,014	0,016	0,003	0,004			0,008	0,003	0,005	0,008
Plomo (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	4,567	4,147	6,995	6,875	8,297	8,983	13,215	14,478	11,373	15,273	9,647	9,410	15,398	15,983	12,420	13,395
	σ_x			0,476	0,507			0,463	0,819	0,337	1,475			0,467	0,539	0,710	0,136
pH	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	8,540	8,723	7,048	7,840	8,280	8,923	7,718	7,675	7,560	7,848	8,373	8,620	7,790	7,948	7,830	7,985
	σ_x			0,110	0,049			0,069	0,070	0,047	0,023			0,012	0,038	0,019	0,091
Fosfatos (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	1,210	1,000	327,818	172,975	1,000	1,000	17,600	3,970	46,350	1,000	6,390	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
	σ_x			145,307	31,149			3,317	2,970	8,990	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000
Respiración total (mg C-CO2/kg suelo)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	142,5	138,7	8480,6	4015,5	53,1	125,7	473,9	445,6	1945,9	282,9	158,1	139,9	365,2	402,9	220,2	477,2
	σ_x			2683,0	495,3			83,0	59,6	277,5	48,0			15,7	41,6	31,5	105,9
Sulfatos (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	6653	5933	9365	6776	5387	56	7285	7593	8012	7767	207	160	7320	6529	6877	6892
	σ_x			328	519			132	200	184	120			216	187	124	204
Urea actividad neta (μmol N-NH4+/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	1,113	1,037	2,060	1,605	0,760	0,530	1,345	0,418	1,438	0,558	0,507	0,457	0,567	0,696	0,441	0,425
	σ_x			0,269	0,171			0,031	0,076	0,049	0,204			0,026	0,098	0,048	0,176
Zinc (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	11,800	10,567	40,975	19,450	13,123	15,047	33,098	28,250	29,723	29,855	14,717	12,207	27,463	22,985	19,815	19,223
	σ_x			10,325	1,794			2,228	2,210	1,819	3,077			2,067	0,815	1,273	1,367
CRH (%)	N											1	1	4	4	4	
	\bar{X}											35,640	33,090	40,343	43,310	37,755	40,110
	σ_x													0,731	0,818	1,055	0,491
Densidad (g/cm3)	N											1	1	4	4	4	
	\bar{X}											1,030	1,050	0,995	0,950	1,073	1,073
	σ_x													0,016	0,027	0,020	0,011

Tabla 218. Valores estadísticos descriptivos en suelo de cultivo de nectarina.

Nectarina	Año																
	1				2				3								
	Tratamiento				Tratamiento				Tratamiento								
	C		T1		C		T1		T2		C		T1		T2		
	Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	
Calcio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	16,890	15,330	18,943	15,693	16,610	9,380	17,085	12,350	16,878	12,838	15,710	13,357	14,440	12,565	14,260	12,300
	σ_x			1,244	0,557			0,318	1,093	0,517	2,118			0,359	0,770	0,341	1,302
Cadmio (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000
CE (μS/cm)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	122	298	1005	906	140	282	506	1251	651	1229	129	92	330	394	340	422
	σ_x			70	50			40	402	23	230			43	61	58	42
Cloruros (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	17,2	31,1	158,6	170,6	51,8	63,8	245,8	361,9	231,7	165,2	17,7	80,3	154,9	252,4	52,4	119,5
	σ_x			11,0	20,1			28,3	139,5	27,3	17,4			83,1	38,8	7,4	9,9
COT (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	0,480	0,510	2,328	1,733	0,473	0,413	1,873	0,960	1,590	0,825	0,923	0,787	1,608	0,778	1,563	0,848
	σ_x			0,216	0,065			0,024	0,097	0,035	0,064			0,326	0,070	0,301	0,090
Cromo (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	8,073	9,067	10,573	9,383	17,443	14,110	18,328	19,928	17,953	20,215	16,430	13,770	19,413	15,690	20,580	15,380
	σ_x			0,528	0,741			0,350	0,242	0,175	0,402			0,226	0,970	0,113	0,701
Cobre (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	

8. ANEXOS

Nectarina	Año																
	1				2				3								
	Tratamiento				Tratamiento				Tratamiento								
	C		T1		C		T1		T2		C		T1		T2		
	Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	
	\bar{X}	4,407	6,327	11,405	6,245	7,920	6,170	12,545	10,975	10,283	10,268	10,863	7,767	15,910	10,723	13,158	10,043
	σ_x			1,899	0,330			0,491	1,134	0,491	0,747			1,448	0,979	0,788	0,138
Deshidrogenasa ($\mu\text{g INTF/g}\cdot\text{h}$)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	1,903	3,050	14,965	13,910	1,857	3,420	2,640	5,445	4,378	4,411	4,523	6,160	5,693	6,047	6,077	6,192
	σ_x			1,465	0,210			0,039	0,183	0,253	0,516			0,218	0,637	0,358	0,276
E. coli (ufc/g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	10,000	10,000	93,330	17,500	10,000	10,000	16,665	10,000	25,000	10,000	10,000	10,000	10,000	10,000	10,000	10,000
	σ_x			18,906	7,500			6,665	0,000	8,660	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000
Hierro (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	9205	5700	7048	6416	6846	4409	6928	6281	7139	6253	6672	6135	7476	6502	7756	6315
	σ_x			423	657			181	171	120	216			185	395	227	363
Fosfatasa actividad neta ($\mu\text{mol PNP/g}\cdot\text{h}$)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,343	0,480	3,883	2,668	0,990	1,200	2,568	2,005	4,385	3,309	0,913	0,710	1,432	2,002	1,465	2,858
	σ_x			0,594	0,158			0,233	0,305	0,313	1,200			0,173	0,413	0,359	0,409
Glicina actividad neta ($\mu\text{mol PNA/g}\cdot\text{h}$)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,177	0,237	1,543	1,418	0,383	0,230	0,660	0,330	1,500	0,418	0,340	0,267	0,344	0,349	0,319	0,323
	σ_x			0,428	0,022			0,007	0,034	0,046	0,104			0,014	0,022	0,004	0,008
Glucosidasa ($\mu\text{mol PNF/g}\cdot\text{h}$)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,200	0,143	1,888	1,450	0,410	0,263	0,825	0,519	1,303	0,446	0,337	0,857	0,513	1,261	0,478	1,349
	σ_x			0,184	0,093			0,029	0,026	0,044	0,025			0,056	0,281	0,033	0,162
Mercurio (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000			0,000	0,000	0,000	0,000
Potasio total (mEq/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,323	0,273	0,423	0,358	0,380	0,357	0,413	0,493	0,415	0,495	0,367	0,320	0,408	0,353	0,443	0,338
	σ_x			0,013	0,030			0,007	0,023	0,009	0,014			0,010	0,017	0,009	0,015
Magnesio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	2,700	2,133	2,245	1,840	2,190	1,933	1,925	1,858	1,910	1,905	1,747	1,890	1,640	1,640	1,618	1,548
	σ_x			0,149	0,099			0,038	0,019	0,035	0,036			0,061	0,120	0,045	0,087
Manganeso (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	97,8	79,7	97,1	93,6	202,5	167,4	206,5	207,5	208,2	206,8	200,3	175,8	215,8	178,4	219,5	173,4
	σ_x			2,7	4,4			3,2	3,3	0,9	3,7			5,9	11,6	5,3	7,6
Nitrógeno total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,050	0,063	0,345	0,235	0,027	0,067	0,105	0,110	0,170	0,133	0,140	0,060	0,125	0,120	0,175	0,128
	σ_x			0,046	0,010			0,012	0,011	0,004	0,033			0,044	0,009	0,018	0,017
Sodio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,010	0,020	0,033	0,028	0,027	0,020	0,070	0,060	0,073	0,045	0,020	0,020	0,038	0,040	0,028	0,028
	σ_x			0,003	0,003			0,010	0,011	0,009	0,006			0,005	0,004	0,003	0,003
Amonio (mg N-NH ₄ /kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	4,7	3,6	844,0	569,3	2,5	2,5	7,7	9,2	187,6	32,2	9,8	2,5	8,8	2,5	9,6	2,5
	σ_x			45,654	171,650			1,187	2,382	24,596	20,625			1,258	0,000	0,532	0,000
Níquel (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	4,367	4,600	5,325	4,948	6,690	5,573	6,700	7,140	6,553	7,383	6,400	5,713	6,755	5,703	7,353	5,655
	σ_x			0,160	0,212			0,176	0,097	0,118	0,234			0,059	0,344	0,180	0,212
Nitratos (mg N-NO ₃ /kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	9,8	54,0	1,2	158,1	26,0	46,4	222,5	800,2	216,8	1239,2	12,7	11,1	52,3	121,8	203,3	336,0
	σ_x			1,1	36,8			49,2	89,3	29,7	281,4			11,1	19,1	71,2	39,6
Fósforo total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,023	0,020	0,180	0,108	0,020	0,023	0,075	0,060	0,108	0,053	0,030	0,020	0,070	0,055	0,055	0,045
	σ_x			0,026	0,012			0,009	0,008	0,003	0,009			0,017	0,010	0,009	0,006
Plomo (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	3,097	3,047	4,943	4,590	6,393	5,703	8,670	9,370	8,453	9,313	6,947	5,137	9,553	7,160	9,683	6,903
	σ_x			0,254	0,313			0,358	0,418	0,076	0,598			0,469	0,710	0,441	0,301
pH	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	9,107	9,220	7,928	8,193	9,317	9,227	8,800	8,700	8,330	8,385	9,143	8,553	9,055	8,630	8,748	8,418
	σ_x			0,043	0,070			0,088	0,265	0,060	0,155			0,078	0,025	0,161	0,046
Fosfatos (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	1,000	1,000	535,130	432,850	1,000	1,000	19,425	17,508	51,855	11,258	7,950	1,000	18,255	1,000	12,230	1,000
	σ_x			78,012	85,656			5,240	2,775	1,566	6,723			1,915	0,000	2,595	0,000
Respiración total (mg C-CO ₂ /kg suelo)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	59,3	105,5	5103,4	3871,1	47,4	65,3	203,3	226,8	655,0	273,8	244,4	283,8	393,9	378,6	410,6	623,0
	σ_x			235,4	150,9			13,3	24,0	25,0	69,8			53,7	57,5	66,6	57,8
Sulfatos (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	28	102	289	220	39	47	240	699	288	372	21	2	304	66	268	115
	σ_x			92	39			34	242	15	56			84	10	80	41
Ureasa actividad neta ($\mu\text{mol N-NH}_4^+/\text{g}\cdot\text{h}$)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	4
	\bar{X}	0,640	0,653	1,898	1,603	0,307	1,173	0,508	0,570	1,745	0,982	0,310	0,307	0,362	0,556	0,356	0,387
	σ_x			0,399	0,104			0,061	0,085	0,276	0,119			0,032	0,053	0,058	0,051

Nectarina		Año															
		1				2				3							
		Tratamiento				Tratamiento				Tratamiento							
		C		T1		C		T1		T2		C		T1		T2	
		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo	
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	
Zinc (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	4	4	1	1	4	4	4	
	\bar{X}	9,733	10,367	25,950	11,800	13,053	11,593	19,743	18,795	15,438	18,623	13,287	9,837	19,945	14,945	19,508	15,815
	σ_x			3,569	0,585			1,064	1,365	1,060	1,404			2,998	1,989	1,803	1,555
CRH (%)	N											1	1	4	4	4	
	\bar{X}											37,680	33,470	43,415	42,303	43,943	42,718
	σ_x													0,580	0,493	1,163	0,293
Densidad (g/cm ³)	N											1	1	4	4	4	
	\bar{X}											1,090	1,350	0,938	1,133	0,938	1,180
	σ_x													0,006	0,011	0,025	0,020

Tabla 219. Valores estadísticos descriptivos en suelo de cultivo de cereal.

Cereal		Año															
		1				2				3							
		Tratamiento				Tratamiento				Tratamiento							
		C		T		C		T		C		T		C		T	
		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo	
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	
Calcio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	10,800	14,000	11,650	16,625	8,565	10,696	9,125	13,525	10,109	13,164	8,900	13,450				
	σ_x			0,405	0,333			0,377	1,386			0,524	0,487				
Cadmio (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,000			0,000	0,000				
CE (µS/cm)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	118	114	119	122	134	183	174	293	116	128	117	135				
	σ_x			3	3			8	6			5	3				
Cloruros (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	71,4	91,6	57,8	76,0	17,1	8,0	17,2	7,5	16,0	7,7	15,4	9,5				
	σ_x			3,7	5,3			1,5	0,3			0,8	1,3				
COT (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	1,420	1,230	1,430	1,350	1,297	1,277	1,393	1,083	1,310	1,417	1,715	1,408				
	σ_x			0,058	0,063			0,099	0,090			0,114	0,085				
Cromo (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	28,040	13,190	28,230	15,858	25,402	32,893	24,473	29,033	28,166	29,390	26,355	29,770				
	σ_x			0,537	0,508			1,557	2,045			1,142	1,294				
Cobre (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	39,080	4,990	39,235	5,933	5,961	7,718	6,158	7,640	7,894	8,778	7,925	9,320				
	σ_x			0,953	0,388			0,341	0,430			0,408	0,382				
Deshidrogenasa (µg INTF/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	5,158	3,650	5,505	3,585	2,366	4,799	4,128	7,377	3,662	5,051	4,403	5,620				
	σ_x			0,361	0,374			0,393	0,992			0,584	0,756				
E. coli (ufc/g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	10,000	10,000	32,500	10,000	10,000	10,000	25,000	10,000	10,000	10,000	17,500	10,000				
	σ_x			7,500	0,000			15,000	0,000			7,500	0,000				
Hierro (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	16677	14028	16709	17385	11200	17001	10625	12675	14375	16378	13626	17274				
	σ_x			224	358			666	1154			703	1350				
Fosfatasa actividad neta (µmol PNP/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	1,931	2,170	2,248	1,925	2,414	2,097	6,250	2,630	2,140	1,606	2,429	2,465				
	σ_x			0,136	0,034			0,733	0,243			0,058	0,087				
Glicina actividad neta (µmol PNA/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	0,390	0,650	0,413	0,505	0,370	0,349	0,420	0,423	0,387	0,364	0,333	0,448				
	σ_x			0,025	0,037			0,007	0,015			0,017	0,018				
Glucosidasa (µmol PNF/g·h)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	0,568	0,470	0,478	0,385	0,769	0,631	1,440	0,629	0,535	0,621	0,507	0,795				
	σ_x			0,015	0,012			0,049	0,044			0,034	0,039				
Mercurio (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100				
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,000			0,000	0,000				
Potasio total (mEq/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	0,690	0,550	0,695	0,553	0,655	0,652	0,633	0,560	0,609	0,654	0,553	0,688				
	σ_x			0,012	0,030			0,040	0,035			0,028	0,031				
Magnesio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	
	\bar{X}	1,290	1,650	1,335	1,568	1,378	1,386	1,255	1,390	1,000	1,472	0,875	1,248				
	σ_x																

Cereal	Año												
	1				2				3				
	Tratamiento				Tratamiento				Tratamiento				
	C		T		C		T		C		T		
	Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		Ciclo		
	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	Inicio	Final	
	σ_x			0,134	0,085			0,043	0,115			0,016	0,056
Manganeso (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	285,6	182,0	288,5	199,3	287,5	266,6	286,9	242,6	254,7	279,4	241,5	276,7
	σ_x			6,6	5,8			15,7	14,5			10,1	12,6
Nitrógeno total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	0,170	0,130	0,175	0,115	0,105	0,136	0,178	0,135	0,096	0,097	0,140	0,123
	σ_x			0,014	0,010			0,009	0,012			0,015	0,011
Sodio total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	0,019	0,010	0,020	0,010	0,017	0,023	0,020	0,023	0,020	0,021	0,020	0,020
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,003			0,000	0,000
Amonio (mg N-NH4/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	16,1	2,5	8,8	2,5	8,5	2,5
	σ_x			0,005	0,000			4,818	0,000			0,752	0,000
Níquel (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	11,460	8,900	13,255	9,538	10,951	11,486	10,603	11,013	10,445	12,820	9,748	12,585
	σ_x			1,498	0,278			0,643	0,497			0,535	0,559
Nitratos (mg N-NO3/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	529,4	82,3	561,4	250,1	23,3	6,2	97,9	9,7	19,2	13,0	28,7	23,3
	σ_x			67,2	34,5			11,3	1,4			4,6	1,0
Fósforo total (g/100g)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	0,030	0,019	0,030	0,025	0,024	0,024	0,028	0,033	0,024	0,028	0,028	0,033
	σ_x			0,000	0,003			0,003	0,003			0,003	0,003
Plomo (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	22,130	11,000	20,373	9,575	14,904	20,840	12,900	16,503	17,217	19,251	15,055	18,030
	σ_x			0,681	0,203			0,551	1,148			0,285	0,420
pH	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	8,990	9,181	9,080	9,115	8,847	8,630	8,605	8,583	8,607	8,497	8,653	8,533
	σ_x			0,023	0,013			0,036	0,026			0,023	0,014
Fosfatos (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	6,420	1,000
	σ_x			0,000	0,000			0,000	0,000			0,217	0,000
Respiración total (mg C-CO2/kg suelo)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	98,7	97,4	104,5	102,0	65,1	173,4	212,8	269,7	95,0	219,3	194,9	414,7
	σ_x			0,7	6,4			17,5	30,3			18,5	39,1
Sulfatos (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	121,0	50,3	89,9	74,7	15,3	4,7	25,6	5,9	17,8	9,8	22,7	16,7
	σ_x			22,4	9,1			2,7	0,6			1,1	1,4
Ureasa actividad neta ($\mu\text{mol N-NH}_4^+/\text{g}\cdot\text{h}$)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	1,555	1,480	1,303	1,138	3,081	1,933	2,285	1,372	1,662	1,477	1,153	1,282
	σ_x			0,064	0,049			0,074	0,067			0,092	0,036
Zinc (mg/kg)	N	1	1	4	4	1	1	4	4	1	1	4	4
	\bar{X}	28,160	19,270	27,835	20,978	19,227	28,977	19,923	26,410	19,197	22,506	20,000	24,293
	σ_x			0,693	0,910			1,076	2,932			0,890	0,993
CRH (%)	N									1	1	4	4
	\bar{X}									43,660	53,170	46,943	53,465
	σ_x											0,932	1,121
Densidad (g/cm3)	N									1	1	4	4
	\bar{X}									0,970	1,210	0,968	1,118
	σ_x											0,012	0,009

8.2. ANEXO II: COMPARACIONES POR PAREJAS DE TRATAMIENTO

Tabla 220. Comparaciones por parejas de tratamiento de pH en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	,905*	0,088	11,813	0,000	0,659	1,152
	T2	,898*	0,088	11,813	0,000	0,652	1,144
T1	C	-,905*	0,088	11,813	0,000	-1,152	-0,659
	T2	-0,0075	0,056	11,813	1,000	-0,163	0,148
T2	C	-,898*	0,088	11,813	0,000	-1,144	-0,652
	T1	0,0075	0,056	11,813	1,000	-0,148	0,163

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = pH, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	,628*	0,080	6,631	0,000	0,373	0,883
	T2	,589*	0,080	6,631	0,001	0,334	0,844
T1	C	-,628*	0,080	6,631	0,000	-0,883	-0,373
	T2	-0,03875	0,051	6,631	1,000	-0,200	0,123
T2	C	-,589*	0,080	6,631	0,001	-0,844	-0,334
	T1	0,03875	0,051	6,631	1,000	-0,123	0,200

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = pH, Cultivo = Almendro, Año = 3; c. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 221. Comparaciones por parejas de tratamiento de pH en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	0,521666667	0,257	7,433	0,239	-0,268	1,312
	T2	,914*	0,257	7,433	0,025	0,124	1,704
T1	C	-0,521666667	0,257	7,433	0,239	-1,312	0,268
	T2	0,3925	0,163	7,433	0,133	-0,107	0,892
T2	C	-,914*	0,257	7,433	0,025	-1,704	-0,124
	T1	-0,3925	0,163	7,433	0,133	-0,892	0,107

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = pH, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 222. Comparaciones por parejas de tratamiento de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-1607,567*	271,550	7,676	0,001	-2435,290	-779,844
	T2	-1728,792*	271,550	7,676	0,001	-2556,515	-901,069
T1	C	1607,567*	271,550	7,676	0,001	779,844	2435,290
	T2	-121,225	171,743	7,676	1,000	-644,723	402,273
T2	C	1728,792*	271,550	7,676	0,001	901,069	2556,515
	T1	121,225	171,743	7,676	1,000	-402,273	644,723

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = CE, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-2200,909*	88,668	6,260	0,000	-2488,152	-1913,666
	T2	-2248,404*	88,668	6,260	0,000	-2535,647	-1961,161
T1	C	2200,909*	88,668	6,260	0,000	1913,666	2488,152
	T2	-47,495	56,078	6,260	1,000	-229,163	134,173
T2	C	2248,404*	88,668	6,260	0,000	1961,161	2535,647
	T1	47,495	56,078	6,260	1,000	-134,173	229,163

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = CE, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 223. Comparaciones por parejas de tratamiento de conductividad eléctrica en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-251,396*	81,927	11,990	0,029	-479,139	-23,652
	T2	-270,708*	81,927	11,990	0,019	-498,452	-42,965
T1	C	251,396*	81,927	11,990	0,029	23,652	479,139
	T2	-19,3125	51,815	11,990	1,000	-163,350	124,725
T2	C	270,708*	81,927	11,990	0,019	42,965	498,452
	T1	19,3125	51,815	11,990	1,000	-124,725	163,350

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = CE, Cultivo = Nectarina, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 224. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitrógeno total en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,233*	0,044	10,877	0,001	-0,358	-0,109
	T2	-,201*	0,044	10,877	0,003	-0,325	-0,076
T1	C	,233*	0,044	10,877	0,001	0,109	0,358
	T2	0,0325	0,028	10,877	0,807	-0,046	0,111
T2	C	,201*	0,044	10,877	0,003	0,076	0,325
	T1	-0,0325	0,028	10,877	0,807	-0,111	0,046

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = N, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 225. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitrógeno total en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-0,060833333	0,029	7,528	0,223	-0,151	0,029
	T2	-,105*	0,029	7,528	0,025	-0,195	-0,015
T1	C	0,060833333	0,029	7,528	0,223	-0,029	0,151
	T2	-0,04375	0,019	7,528	0,145	-0,101	0,013
T2	C	,105*	0,029	7,528	0,025	0,015	0,195
	T1	0,04375	0,019	7,528	0,145	-0,013	0,101

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = N, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 226. Comparaciones por parejas de tratamiento de fósforo total en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,076*	0,017	11,788	0,003	-0,125	-0,028
	T2	-0,0275	0,017	11,788	0,418	-0,076	0,021
T1	C	,076*	0,017	11,788	0,003	0,028	0,125
	T2	,049*	0,011	11,788	0,003	0,018	0,079
T2	C	0,0275	0,017	11,788	0,418	-0,021	0,076
	T1	-,049*	0,011	11,788	0,003	-0,079	-0,018

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = P, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,035*	0,009	11,878	0,010	-0,061	-0,008
	T2	-0,013333333	0,009	11,878	0,555	-0,040	0,013
T1	C	,035*	0,009	11,878	0,010	0,008	0,061
	T2	,021*	0,006	11,878	0,012	0,005	0,038
T2	C	0,013333333	0,009	11,878	0,555	-0,013	0,040
	T1	-,021*	0,006	11,878	0,012	-0,038	-0,005

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = P, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 227. Comparaciones por parejas de tratamiento de fósforo total en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,046*	0,012	10,912	0,010	-0,080	-0,011
	T2	-,058*	0,012	10,912	0,002	-0,093	-0,024
T1	C	,046*	0,012	10,912	0,010	0,011	0,080
	T2	-0,0125	0,008	10,912	0,400	-0,034	0,009
T2	C	,058*	0,012	10,912	0,002	0,024	0,093
	T1	0,0125	0,008	10,912	0,400	-0,009	0,034

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = P, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 228. Comparaciones por parejas de tratamiento de potasio total en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,527*	0,052	10,084	0,000	-0,676	-0,377
	T2	-,504*	0,052	10,084	0,000	-0,654	-0,355
T1	C	,527*	0,052	10,084	0,000	0,377	0,676
	T2	0,0225	0,033	10,084	1,000	-0,072	0,117
T2	C	,504*	0,052	10,084	0,000	0,355	0,654
	T1	-0,0225	0,033	10,084	1,000	-0,117	0,072

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = K, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,567*	0,060	9,706	0,000	-0,741	-0,394
	T2	-,418*	0,060	9,706	0,000	-0,592	-0,245
T1	C	,567*	0,060	9,706	0,000	0,394	0,741
	T2	,149*	0,038	9,706	0,009	0,039	0,258
T2	C	,418*	0,060	9,706	0,000	0,245	0,592
	T1	-,149*	0,038	9,706	0,009	-0,258	-0,039

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = K, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 229. Comparaciones por parejas de tratamiento de potasio total en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,084*	0,023	8,087	0,020	-0,154	-0,014
	T2	-,087*	0,023	8,087	0,017	-0,156	-0,017
T1	C	,084*	0,023	8,087	0,020	0,014	0,154
	T2	-0,0025	0,015	8,087	1,000	-0,047	0,042
T2	C	,087*	0,023	8,087	0,017	0,017	0,156
	T1	0,0025	0,015	8,087	1,000	-0,042	0,047

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = K, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 230. Comparaciones por parejas de tratamiento de calcio en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	7,172*	0,630	6,913	0,000	5,195	9,149
	T2	8,687*	0,630	6,913	0,000	6,710	10,664
T1	C	-7,172*	0,630	6,913	0,000	-9,149	-5,195
	T2	1,515*	0,398	6,913	0,021	0,265	2,765
T2	C	-8,687*	0,630	6,913	0,000	-10,664	-6,710
	T1	-1,515*	0,398	6,913	0,021	-2,765	-0,265

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Ca, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	5,868*	0,519	11,896	0,000	4,423	7,313
	T2	7,140*	0,519	11,896	0,000	5,695	8,586
T1	C	-5,868*	0,519	11,896	0,000	-7,313	-4,423
	T2	1,273*	0,328	11,896	0,007	0,358	2,187
T2	C	-7,140*	0,519	11,896	0,000	-8,586	-5,695
	T1	-1,273*	0,328	11,896	0,007	-2,187	-0,358

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Ca, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 231. Comparaciones por parejas de tratamiento de magnesio en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,407*	0,133	10,330	0,035	-0,786	-0,027
	T2	-0,046666667	0,133	10,330	1,000	-0,426	0,333
T1	C	,407*	0,133	10,330	0,035	0,027	0,786
	T2	,360*	0,084	10,330	0,004	0,120	0,600
T2	C	0,046666667	0,133	10,330	1,000	-0,333	0,426
	T1	-,360*	0,084	10,330	0,004	-0,600	-0,120

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Mg, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 232. Comparaciones por parejas de tratamiento de magnesio en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	,170*	0,052	11,412	0,021	0,025	0,316
	T2	,154*	0,052	11,412	0,037	0,009	0,300
T1	C	-,170*	0,052	11,412	0,021	-0,316	-0,025
	T2	-0,01625	0,033	11,412	1,000	-0,108	0,076
T2	C	-,154*	0,052	11,412	0,037	-0,300	-0,009
	T1	0,01625	0,033	11,412	1,000	-0,076	0,108

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Mg, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 233. Comparaciones por parejas de tratamiento de hierro en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-4957,375*	1052,415	11,224	0,002	-7914,888	-1999,862
	T2	-2251,4825	1052,415	11,224	0,166	-5208,995	706,030
T1	C	4957,375*	1052,415	11,224	0,002	1999,862	7914,888
	T2	2705,893*	665,606	11,224	0,005	835,397	4576,388
T2	C	2251,4825	1052,415	11,224	0,166	-706,030	5208,995
	T1	-2705,893*	665,606	11,224	0,005	-4576,388	-835,397

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Fe, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-6829,408*	948,387	8,866	0,000	-9620,571	-4038,246
	T2	-3827,371*	948,387	8,866	0,009	-6618,533	-1036,209
T1	C	6829,408*	948,387	8,866	0,000	4038,246	9620,571
	T2	3002,038*	599,812	8,866	0,002	1236,752	4767,323
T2	C	3827,371*	948,387	8,866	0,009	1036,209	6618,533
	T1	-3002,038*	599,812	8,866	0,002	-4767,323	-1236,752

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Fe, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 234. Comparaciones por parejas de tratamiento de hierro en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-976,741*	277,760	11,377	0,014	-1755,525	-197,957
	T2	-1068,190*	277,760	11,377	0,008	-1846,974	-289,406
T1	C	976,741*	277,760	11,377	0,014	197,957	1755,525
	T2	-91,44875	175,671	11,377	1,000	-583,995	401,098
T2	C	1068,190*	277,760	11,377	0,008	289,406	1846,974
	T1	91,44875	175,671	11,377	1,000	-401,098	583,995

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Fe, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor, c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 235. Comparaciones por parejas de tratamiento de manganeso en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-89,771*	21,104	10,494	0,005	-149,789	-29,752
	T2	-70,522*	21,104	10,494	0,021	-130,541	-10,504
T1	C	89,771*	21,104	10,494	0,005	29,752	149,789
	T2	19,24875	13,347	10,494	0,535	-18,710	57,208
T2	C	70,522*	21,104	10,494	0,021	10,504	130,541
	T1	-19,24875	13,347	10,494	0,535	-57,208	18,710

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Mn, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor, c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-89,552*	21,260	9,171	0,007	-151,658	-27,445
	T2	-41,40666667	21,260	9,171	0,248	-103,513	20,700
T1	C	89,552*	21,260	9,171	0,007	27,445	151,658
	T2	48,145*	13,446	9,171	0,017	8,865	87,425
T2	C	41,40666667	21,260	9,171	0,248	-20,700	103,513
	T1	-48,145*	13,446	9,171	0,017	-87,425	-8,865

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Mn, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 236. Comparaciones por parejas de tratamiento de manganeso en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-22,033*	4,714	10,390	0,002	-35,464	-8,603
	T2	-22,548*	4,714	10,390	0,002	-35,979	-9,118
T1	C	22,033*	4,714	10,390	0,002	8,603	35,464
	T2	-0,515	2,981	10,390	1,000	-9,009	7,979
T2	C	22,548*	4,714	10,390	0,002	9,118	35,979
	T1	0,515	2,981	10,390	1,000	-7,979	9,009

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Mn, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 237. Comparaciones por parejas de tratamiento de sodio en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	-0,007916667	0,003	10,800	0,125	-0,018	0,002
	T2	-0,001666667	0,003	10,800	1,000	-0,011	0,008
T1	C	0,007916667	0,003	10,800	0,125	-0,002	0,018
	T2	,006*	0,002	10,800	0,045	0,000	0,012
T2	C	0,001666667	0,003	10,800	1,000	-0,008	0,011
	T1	-,006*	0,002	10,800	0,045	-0,012	0,000

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Na, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 238. Comparaciones por parejas de tratamiento de sodio en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	-,042*	0,015	11,904	0,046	-0,083	-0,001
	T2	-0,035416667	0,015	11,904	0,101	-0,076	0,006
T1	C	,042*	0,015	11,904	0,046	0,001	0,083
	T2	0,00625	0,009	11,904	1,000	-0,020	0,032
T2	C	0,035416667	0,015	11,904	0,101	-0,006	0,076
	T1	-0,00625	0,009	11,904	1,000	-0,032	0,020

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Na; Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,019*	0,006	11,830	0,020	-0,035	-0,003
	T2	-0,0075	0,006	11,830	0,641	-0,023	0,008
T1	C	,019*	0,006	11,830	0,020	0,003	0,035
	T2	,011*	0,004	11,830	0,027	0,001	0,021
T2	C	0,0075	0,006	11,830	0,641	-0,008	0,023
	T1	-,011*	0,004	11,830	0,027	-0,021	-0,001

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Na, Cultivo = Nectarina, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 239. Comparaciones por parejas de tratamiento de amonio en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-10,83875	19,857	7,827	1,000	-71,057	49,379
	T2	-108,680*	19,857	7,827	0,002	-168,898	-48,462
T1	C	10,83875	19,857	7,827	1,000	-49,379	71,057
	T2	-97,841*	12,559	7,827	0,000	-135,927	-59,756
T2	C	108,680*	19,857	7,827	0,002	48,462	168,898
	T1	97,841*	12,559	7,827	0,000	59,756	135,927

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = NH₄, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 240. Comparaciones por parejas de tratamiento de amonio en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-5,9725	25,464	11,667	1,000	-77,069	65,124
	T2	-107,409*	25,464	11,667	0,004	-178,506	-36,312
T1	C	5,9725	25,464	11,667	1,000	-65,124	77,069
	T2	-101,436*	16,105	11,667	0,000	-146,402	-56,471
T2	C	107,409*	25,464	11,667	0,004	36,312	178,506
	T1	101,436*	16,105	11,667	0,000	56,471	146,402

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = NH₄, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 241. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitratos en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-1027,770*	277,341	10,410	0,011	-1817,688	-237,851
	T2	-245,3733333	277,341	10,410	1,000	-1035,291	544,545
T1	C	1027,770*	277,341	10,410	0,011	237,851	1817,688
	T2	782,396*	175,406	10,410	0,003	282,808	1281,984
T2	C	245,3733333	277,341	10,410	1,000	-544,545	1035,291
	T1	-782,396*	175,406	10,410	0,003	-1281,984	-282,808

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = NO₃, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 242. Comparaciones por parejas de tratamiento de nitratos en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	-75,17333333	66,731	9,930	0,859	-266,958	116,611
	T2	-257,801*	66,731	9,930	0,010	-449,585	-66,016
T1	C	75,17333333	66,731	9,930	0,859	-116,611	266,958
	T2	-182,628*	42,204	9,930	0,005	-303,923	-61,332
T2	C	257,801*	66,731	9,930	0,010	66,016	449,585
	T1	182,628*	42,204	9,930	0,005	61,332	303,923

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = NO₃, Cultivo = Nectarina, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 243. Comparaciones por parejas de tratamiento de sulfatos en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	-4717,312*	256,991	11,990	0,000	-5431,709	-4002,915
	T2	-5167,407*	256,991	11,990	0,000	-5881,804	-4453,010
T1	C	4717,312*	256,991	11,990	0,000	4002,915	5431,709
	T2	-450,095	162,536	11,990	0,051	-901,919	1,729
T2	C	5167,407*	256,991	11,990	0,000	4453,010	5881,804
	T1	450,095	162,536	11,990	0,051	-1,729	901,919

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = SO₄, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-6740,619*	294,479	11,872	0,000	-7560,523	-5920,715
	T2	-6700,764*	294,479	11,872	0,000	-7520,668	-5880,860
T1	C	6740,619*	294,479	11,872	0,000	5920,715	7560,523
	T2	39,855	186,245	11,872	1,000	-478,698	558,408
T2	C	6700,764*	294,479	11,872	0,000	5880,860	7520,668
	T1	-39,855	186,245	11,872	1,000	-558,408	478,698

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = SO4, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 244. Comparaciones por parejas de tratamiento de cloruros en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	205,375	73,128	8,625	0,064	-11,197	421,947
	T2	323,091*	73,128	8,625	0,006	106,519	539,663
T1	C	-205,375	73,128	8,625	0,064	-421,947	11,197
	T2	117,716	46,250	8,625	0,097	-19,256	254,689
T2	C	-323,091*	73,128	8,625	0,006	-539,663	-106,519
	T1	-117,716	46,250	8,625	0,097	-254,689	19,256

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a Variable = Cl-, Cultivo = Nectarina, Año = 3; b Variable dependiente: Valor; c Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 245. Comparaciones por parejas de tratamiento de fosfatos en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-9,785	7,931	7,142	0,769	-34,445	14,875
	T2	-22,675	7,931	7,142	0,072	-47,335	1,985
T1	C	9,785	7,931	7,142	0,769	-14,875	34,445
	T2	-12,89	5,016	7,142	0,109	-28,487	2,707
T2	C	22,675	7,931	7,142	0,072	-1,985	47,335
	T1	12,89	5,016	7,142	0,109	-2,707	28,487

Se basa en medias marginales estimadas; a Variable = PO₄, Cultivo = Almendro, Año = 2; b Variable dependiente: Valor; c Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 246. Comparaciones por parejas de tratamiento de fosfatos en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-17,466	7,194	11,142	0,100	-37,710	2,777
	T2	-30,556*	7,194	11,142	0,004	-50,800	-10,313
T1	C	17,466	7,194	11,142	0,100	-2,777	37,710
	T2	-13,090*	4,550	11,142	0,045	-25,893	-0,287
T2	C	30,556*	7,194	11,142	0,004	10,313	50,800
	T1	13,090*	4,550	11,142	0,045	0,287	25,893

Se basa en medias marginales estimadas; * La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a Variable = PO₄, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b Variable dependiente: Valor; c Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 247. Comparaciones por parejas de tratamiento de carbono orgánico en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,973*	0,098	7,578	0,000	-1,272	-0,674
	T2	-,764*	0,098	7,578	0,000	-1,063	-0,465
T1	C	,973*	0,098	7,578	0,000	0,674	1,272
	T2	,209*	0,062	7,578	0,032	0,020	0,398
T2	C	,764*	0,098	7,578	0,000	0,465	1,063
	T1	-,209*	0,062	7,578	0,032	-0,398	-0,020

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = COT, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 248. Comparaciones por parejas de tratamiento de cobre en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-8,468*	1,618	9,308	0,001	-13,180	-3,756
	T2	-3,245416667	1,618	9,308	0,224	-7,957	1,467
T1	C	8,468*	1,618	9,308	0,001	3,756	13,180
	T2	5,222*	1,023	9,308	0,002	2,242	8,203
T2	C	3,245416667	1,618	9,308	0,224	-1,467	7,957
	T1	-5,222*	1,023	9,308	0,002	-8,203	-2,242

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Cu, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-6,420*	1,268	7,623	0,003	-10,290	-2,549
	T2	-2,247083333	1,268	7,623	0,348	-6,118	1,624
T1	C	6,420*	1,268	7,623	0,003	2,549	10,290
	T2	4,173*	0,802	7,623	0,003	1,724	6,621
T2	C	2,247083333	1,268	7,623	0,348	-1,624	6,118
	T1	-4,173*	0,802	7,623	0,003	-6,621	-1,724

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Cu, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 249. Comparaciones por parejas de tratamiento de cobre en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-4,715*	1,205	8,939	0,011	-8,256	-1,174
	T2	-3,23	1,205	8,939	0,076	-6,771	0,311
T1	C	4,715*	1,205	8,939	0,011	1,174	8,256
	T2	1,485	0,762	8,939	0,250	-0,754	3,724
T2	C	3,23	1,205	8,939	0,076	-0,311	6,771
	T1	-1,485	0,762	8,939	0,250	-3,724	0,754

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Cu, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 250. Comparaciones por parejas de tratamiento de cromo en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-10,055*	1,559	10,627	0,000	-14,479	-5,630
	T2	-8,728*	1,559	10,627	0,001	-13,153	-4,304
T1	C	10,055*	1,559	10,627	0,000	5,630	14,479
	T2	1,32625	0,986	10,627	0,620	-1,472	4,124
T2	C	8,728*	1,559	10,627	0,001	4,304	13,153
	T1	-1,32625	0,986	10,627	0,620	-4,124	1,472

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Cr, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-12,287*	1,831	9,384	0,000	-17,610	-6,965
	T2	-6,640*	1,831	9,384	0,015	-11,962	-1,318
T1	C	12,288*	1,831	9,384	0,000	6,965	17,610
	T2	5,647*	1,158	9,384	0,002	2,282	9,013
T2	C	6,640*	1,831	9,384	0,015	1,318	11,962
	T1	-5,647*	1,158	9,384	0,002	-9,013	-2,282

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Cr, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; d. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 251. Comparaciones por parejas de tratamiento de cromo en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-3,351*	0,483	11,620	0,000	-4,699	-2,002
	T2	-3,307*	0,483	11,620	0,000	-4,656	-1,959
T1	C	3,351*	0,483	11,620	0,000	2,002	4,699
	T2	0,04375	0,305	11,620	1,000	-0,809	0,897
T2	C	3,307*	0,483	11,620	0,000	1,959	4,656
	T1	-0,04375	0,305	11,620	1,000	-0,897	0,809

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Cr, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 252. Comparaciones por parejas de tratamiento de níquel en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-4,063*	0,831	10,294	0,002	-6,435	-1,690
	T2	-3,718*	0,831	10,294	0,003	-6,090	-1,345
T1	C	4,063*	0,831	10,294	0,002	1,690	6,435
	T2	0,345	0,526	10,294	1,000	-1,155	1,845
T2	C	3,718*	0,831	10,294	0,003	1,345	6,090
	T1	-0,345	0,526	10,294	1,000	-1,845	1,155

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Ni, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-4,885*	0,981	9,995	0,002	-7,702	-2,068
	T2	-2,70625	0,981	9,995	0,061	-5,523	0,111
T1	C	4,885*	0,981	9,995	0,002	2,068	7,702
	T2	2,179*	0,621	9,995	0,017	0,397	3,960
T2	C	2,70625	0,981	9,995	0,061	-0,111	5,523
	T1	-2,179*	0,621	9,995	0,017	-3,960	-0,397

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Ni, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 253. Comparaciones por parejas de tratamiento de níquel en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,788*	0,261	11,637	0,033	-1,517	-0,060
	T2	-,836*	0,261	11,637	0,024	-1,564	-0,107
T1	C	,788*	0,261	11,637	0,033	0,060	1,517
	T2	-0,0475	0,165	11,637	1,000	-0,508	0,413
T2	C	,836*	0,261	11,637	0,024	0,107	1,564
	T1	0,0475	0,165	11,637	1,000	-0,413	0,508

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Ni, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 254. Comparaciones por parejas de tratamiento de plomo en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-5,206*	1,408	7,365	0,021	-9,547	-0,865
	T2	-4,683*	1,408	7,365	0,035	-9,024	-0,341
T1	C	5,206*	1,408	7,365	0,021	0,865	9,547
	T2	0,52375	0,891	7,365	1,000	-2,222	3,269
T2	C	4,683*	1,408	7,365	0,035	0,341	9,024
	T1	-0,52375	0,891	7,365	1,000	-3,269	2,222

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Pb, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-6,162*	0,803	10,338	0,000	-8,451	-3,873
	T2	-3,379*	0,803	10,338	0,005	-5,668	-1,090
T1	C	6,162*	0,803	10,338	0,000	3,873	8,451
	T2	2,783*	0,508	10,338	0,001	1,335	4,230
T2	C	3,379*	0,803	10,338	0,005	1,090	5,668
	T1	-2,783*	0,508	10,338	0,001	-4,230	-1,335

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Pb, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 255. Comparaciones por parejas de tratamiento de plomo en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-2,972*	0,646	8,839	0,004	-4,874	-1,070
	T2	-2,834*	0,646	8,839	0,005	-4,736	-0,932
T1	C	2,972*	0,646	8,839	0,004	1,070	4,874
	T2	0,1375	0,408	8,839	1,000	-1,065	1,340
T2	C	2,834*	0,646	8,839	0,005	0,932	4,736
	T1	-0,1375	0,408	8,839	1,000	-1,340	1,065

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Pb, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-2,315*	0,794	11,628	0,040	-4,534	-0,095
	T2	-2,251*	0,794	11,628	0,046	-4,470	-0,032
T1	C	2,315*	0,794	11,628	0,040	0,095	4,534
	T2	0,06375	0,502	11,628	1,000	-1,340	1,467
T2	C	2,251*	0,794	11,628	0,046	0,032	4,470
	T1	-0,06375	0,502	11,628	1,000	-1,467	1,340

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Pb, Cultivo = Nectarina, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 256. Comparaciones por parejas de tratamiento de zinc en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-16,589*	3,761	11,192	0,003	-27,162	-6,016
	T2	-15,704*	3,761	11,192	0,004	-26,277	-5,131
T1	C	16,589*	3,761	11,192	0,003	6,016	27,162
	T2	0,885	2,378	11,192	1,000	-5,802	7,572
T2	C	15,704*	3,761	11,192	0,004	5,131	26,277
	T1	-0,885	2,378	11,192	1,000	-7,572	5,802

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Zn, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-11,762*	2,295	10,353	0,001	-18,304	-5,220
	T2	-6,057083333	2,295	10,353	0,072	-12,599	0,485
T1	C	11,762*	2,295	10,353	0,001	5,220	18,304
	T2	5,705*	1,451	10,353	0,008	1,567	9,843
T2	C	6,057083333	2,295	10,353	0,072	-0,485	12,599
	T1	-5,705*	1,451	10,353	0,008	-9,843	-1,567

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Zn, Cultivo = Almendro, Año = 3; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 257. Comparaciones por parejas de tratamiento de zinc en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-6,945*	1,951	11,244	0,013	-12,427	-1,464
	T2	-4,706666667	1,951	11,244	0,102	-10,188	0,775
T1	C	6,945*	1,951	11,244	0,013	1,464	12,427
	T2	2,23875	1,234	11,244	0,289	-1,228	5,705
T2	C	4,706666667	1,951	11,244	0,102	-0,775	10,188
	T1	-2,23875	1,234	11,244	0,289	-5,705	1,228

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Zn, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 258. Comparaciones por parejas de tratamiento de respiración microbiana en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-370,3128102	236,818	6,834	0,489	-1116,294	375,669
	T2	-1024,969*	236,818	6,834	0,011	-1770,951	-278,988
T1	C	370,3128102	236,818	6,834	0,489	-375,669	1116,294
	T2	-654,657*	149,777	6,834	0,010	-1126,457	-182,856
T2	C	1024,969*	236,818	6,834	0,011	278,988	1770,951
	T1	654,657*	149,777	6,834	0,010	182,856	1126,457

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Respiración total, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 259. Comparaciones por parejas de tratamiento de respiración microbiana en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-158,6583333	62,491	7,728	0,107	-348,800	31,483
	T2	-408,037*	62,491	7,728	0,001	-598,178	-217,896
T1	C	158,6583333	62,491	7,728	0,107	-31,483	348,800
	T2	-249,379*	39,523	7,728	0,001	-369,635	-129,123
T2	C	408,037*	62,491	7,728	0,001	217,896	598,178
	T1	249,379*	39,523	7,728	0,001	129,123	369,635

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Respiración total, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-122,1157363	93,417	11,972	0,647	-381,861	137,630
	T2	-252,6686153	93,417	11,972	0,058	-512,414	7,077
T1	C	122,1157363	93,417	11,972	0,647	-137,630	381,861
	T2	-130,552879	59,082	11,972	0,142	-294,830	33,725
T2	C	252,6686153	93,417	11,972	0,058	-7,077	512,414
	T1	130,552879	59,082	11,972	0,142	-33,725	294,830

Se basa en medias marginales estimadas; a. Variable = Respiración total, Cultivo = Nectarina, Año = 3
b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 260. Comparaciones por parejas de tratamiento de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-3,023*	0,746	8,224	0,010	-5,257	-0,788
	T2	-2,109166667	0,746	8,224	0,065	-4,343	0,125
T1	C	3,023*	0,746	8,224	0,010	0,788	5,257
	T2	0,913333333	0,472	8,224	0,264	-0,500	2,326
T2	C	2,109166667	0,746	8,224	0,065	-0,125	4,343
	T1	-0,913333333	0,472	8,224	0,264	-2,326	0,500

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Fosfatasa, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 261. Comparaciones por parejas de tratamiento de actividad fosfatasa en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-1,19125	1,026	7,179	0,848	-4,377	1,995
	T2	-2,752083333	1,026	7,179	0,092	-5,938	0,434
T1	C	1,19125	1,026	7,179	0,848	-1,995	4,377
	T2	-1,560833333	0,649	7,179	0,139	-3,576	0,454
T2	C	2,752083333	1,026	7,179	0,092	-0,434	5,938
	T1	1,560833333	0,649	7,179	0,139	-0,454	3,576

Se basa en medias marginales estimadas; a. Variable = Fosfatasa, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 262. Comparaciones por parejas de tratamiento de actividad ureasa en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	0,201135757	0,252	9,002	1,000	-0,537	0,939
	T2	-0,623699878	0,252	9,002	0,105	-1,362	0,114
T1	C	-0,201135757	0,252	9,002	1,000	-0,939	0,537
	T2	-,825*	0,159	9,002	0,002	-1,292	-0,358
T2	C	0,623699878	0,252	9,002	0,105	-0,114	1,362
	T1	,825*	0,159	9,002	0,002	0,358	1,292

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Ureasa, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 263. Comparaciones por parejas de tratamiento de deshidrogenasa en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-0,833333333	0,784	9,576	0,941	-3,103	1,436
	T2	-2,009583333	0,784	9,576	0,087	-4,279	0,260
T1	C	0,833333333	0,784	9,576	0,941	-1,436	3,103
	T2	-1,17625	0,496	9,576	0,120	-2,611	0,259
T2	C	2,009583333	0,784	9,576	0,087	-0,260	4,279
	T1	1,17625	0,496	9,576	0,120	-0,259	2,611

Se basa en medias marginales estimadas; a. Variable = Deshidrogenasa, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 264. Comparaciones por parejas de tratamiento de deshidrogenasa en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	-1,404166667	0,478	8,507	0,053	-2,824	0,015
	T2	-1,756*	0,478	8,507	0,017	-3,175	-0,336
T1	C	1,404166667	0,478	8,507	0,053	-0,015	2,824
	T2	-0,351666667	0,302	8,507	0,828	-1,250	0,546
T2	C	1,756*	0,478	8,507	0,017	0,336	3,175
	T1	0,351666667	0,302	8,507	0,828	-0,546	1,250

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Deshidrogenasa, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 265. Comparaciones por parejas de tratamiento de glicina en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	0,010205988	0,164	6,849	1,000	-0,505	0,525
	T2	-,659*	0,164	6,849	0,016	-1,175	-0,144
T1	C	-0,010205988	0,164	6,849	1,000	-0,525	0,505
	T2	-,670*	0,104	6,849	0,001	-0,996	-0,344
T2	C	,659*	0,164	6,849	0,016	0,144	1,175
	T1	,670*	0,104	6,849	0,001	0,344	0,996

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Glicina, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 266. Comparaciones por parejas de tratamiento de glicina en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	-0,188333333	0,094	8,120	0,242	-0,472	0,095
	T2	-,652*	0,094	8,120	0,000	-0,936	-0,369
T1	C	0,188333333	0,094	8,120	0,242	-0,095	0,472
	T2	-,464*	0,060	8,120	0,000	-0,643	-0,284
T2	C	,652*	0,094	8,120	0,000	0,369	0,936
	T1	,464*	0,060	8,120	0,000	0,284	0,643

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Glicina, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 267. Comparaciones por parejas de tratamiento de glucosidasa en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c		
					Límite inferior	Límite superior	
C	T1	-0,299583333	0,182	11,942	0,380	-0,807	0,208
	T2	-,586*	0,182	11,942	0,022	-1,094	-0,079
T1	C	0,299583333	0,182	11,942	0,380	-0,208	0,807
	T2	-0,286666667	0,115	11,942	0,086	-0,608	0,034
T2	C	,586*	0,182	11,942	0,022	0,079	1,094
	T1	0,286666667	0,115	11,942	0,086	-0,034	0,608

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Glucosidasa, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 268. Comparaciones por parejas de tratamiento de glucosidasa en suelo en cultivo de nectarina.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	-,335*	0,050	10,616	0,000	-0,478	-0,192
	T2	-,538*	0,050	10,616	0,000	-0,680	-0,395
T1	C	,335*	0,050	10,616	0,000	0,192	0,478
	T2	-,202*	0,032	10,616	0,000	-0,293	-0,112
T2	C	,538*	0,050	10,616	0,000	0,395	0,680
	T1	,202*	0,032	10,616	0,000	0,112	0,293

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = Glucosidasa, Cultivo = Nectarina, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

Tabla 269. Comparaciones por parejas de tratamiento de *Escherichia coli* en suelo en cultivo de almendro.

Comparaciones por parejas ^{a,b}							
(I) Tratamiento		Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	gl	Sig. ^c	95% de intervalo de confianza para diferencia ^c	
						Límite inferior	Límite superior
C	T1	0,000	25,516	6,000	1,000	-83,881	83,881
	T2	-127,512*	25,516	6,000	0,007	-211,394	-43,631
T1	C	0,000	25,516	6,000	1,000	-83,881	83,881
	T2	-127,512*	16,137	6,000	0,001	-180,564	-74,461
T2	C	127,512*	25,516	6,000	0,007	43,631	211,394
	T1	127,512*	16,137	6,000	0,001	74,461	180,564

Se basa en medias marginales estimadas; *. La diferencia de medias es significativa en el nivel ,05; a. Variable = *E. coli*, Cultivo = Almendro, Año = 2; b. Variable dependiente: Valor; c. Ajuste para varias comparaciones: Bonferroni.

8.3. ANEXO III: TÉCNICAS ANALÍTICAS

8.3.1. Humedad

Determinación del porcentaje de agua contenido en la muestra húmeda.

Procedimiento

Se pesan de 1-1,5 g de suelo en un crisol de cerámica previamente tarado en balanza de precisión. Se introduce en estufa a 105°C al menos durante 2h. Posteriormente se enfría en desecador. La pérdida de peso se considera como humedad expresada en tanto por ciento de muestra en las condiciones operativas.

Cálculo

$$\% \text{ Humedad} = \frac{\text{masa suelo húmedo} - \text{masa suelo seco}}{\text{masa suelo húmedo}} \times 100$$

8.3.2. Densidad aparente (D)

Utilización del método de Barahona and Santos (1981)

Procedimiento

Se ponen en vasos previamente tarados, alrededor de 90 g de muestra. Se riega durante un mes y se deja secar de manera que la superficie adquiera las irregularidades y grietas normales. Finalmente se llevan a estufa 70°C durante dos días y se pesan (P₁). Después se cubren con arena hasta enrasar el vaso y se vuelven a pesar (P₂).

Para determinar la densidad de la arena se utiliza un vaso igual que los anteriores, que se llena de arena y se pesa (P₃); después se llena de agua y se vuelve a pesar (P₄).

Cálculo

La densidad aparente se expresa en g cm⁻³ y se calcula mediante la siguiente expresión:

$$Da = \frac{(P_1 - T) D}{(P_4 - T) D - P_2 + P_1}$$

donde

T= tara de los vasos

P₁=masa del vaso con suelo (secado a 70°C)

P₂=masa del vaso con suelo y agua

P₃=masa del vaso con arena

P₄=masa del vaso con agua

D= densidad aparente=(P₃-T)/(P₄-T)

8.3.3. Capacidad de retención hídrica (CRH) (Coll, 2022)

Determinación de la cantidad de agua que retiene el suelo saturado sin que se pierda por drenaje, medida de retención hídrica a 0,5 y 15 de atmósfera de presión.

Procedimiento

Anillos cilíndricos de ½ cm de altura llenos de pasta saturada de agua del suelo en estudio se colocan sobre una membrana en una cámara cerrada. La pasta saturada se somete a presiones de 0,5 (capacidad de campo) y 15 atmósferas (punto de marchitez) y cuando el suelo no pierde más agua, se saca la muestra del anillo y se introduce en un pesa-sustancias tarado para seguidamente pesarlo (A). A continuación, los mencionados pesa-sustancias se llevan a estufa a 105°C durante un día, y una vez secos, se vuelven a pesar (B).

Cálculo

El resultado de la capacidad de retención hídrica (CRH) se expresa en % de agua sobre suelo seco y se obtiene a partir de la siguiente expresión:

$$\%CRH = (A - B) \times 100/B$$

Dónde:

A= peso de la muestra húmeda (g)

B= peso de la muestra seca (g)

La diferencia entre el agua retenida a 0,5 y 15 atm nos da el agua útil de la muestra.

8.3.4. pH y conductividad eléctrica

Procedimiento: El pH se determina en una suspensión de agua desionizada de suelo en proporción 1:5 (p/v). La suspensión se agita mecánicamente durante 2 horas. Sobre este extracto se realiza la medida de pH de la muestra en agitación magnética utilizando pHmetro Horiba Scientific modelo LAQUA PC 1100.

La conductividad eléctrica (CE) se usa como medida aproximativa de la salinidad de una muestra de suelos.

Procedimiento: El extracto preparado para pH (1:5, p/v), se somete a un proceso de centrifugado y filtrado a través de papel de filtro libre de cenizas. En el extracto obtenido se mide la conductividad eléctrica en agitación mecánica con un conductímetro Horiba Scientific modelo LAQUA PC 1100.

8.3.5. Determinación de Carbono Total (Ct), Nitrógeno total (Nt) y Carbono Orgánico Total (COT) en muestras sólidas (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es)

El contenido de Carbono total (Ct), Nitrógeno total (Nt) y Carbono Orgánico Total (COT) en las muestras de suelo se determinaron con un Analizador Elemental Automático LECO TruSpec C/N/S (San José MI, EEUU).

Procedimiento. Las muestras han de ser finamente trituradas y homogeneizadas antes de someterlas a análisis. En la determinación de C orgánico del suelo los carbonatos fueron eliminados previamente por calentamiento de la muestra con HCl.

8.3.6. Determinación de Macronutrientes y Micronutrientes (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es)

Para la determinación de estos parámetros (Pt, Kt, Ca, Mg, Mn, Al, S y Fe) las muestras deben ser previamente digeridas. El análisis se basa en el principio de mineralización de la muestra por vía húmeda con HNO₃ y H₂O₂ y con utilización de radiación electromagnética (microondas).

Para mineralizar la muestra por vía húmeda en microondas, se sitúa en su interior un vaso de teflón de alta presión debidamente seco. Se pesan (0,1000-0,2000) ±0,0005 g de muestra. Una vez añadidos los reactivos de digestión (1ml H₂O₂ y 4 ml de HNO₃), se introduce en el microondas con una rampa de temperatura final de 20 minutos a 220°C. Este, una vez frío se introduce en un matraz aforado de 25 ml donde se enrasa a dicho volumen con agua miliQ, y se guarda en botella de poliestireno para su almacenamiento en nevera hasta posterior análisis.

A partir de este extracto se determinan los diferentes elementos por determinación cuantitativa mediante ICP-OES (Inductively coupled plasma-optical emission spectrometer).

ICP-OES es una técnica de análisis multielemental que utiliza una fuente de plasma de acoplamiento inductivo para disociar los átomos o iones que constituyen la muestra, excitándolos a nivel donde emiten la longitud de onda característica. Un detector mide la intensidad de luz emitida, y calcula la concentración de ese elemento en la muestra. El plasma es un gas ionizado, eléctricamente neutro y confinado en un tubo de descarga.

8.3.7. Metales pesados (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es)

Para la determinación de estos parámetros (Cd, Cr, Cu, Zn, Pb, Ni) se siguió el mismo método descrito para macro y micronutrientes.

La determinación de los mismos se realizó por ICP-OES (ICAP 6500 DUO THERMO). El ICP-OES es una técnica de análisis multielemental que utiliza una fuente de plasma de acoplamiento inductivo para disociar los átomos o iones que constituyen la muestra, excitándolos a un nivel donde emiten luz de una longitud de onda característica. Un detector mide la intensidad de la luz emitida y calcula la concentración de ese elemento, en particular, de la muestra.

8.3.8. Determinación de aniones por cromatografía iónica (Metodología Servicio Ionómica CEBAS-CSIC, www.cebas.csic.es)

Técnica basada en la separación de sustancias por su diferente migración en una columna de intercambio iónico. Los aniones determinados por este método cromatográfico en las muestras sometidas a ensayo son, fluoruros, cloruros, nitritos, bromuros, nitratos, fosfatos y sulfatos.

Procedimiento

Las muestras de suelo se extrajeron pesando 5 g de muestra en 100 mL de agua Milliq. Se agitaron durante 2 horas mediante agitador orbital y posteriormente se centrifugaron a 8500 rpm durante 15'. Finalmente se filtraron por filtro de nylon de 0,45 micras.

El extracto filtrado resultante se analizó por cromatografía iónica en un Cromatógrafo Iónico Methrom 850, provisto de Auto-Muestreador 858.

Cálculo

La concentración del anión se lee directamente en la pantalla del cromatograma en mg/L. En muestras diluidas se multiplica dicha concentración por el factor de dilución.

8.3.9. Actividad B-Glucosidasa

El método utilizado toma como referencia el descrito por Tabatabai (1982) y Eivazi and Tabatabai (1988), basado en la determinación colorimétrica del p-nitrofenol obtenido por la acción de la β -glucosidasa después de incubar el suelo con el sustrato artificial p-nitrofenil- β -D-glucopiranosido (PNG) en medio tamponado a PH 6 y a temperatura de 37°C, y extracción del p-nitrofenol liberado por filtración después de la adición de CaCl_2 y tampón THAM pH 12, que en medio básico desarrolla color amarillo.

Reactivos

Paranitrofenil- β -D-glucopiranosido (PNG) 0,025 M

Paranitrofenol: solución madre 1000 $\mu\text{g ml}^{-1}$, a partir de la cual se preparan otras diluciones para la recta patrón hasta 250 $\mu\text{g ml}^{-1}$

CaCl_2 0,5M

NaOH 0,5M

Disolución Stock: igual que para la determinación de la actividad fosfatasa.

Disolución Tampón MUB-HCl pH 6: mezclar 200 ml de disolución stock con 500 ml de HCl 0,1M y enrasar a 1 litro con agua destilada.

Disolución Tampón THAM-NaOH 0,1 M pH 12 (disolución extractante): pesar 12,2 g de Tris-hidroximetil-aminometano, disolver en aproximadamente 800 ml de agua y ajustar con NaOH 0,5M hasta pH12 y enrasar a 1 litro con agua destilada.

Procedimiento

A 0,5 g de muestra de suelo se le añaden 0,5 ml de sustrato PNG (p-nitrofenil-β-D-glucopiranosido) 0,025M y 2 ml de tampón MUB-HCl de pH 6. Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 0,5 g de suelo y 2 ml de tampón. Se prepara un blanco conteniendo 0,5 ml de sustrato y 2 ml de tampón. Muestra, control y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 37°C durante 1h.

A continuación, todos los tubos se enfrían a 4°C en baño con hielo durante 15 minutos, para frenar la reacción enzimática. Terminado este periodo se añaden 0,5 ml de sustrato a los controles. Posteriormente se adiciona a todos los tubos, muestra, control, y blanco, 0,5 ml de CaCl₂ 0,5M y 2 ml de disolución THAM-NaOH 0,1 M pH 12. Se agita bien para que la suspensión se mezcle perfectamente. Seguidamente se centrifugan los tubos a 3000 rpm durante 10 min. Se diluye convenientemente el sobrenadante y se mide su absorbancia en espectrofotómetro, después de haber ajustado el equipo a cero con el blanco, a una longitud de onda 400nm. El CaCl₂ se añade para bloquear la reacción y para provocar la dispersión de los coloides que podrían interferir en la lectura espectrofotométrica, y la disolución THAM-NaOH sirve para salificar el producto de reacción obtenido dándole color amarillo.

Cálculo

La densidad óptica medida se transforma en concentración mediante una recta patrón obtenida con concentraciones conocidas de PNF. Las unidades propuestas para expresar esta actividad enzimática son μmoles PNF g⁻¹h⁻¹. La actividad β-glucosidasa se calcula usando la expresión:

$$\text{Actividad } \beta_{\text{Glucosidasa}}(\beta_{\text{gluc}}) = (C \times V) / (Pm \times G \times T)$$

Dónde:

Actividad β-glucosidasa= actividad β-glucosidasa μmol PNF g⁻¹suelo seco h⁻¹

C= concentración de PNF (μg) en el extracto, según la recta de calibración obtenida

V= factor de dilución

Pm= peso molecular del p-nitrofenol (139 g mol⁻¹)

G= factor referente al peso del suelo seco

T= factor relativo al tiempo de incubación, en horas

8.3.10. Actividad fosfatasa alcalina

Utilización del método descrito por Tabatabai and Bremer (1969), basado en la determinación espectrofotométrica del p-nitrofenol liberado cuando se incubaba el suelo a 37°C con una disolución tamponada (pH 11,5) del sustrato artificial p-nitrofenol-fosfato (PNF). El método colorimétrico para medir p-nitrofenol liberado se basa en el hecho de que las disoluciones alcalinas de este compuesto tienen color amarillo (Trasar Cepeda et al., 2003).

Reactivos

Disolución stock de MUB: Disolver 12,2 g de Tris-hidroximetil-aminometano (THAM), 11,6 g de ácido maleico, 14 g de ácido cítrico, y 6,28 g de ácido bórico en agua destilada. Añadir 488 ml de NaOH 1M y enrasar a 1000 ml con agua destilada. Almacenar a 4°C.

Tampón Universal Modificado (MUB) pH 11,5: tomar 200 ml de la solución stock y llevar hasta pH 11,5 con NaOH

Paranitrofenil fosfato (PNF) 0,025M

Paranitrofenol: solución madre 1000 μg ml⁻¹, a partir de la cual se preparan otras diluciones para la recta patrón hasta 250 μg ml⁻¹

CaCl₂ 0,5M

NaOH 0,5M

Procedimiento

A 0,5 g de muestra de suelo se le añaden 0,5 ml de p-nitrofenol fosfato 0,025 M y 2 ml de tampón MUB Ph: 11,5. Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 0,5 g de suelo y 2 ml de tampón MUB pH 11,5. Además, se prepara un blanco con 0,5 ml de sustrato y 2 ml de tampón MUB pH 11,5. Muestra, control y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 37°C durante 1 h. Transcurrido dicho periodo de tiempo, los tubos se enfrían a 4°C durante 15 minutos para frenar la reacción enzimática.

A continuación se le incorporan a los controles los 0,5 ml de sustrato y a todos los tubos, muestra, control y blanco, 0,5 ml de CaCl₂ 0,5 M y 2 ml de NaOH 0,5M. Se agita bien para que la suspensión se mezcle completamente. Seguidamente se centrifugan los tubos a 3400 rpm durante 10 min. Se diluye convenientemente el sobrenadante y se mide su absorbancia, en el espectrofotómetro, después de haber ajustado el equipo a cero con el blanco, a una longitud de onda de 400 nm.

Cálculo

La densidad óptica medida se transforma en concentración mediante una recta patrón obtenida con concentraciones conocidas de p-nitrofenol-fosfato. Las unidades propuestas para expresar esta actividad enzimática son $\mu\text{moles p-nitrofenol liberado g}^{-1}\text{h}^{-1}$. La actividad fosfatasa se calcula usando la siguiente expresión:

$$\text{Actividad Fosfatasa (F)} = (C \times V) / (Pm \times G \times T)$$

donde:

Actividad Fosfatasa= actividad fosfatasa ($\mu\text{moles p-nitrofenol liberado g}^{-1}\text{h}^{-1}$)

C= cantidad p-nitrofenol de la muestra en μg

V= factor de dilución

Pm= peso molecular del p-nitrofenol (139 g mol^{-1})

G= factor relativo al peso de del suelo seco utilizado

T= factor relativo al tiempo de incubación en horas

8.3.11. Actividad Ureasa

Según el Método de Kandeler and Gerber (1988) basado en la determinación del amonio liberado en la incubación de una solución de suelo a 37°C durante 2h. La determinación del amonio se realiza a través de la reacción de Berthelot. En este método, el amonio producido por la actividad ureasa reacciona con salicilato y dicloroisocianuro, generando un color verde azulado. La absorbancia a 690 nm es directamente proporcional a la concentración de nitrógeno amoniacal.

Reactivos

Urea 0,48%

KCl 1M acidulado

NaOH 0,3M

Disolución de Salicilato sódico: se disuelven 17 g de salicilato-Na y 120 mg de nitroprusiato sódico en agua destilada y se lleva a un volumen de 100 ml.

Disolución de Salicilato-Na/ NaOH: mezclar volúmenes iguales de NaOH 0,3M, salicilato-Na y agua destilada. Preparar diariamente.

Disolución de dicloro-isocianuro de sodio 0,1% en agua destilada. Preparar diariamente.

Tampón borato pH 10: 30g de tetraborato disódico anhidro en 1,5L de agua destilada templada. Enfriar y ajustar a pH 10 con NaOH (20%) y llevar a 2L en matraz.

Procedimiento

Los ensayos se realizan en tubos de 10 ml de volumen, procediéndose del siguiente modo:

A 1 g de muestra de suelo se añaden 0,5 ml de urea 0,48% y 4 ml de tampón borato pH 10. Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 1 g de suelo y 4 ml de tampón borato pH 10. Además, se prepara un blanco conteniendo 0,5 ml de urea 0,48% y 4 ml de tampón borato pH 10. Muestra, control y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 37°C durante 2 h. Terminado este periodo se añaden 0,5 ml de urea 0,48% al control.

A continuación, en ambos casos, se extrae el amonio liberado utilizando 6 ml KCl 7,4%, agitando durante 30 minutos. Seguidamente, se centrifuga y filtra la suspensión de suelo, resultando un filtrado de extracto claro en el que se determina amonio por colorimetría como a continuación se detalla.

Determinación de amonio

A 0,5 ml de extracto se adicionan en el siguiente orden: 4,5 ml de agua destilada, 2,5 ml de salicilato de Na/NaOH y 1 ml de dicloroisocianuro de sodio, y la mezcla se deja reposar 30 min en oscuridad. La absorbancia se mide en el espectrofotómetro, después de haber ajustado el equipo a cero con el blanco, a una longitud de onda de 690nm.

Cálculo

La densidad óptica relativa medida se transforma en concentración mediante una recta patrón obtenida con concentraciones conocidas de amonio. Las unidades propuestas para esta actividad enzimática son $\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ suelo seco h}^{-1}$. La actividad ureasa se calcula usando la siguiente expresión:

$$\text{Actividad Ureasa (U)} = [(S - B) \times V] / (Pm \times G \times T)$$

Actividad ureasa=actividad ureasa ($\mu\text{moles de N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ suelo seco h}^{-1}$)

S= cantidad de N-NH₄⁺ en las muestras ($\mu\text{g de N-NH}_4$)

B= cantidad de N-NH₄⁺ ($\mu\text{g de N-NH}_4$) para los blancos

Pm= peso atómico de nitrógeno (14 g mol⁻¹)

V= volumen total del extracto de incubación

G= factor relativo a la cantidad de suelo seco usado

T= factor de tiempo de incubación (horas)

8.3.12. Actividad Glicina Aminopeptidasa

La enzima glicina aminopeptidasa en suelos cataliza la degradación de proteínas. Para ello se utilizó el Método descrito por Sinsabaugh (1994), basado en la determinación colorimétrica de la p-nitroanilina obtenida por la acción de la glicina aminopeptidasa después de incubar el suelo con el sustrato artificial glicina p-nitroanilida en un medio tamponado Tris-HCL 50 mM ajustado a pH7 y a temperatura 40°C durante 2h.

Reactivos

Ácido tris(hidroxi)aminometano-HCL (50mM) a pH7

Glicina p-nitroanilida 50 mM

Ácido acético (0,75 % v/v)

Procedimiento

A 0,5 g de muestra de suelo se le añaden 2 ml de tampón tris-HCl 50 mM a pH 7 y 2 ml de sustrato glicina p-nitroanilida 50mM. Paralelamente se prepara para cada muestra un control con 0,5g de muestra y 2 ml de tampón tris-HCl 50 mM a pH 7. Además se prepara un blanco con 2 ml de tampón Tris-HCl 50 mM a pH 7. Muestra, control y blanco, se incuban en baño termostático con agitación a 40°C durante 2 h. Terminado este periodo se añaden 0, 5 ml de sustrato a los controles.

A continuación todos los tubos se enfrían a 4°C durante 15 minutos, para frenar la reacción enzimática. Pasado este tiempo, se adiciona a todos los tubos, muestra, control y blanco, se añade 1 ml de ácido acético (0,75% v/v). Se agita bien para que la suspensión se mezcle completamente. Seguidamente se centrifugan los tubos a 3400 rpm durante 10 min. Se diluye convenientemente el sobrenadante y se mide su absorbancia, en el espectrofotómetro, después de haber ajustado el equipo a cero con el blanco, a una longitud de onda de 410 nm.

Cálculos

La densidad óptica relativa medida se transforma en concentración mediante una recta patrón obtenida con concentraciones conocidas de p-nitroanilina. Las unidades propuestas para expresar esta actividad enzimática son $\mu\text{moles PNA g}^{-1}\text{h}^{-1}$. La glicina aminopeptidasa se calcula usando la siguiente expresión

$$\text{Actividad Glicina aminopeptidasa (GLC)} = \frac{[(pte \times Abs \text{ ordenda}) \times 10 \times V]}{(\text{Peso suelo seco} \times h)}$$

Dónde:

Actividad glicina aminopeptidasa: actividad enzimática glicina aminopeptidasa ($\mu\text{moles p-nitroanilina g}^{-1}\text{h}^{-1}$)

V: Factor de dilución

8.3.13. Actividad Enzimática Deshidrogenasa

Esta actividad enzimática está basada en el Método de Trevors et al., (1982) modificado por García et al., (1993), cuyo principio se basa en la estimación del Iodonitrotetrazolio formazan (INTF) formado por reducción cuando el suelo es incubado con 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) como aceptor de electrones, en ausencia de tampón.

Reactivos

Aceptor de electrones: cloruro de 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) 0,4%

Metanol

(o (INTF) $60 \mu\text{g ml}^{-1}$)

Procedimiento

A 1g de muestra tamizada a 2 mm se le añade 0,4 ml de agua destilada y 0,2 ml de INT (0,4% p/v). A continuación se deja incubar a 20°C en completa oscuridad durante 20h. Posteriormente, se adicionan 10 ml de metanol y se agita vigorosamente durante 2 minutos, filtrando a continuación. Se preparan paralelamente controles sin INT, en los que a 1 g de suelo se le añade 0,5 ml de agua. El extracto se lee en espectrofotómetro a 490 nm.

Cálculo

La densidad óptica relativa del instrumento es transformada en concentración mediante una recta patrón obtenida con INTF (Iodonitrofenil formazan) en distintas concentraciones. La actividad de la muestra se calcula mediante la ecuación:

$$DH = (C \times V) / (Pm \times G \times T)$$

Donde:

DH= actividad enzimática deshidrogenasa ($\mu\text{moles INTF formado g}^{-1}\text{h}^{-1}$)

C= cantidad de INTF de la muestra en $\mu\text{g ml}^{-1}$

Pm= peso molecular de INTF ($471,3 \text{ g mol}^{-1}$)

V= factor de dilución

G= factor referente al peso seco de la muestra

T= factor de tiempo de incubación (20 horas)

8.3.14. Respiración basal (respiración de los microorganismos del suelo) (García et al., 2000)

Determinación del desprendimiento de C_CO_2 por los microorganismos, durante la incubación del suelo en un sistema cerrado. El CO_2 es medido por un analizador de gases IR (García and Hernández, 2000).

Procedimiento

En frascos con cierre hermético, de 125 cm^3 provistos de septum, se introducen 15 g de suelo humedecido con agua destilada al 60% de su capacidad de retención hídrica. Se cierra herméticamente el frasco con el septum y se coloca en estufa de incubación a 28° . Periódicamente se determina la concentración de CO_2 liberado por la muestra en el espacio de cabeza del frasco a través de Analizador de gas de espacio de cabeza electroquímico/infrarrojo con compensación de temperatura DanSensor Checkmate 3 CO_2/O_2 . El equipo toma directamente el volumen de la muestra del espacio de cabeza del frasco durante 10 segundos para determinar la concentración de CO_2 .

Cálculo

Las unidades del analizador de gas de espacio de cabeza vienen expresadas como $\% \text{CO}_2$, pero la lectura obtenida hay que referirla al volumen del frasco empleado en la incubación de la muestra. Si A es la lectura de CO_2 obtenida en el analizador, entonces

Volumen de CO_2 presente en el frasco (litros) = $(125 - V \text{ muestra de suelo}) \times 10^{-3} \times A / 100 = (125 - V \text{ muestra de suelo}) \times A \times 10^{-5}$.

Para calcular los mg de C_CO_2 en ese volumen de gas, se utilizará la ecuación general de los gases

$$P \times V = n \times R \times T$$

Por los que los moles de CO_2 presentes serán:

$$n = PV/RT = P(125 - V \text{ muestra de suelo}) \times A \times 10^{-5} / RT$$

Dónde:

P= presión a la que se toma la muestra (presión ambiental). 1 atm

V= volumen que ocupa el gas en el interior del frasco calculado según se indica.

R=0,082

T= Temperatura en grados Kelvin ($273 + 28^\circ\text{C}$ en nuestro caso)

Considerando que se han empleado 15 g de suelo, los moles de C_CO_2 desprendidos por kg serían:

$$\text{moles de } \text{C_CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ de suelo} = (125 - V \text{ muestra de suelo}) \times A \times 10^{-2} / 15 RT$$

Y dado que un mol de CO_2 equivale a 12g de C_CO_2 y considerando la duración del ensayo

$$\text{C_CO}_2 \text{ mg kg}^{-1} \text{ suelo día}^{-1} = (125 - V \text{ muestra de suelo}) \times A \times 4 / RT \times t$$

Siendo t el tiempo en días durante el que se ha producido el desprendimiento de CO_2 medido.

8.3.15. Bacteria patógenas e indicadoras (Coll, 2022)

La preparación de las muestras sólidas para este tipo de analítica, requieren ser suspendidas en un medio líquido (para que las bacterias contenidas en la muestra estén distribuidas homogéneamente) para su posterior análisis por la técnica de filtración en membrana.

Las diluciones por realizar dependerán de la concentración o densidad bacteriana esperada en la muestra problema. En el caso concreto del agua residual, ésta es portadora de una elevada concentración de bacterias de origen fecal (106-108 UFC/100 ml en aguas sin tratar; 103-104 UFC/100 ml en aguas depuradas con tratamiento biológico). Por tanto, este tipo de aguas precisan diluirse a la hora de cuantificar su contenido en bacterias indicadoras y/o patógenas por el método de filtración en membrana.

Con este objeto, las muestras se diluyen en proporción 1:10 con tampón fosfato 100 mM (pH=7.2). Las suspensiones se homogeneizan durante 10 min en un agitador rotativo y a partir de ellas se realizan todos los análisis posteriores. Paralelamente se determina la humedad de cada muestra, con el fin de referir el resultado final a peso seco.

Por medio de la técnica de filtración en membrana, las bacterias presentes en la muestra examinada quedan retenidas en la membrana. Dicha membrana se coloca en el medio de crecimiento Chromocult para enterococos, que además de los requerimientos nutritivos apropiados posee un indicador redox, cuya forma oxidada es incolora y la forma reducida produce el color rojo-rosa de las colonias de *Streptococos* fecales. Las bacterias anaerobias no crecen, ya que la incubación se lleva a cabo en condiciones aerobias.

Para la detección de *Salmonella spp.*, la muestra pretratada se siembra en caldo Rappaport Vassiliadis (Merck 7700). Se preparan tres series de cinco tubos cada una: en la primera se siembran 10 ml de muestra, en la segunda 1 ml y en la tercera 0,1 ml. Después de 24 horas de incubación a 45 °C se siembran 100 µl de cada tubo positivo en agar verde brillante modificado (OXOID, CM 329) y se incuban las placas a 37 °C durante 24 horas.

En este medio las colonias de *Salmonella spp.* son de color de rojo. Aquellas colonias que sean de color rojo, son presuntivas de *Salmonella spp.* y se siembran en agar de hierro y lisina (OXID; 381): los únicos grupos conocidos de enterobacteriaceas que regularmente descarboxilan la lisina de forma rápida y producen grandes cantidades de sulfhídrico son los miembros de los grupos *Salmonella spp.* y Arizona.

Por último, y cuando se han confirmado los aspectos anteriores, se realiza un test de aglutinación utilizando suero polivalente A-S (Wellcome). Si se produce aglutinación se puede decir sin lugar a dudas que se trata de una especie del género *Salmonella spp.*

La determinación de Coliformes fecales es aplicable al estudio de la contaminación de corrientes, sistemas de tratamiento de aguas residuales, aguas marinas y, en general, para el control de la calidad microbiológica de todo tipo de agua.

Esta prueba permite diferenciar claramente entre Coliformes de origen fecal y los procedentes de otras fuentes y, por tanto, determina el origen de la posible contaminación existente. Por medio de la técnica de filtración en membrana, las bacterias presentes en la muestra examinada quedan retenidas en la membrana. Dicha membrana se coloca en el medio de crecimiento Chromocult para coliformes, que posee un indicador ácido-base y que vira a color azul cuando el pH se torna ácido. Las bacterias anaerobias no crecen, ya que la incubación se lleva a cabo en condiciones aerobias.

8.3.16. Contaminantes orgánicos (Santos et al., 2007)

Tanto en suelos como en residuos orgánicos (en este caso, en lodos EDAR), se han determinado algunos contaminantes orgánicos que se han considerado de interés según referencias bibliográficas.

Procedimiento de medida: se han seguido metodologías descritas para este tipo de compuestos, debiendo hacer la salvedad de que no es sencilla su determinación analítica, y por ello dichos métodos no están estandarizados para determinaciones rutinarias. Las muestras han sido homogeneizadas a conciencia, ya que la variabilidad analítica no es

pequeña, y para evitar así en lo posible, la variabilidad de laboratorio. Las muestras fueron almacenadas a 20 grados centígrados antes de su análisis.

Metodología. La metodología empleada, de manera sintética, ha sido la siguiente:

- DEHP, NPE y PCB se extrajeron simultáneamente de lodos de depuradora o muestras de suelo con n-hexano mediante extracción asistida por sonicación y luego se determinaron simultáneamente mediante cromatografía de gases-espectrometría de masas según el método descrito por Aparicio et al. (2007). Similar metodología se usó para determinación en suelos y frutos, ajustando adecuadamente las cantidades de muestra.
- LAS y PAH se extrajeron simultáneamente de lodos de depuradora con metanol mediante extracción asistida por sonicación y se limpiaron mediante extracción en fase sólida como lo describen Santos et al. (2007), y luego se determinaron por separado mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) con detectores de matriz de diodos (DAD) y fluorescencia (FI) (Santos et al., 2007). Similar metodología se usó para determinación en suelos y frutos, ajustando adecuadamente las cantidades de muestra.

8.4. ANEXO IV: PUBLICACIÓN CIENTÍFICA



Article

The Use of Aerobic Urban Sewage Sludge in Agriculture: Potential Benefits and Contaminating Effects in Semi-Arid Zones

Teresa Hernández ^{1,*}, Román Francisco López Aragón ² and Carlos García ¹

¹ Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CE-BAS-CSIC), Campus Universitario de Espinardo, Edificio nº 25, P.O. Box 164, 30100 Espinardo, Murcia, Spain; cgarizq@cebas.csic.es

² Entidad de Saneamiento y Depuración de Aguas de la Región de Murcia, Calle Santiago Navarro 4, 1ª Planta, 30100 Espinardo, Murcia, Spain; roman.lopez@esamur.com

* Correspondence: mthernan@cebas.csic.es; Tel.: +34-968396200

Abstract: In this work, three wheat crops were planted successively under semi-arid climatic conditions; we wished to evaluate the positive and negative effects of the addition of sewage sludge (SS) on plants and soils under the conditions encountered during conventional agricultural management. SS was added to the first two crops at doses equivalent to 170 kg N/ha, and the third crop was left untreated. The soils were sampled initially and at the end of each cultivation period. At the end of the third crop's cultivation period, the heavy metal and organic pollutant contents of grain and straw were analyzed, as well as the presence of *Escherichia coli* and *Salmonella*. The amended soils showed a higher N content, greater microbial respiration, and greater dehydrogenase and phosphatase activity than the control. The amended plants showed higher N, Ca, and K contents than the control. Yields were 11% and 16% higher in the SS-amended soils than in the control in the experiments involving the second and third crop, respectively. No problems related to salinity or the heavy metal content were observed in both the soil and plant. However, nitrate content increased in the amended soils compared to the control. Among the persistent organic compounds, only linear alkyl benzene sulphonates and polycyclic aromatic hydrocarbons increased with the addition of SS, but such differences from the control disappeared gradually. No problematic coliform content or presence of *Salmonella* spp. was detected in the soil or plant. We can thus conclude that SS of adequate quality can be recycled in agricultural soils, but adequate monitoring of the receiving soil is crucial.

Keywords: inorganic and organic contaminant; pathogens; semi-arid ecosystems; sewage sludge; soil microbial activity; wheat crop



Citation: Hernández, T.; López Aragón, R.F.; García, C. The Use of Aerobic Urban Sewage Sludge in Agriculture: Potential Benefits and Contaminating Effects in Semi-Arid Zones. *Agriculture* **2024**, *14*, 983.

<https://doi.org/10.3390/agriculture14070983>

Academic Editor: Dong-Xing Guan

Received: 8 May 2024

Revised: 11 June 2024

Accepted: 20 June 2024

Published: 24 June 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

The increasing amount of sewage sludge (SS) being generated warrants environmentally safe, socially acceptable, and economically viable methods for its disposal [1,2]. In countries like Spain and other European countries (particularly Southern European countries, which suffer from significant agricultural and soil organic matter (OM) scarcity), a possible alternative to SS valorization is the agricultural recovery of sludge through its direct recycling in soil as an amendment or organic fertilizer [3–5]. This form of recovery turns such waste into a valuable resource, and it is currently the most economical and popular method of valorizing sewage sludge. Through this method, exogenous OM is introduced into the soil, and if it is of sufficient quality, it contributes to the maintenance of soil fertility and productivity, thereby reducing the need for chemical fertilizers [1,6]. It is true that SS can be recovered energetically through the processes of combustion, biomethanization, pyrolysis, and hydrothermal carbonization; however, such methods are not economically viable at present. In the pursuit of environmental sustainability, increasing the organic matter in our soils by adding a sludge of sufficient quality should be considered

a priority if we want to avoid the inevitable desertification processes being initiated in the soils lacking in organic matter [3,7].

The application of sludge improves the state of nutrients in soil, serving as a source of macro- and micro-elements and improving soil's physical properties by increasing porosity, water retention, and the content of "humic-like" substances known as polycondensed carbonated macrostructures, which have direct and indirect positive effects on soil fertility and plant growth [8,9]. Soil's enzymes can be protected in these "humic-like" organic compounds for a long time and are thus preserved from possible denaturation by proteolysis. Enzymes play a fundamental role in the cycling of important elements such as nitrogen (urease and proteases), phosphorus (phosphatases), and carbon (β -glucosidase); they are considered useful for monitoring changes in microbial activity [10–12].

However, the recycling of SS in the soil may not always be beneficial, particularly when the SS is high in salinity, heavy metal content, organic pollutants, and pathogenic microorganisms [13,14]. Lipophilic non-biodegradable organic pollutants tend to bioaccumulate within the food chain [15]. Some of the most frequently detected organic pollutants in SS are polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH), linear alkyl benzene sulphonates (LAS), di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP), nonylphenole (NP) and nonylphenole ethoxylates (NPE), polychlorinated biphenyls (PCBs), and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (PCDDs/Fs) [16,17]. The European Commission [18], in the third draft of the "Working document on sludge", has proposed limiting the content of these organic pollutants in SS.

An important factor to consider in the use of sludge in agriculture is the instability of the pollutant content, particularly the variation in heavy metal pollution, which can differ based on the local living and production conditions. This variability necessitates a cautious approach to promoting agricultural policies involving sludge. To address the issue of pollutant content, it is essential to implement stringent monitoring and regulation practices to ensure that the sludge applied to agricultural fields meets safety standards. Regular testing for heavy metals and other contaminants can help mitigate the risks associated with the use of sludge. Additionally, the implementation of best practices for the treatment and application of sludge will further enhance its safety and effectiveness as a soil amendment.

Organic pollutants can undergo biological, chemical, and photochemical degradation reactions in soil. In addition, these organic pollutants can be fixed to various components of soil and are able to temporarily inactivate; this may have repercussions for the degradation of the soil structure due to the alteration of its fixing components (clays and organic matter).

Consequently, it is very important to carry out a prior characterization of the SS to be used as an organic amendment for soils, thus avoiding any risk derived from its use. It is similarly necessary to carry out the analytical monitoring of soils and crops in the area in which the SS will be used.

The use of SS varies across Europe. Some countries, as a precaution to reduce potential contamination and risks to human health, have adopted policies that try to prevent its application in agriculture. On the contrary, other countries are clearly committed to its use in agriculture, considering it a very valuable raw material when managed properly and within safe limits [19].

Many works have shown the positive effect of sludge and its compost both in agricultural soils [20–22] and in the recovery of degraded soils [23–25]. However, fewer studies have been carried out on the behavior of potential organic pollutants and pathogens present in sludge, particularly organic contaminants, as it pertains to soil [10,26–28]. Therefore, the aim of this work was to evaluate (in three successive wheat crops and under the conditions of conventional management and a semi-arid climate) both the positive and negative effects of the addition of SS as a soil amendment on soil characteristics.

2. Materials and Methods

2.1. Experimental Design

The wheat crop experiment took place at a farm with sandy clay loam soil, situated in the highlands of the Region of Murcia (SE Spain), under semi-arid climate conditions.

At this farm, four 1000 m² control plots (K) and four 1000 m² SS-treated plots (SS) were delimited. SS was added in October (at the beginning of the first and second crops' cultivation) at a dose equivalent to 170 kg of N/ha, and no organic amendment was implemented in the third crop. Wheat was harvested each year in July. No mineral fertilization or irrigation was applied to the soils. This form of management is typical of farmers in the area (SE Spain). A dose of 170 Kg N/ha was selected because it is the maximum amount of N that can be added annually per hectare to agricultural soils in vulnerable areas according to the European Union stipulations [29]. The SS used in this assay came from an urban aerobic wastewater treatment plant (WWTP) situated in Murcia, SE Spain; their characteristics are shown in Tables 1 and 2.

Table 1. Characteristics of the sewage sludge (SS) applied to the soil.

Parameters	SS First Crop	SS Second Crop	EU Limit for Heavy Metals in SS [30]
Moisture (%)	81.00 (1.24)	84.90 (0.99)	
pH	6.75 (0.04)	6.49 (0.03)	
Electrical conductivity (dS/m)	2.63 (0.06)	2.18 (0.08)	
Volatile organic matter (%)	94.47 (0.47)	98.30 (0.63)	
Organic C (g/100 g)	41.09 (0.12)	40.24 (0.20)	
N (g/100 g)	6.36 (0.03)	7.06 (0.02)	
P (g/100 g)	1.11 (0.01)	0.82 (0.01)	
K (g/100 g)	0.68 (0.02)	0.31 (0.01)	
Fe (g/100 g)	0.21 (0.04)	0.22 (0.06)	
Mg (g/100 g)	0.49 (0.01)	0.43 (0.03)	
Mn (mg/kg)	92.83 (4.82)	63.60 (3.97)	
Ca (g/100 g)	2.38 (0.14)	1.36 (0.06)	
Na (g/100 g)	0.16 (0.02)	0.18 (0.02)	
Mo (mg/kg)	5.00 (0.48)	3.17 (0.38)	
Chlorides (mg/L)	546.80 (13.2)	244.20 (9.47)	
Sulphates (mg/L)	590.00 (12.48)	127.40 (11.36)	
Phosphates (mg/L)	639.50 (11.05)	804.40 (9.32)	
Bromides (mg/L)	<0.1	<0.1	
Ni (mg/kg)	10.60 (0.44)	18.53 (0.69)	400
Cu (mg/kg)	105.81 (1.69)	62.79 (0.93)	1750
Cd (mg/kg)	0.50 (0.10)	0.14 (0.07)	40
Zn (mg/kg)	326.80 (2.24)	292.10 (7.83)	4000
Hg (mg/kg)	0.33 (0.01)	<0.10	10
As (mg/kg)	1.35 (0.01)	1.60 (0.03)	40
Cr (mg/kg)	22.05 (2.05)	40.95 (2.33)	1500
Pb (mg/kg)	21.99 (1.05)	11.07 (0.99)	1200
<i>Salmonella</i> (in 25 g)	Absence	Absence	
<i>Escherichia coli</i> (CFU/g)	169.000	17.000	

This SS was selected as a representative of the aerobic urban SS produced in the Region of Murcia (Spain) based on the results obtained in a doctoral thesis [31] in which a wide range of analyses were performed (at three different times of the year) on a total of 30 WWTP sludges produced in a group of urban WWTPs located in the Region of Murcia. These WWTPs generate about 90% of the total sludge produced in the region. The flocculant used in the wastewater treatment plants in the Region of Murcia is (SO₄)₃Fe₂. This type of flocculant does not negatively affect the properties of the soil.

Table 2. Organic contaminants in the sewage sludges applied to the soil.

Parameters		SS First Year	SS Second Year	Proposed Limits [18]
PAH (µg/kg)	Naftalene	1.20 (0.01)	<LC	
	Acenaphthylene	142.50 (2.27)	<LC	
	Acenaphthene + Fluorene	170.00 (1.79)	57.09 (2.01)	
	Fenantrene	1.10 (0.05)	105.00 (1.03)	
	Anthracene	20.25 (1.18)	2.66 (0.89)	
	Fluorantene	34.95 (2.26)	<LC	
	Pyrenean	86.45 (3.50)	128.00 (6.47)	
	Benzo[a]anthracene	3.17 (0.06)	16.50 (0.93)	
	Crisene	2.48 (0.48)	3.92 (0.19)	
	Benzo[b]fluorantheon	0.81 (0.02)	1.39 (0.03)	
	Benzo[k]fluorantheon	1.25 (0.04)	0.42 (0.01)	
	Benzo[a]pyrenean	3.71 (0.02)	1.00 (0.02)	
	Dibenzo[ah]anthracene	2.05 (0.06)	<LC	
	Benzo[ghi]perilene	<LC	4.08 (0.24)	
	Indeno[123cd]pyrenean	3.17 (0.29)	<LC	
ΣPAH (µg/kg)		469.50 (5.17)	320.00 (3.20)	6000 µg/kg
LAS (mg/kg)	C10	21.65 (1.03)	0.46 (0.03)	
	C11	133.00 (1.22)	2.24 (0.19)	
	C12	214.00 (2.56)	1.80 (0.08)	
	C13	259.00 (2.83)	1.40 (0.08)	
ΣLAS (mg/kg)		627.00 (3.27)	5.91 (0.72)	2600 mg/kg
NPE (µg/kg)	NP2E0	0.04 (0.01)	<LC	
	NP1E0	0.24 (0.01)	0.01 (0.00)	
	NP	<LC	0.18 (0.01)	
ΣNPE (µg/kg)		1.66 (0.03)	0.19 (0.01)	50.000 µg/kg
DEHP (mg/kg)		0.81 (0.01)	0.02 (0.00)	100 mg/kg
PCB (µg/kg)	PCB 101	15.65 (1.06)	<LC	
	PCB 118	<LC	<LC	
	PCB 138	<LC	<LC	
	PCB 153	<LC	2.36 (0.61)	
	PCB 18	<LC	<LC	
	PCB 180	17.60 (1.02)	<LC	
	PCB 28	<LC	<LC	
ΣPCB (µg/kg)		<LC	2.36 (0.06)	800 µg/kg

2.2. Sampling of Vegetal Material and Soil

The soils were sampled for analysis at the beginning (after each SS addition) and end (just before harvesting) of each crop's cultivation period and stored at 4 °C until analysis.

At the end of the second and third crop's cultivation, a central 1.20 m wide band was mechanically harvested in each plot, and yields were calculated in kg ha⁻¹. The ears and straw were separately weighed both fresh and after being dried in an oven at 65 °C. The ears were threshed, and the grain weight was calculated both fresh and having been dried at 65 °C. The representative straw and grain samples were ground and analyzed for macro- and micro-nutrient and heavy metal contents and for the determination of the presence of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. Organic pollutant content was determined in the grain and straw of the third crop.

2.3. Analytical Methods

2.3.1. Physicochemical and Chemical Parameters

Electrical conductivity (EC) and pH were measured in a 1/5 (*w/v*) aqueous solution using a conductivity meter (Crison CM 2200; Crison Hach Lange, Alella, Spain) and a pH meter (Crison GLP21), respectively. To determine soil bulk density, a cylindrical container of known volume (V) and weight was used to collect an undisturbed soil sample. The container and soil were weighed after drying (P), and the bulk density values were obtained

via the ratio P/V [32]. The water-holding capacity (WHC) of the soil was determined by weighing the amount of water retained in a saturated paste of the soil after submitting it to 1/3 atm of pressure [32]. Organic C and N were determined using a LECO TruSpec C/N/S automatic elemental analyzer (St. Joseph, MI, USA) [33]. The nutrient and heavy metal contents in the vegetal material and soil were analyzed after microwave digestion in 65% HNO₃ using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES, model ICAP 6500 DUO THERMO, Thermo Scientific, Wilmington, DE, USA) [33].

2.3.2. Soil Respiration and Biochemical Parameters

For soil respiration, 15 g of the moistened soil was incubated for 21 days, during which time any CO₂ produced was assessed with an infrared gas analyzer (Toray PG-100, Toray Engineering Co., Ltd., Tokyo, Japan) [34]. Basal respiration indicates the amount of CO₂ that was produced per day during the incubation period, and it is expressed as mg C-CO₂/kg soil day. Dehydrogenase activity was measured using p-iodonitrotetrazolium chloride (INT) as a substrate [35]. For β-glucosidase and alkaline phosphatase activities, modified universal buffer (MUB; pH 6) and 0.025 M p-nitrophenyl-β-D-glucopyranoside or MUB (pH 11) and 0.025 M p-nitrophenyl-phosphate were used, respectively [36,37]. Soil urease was quantified colorimetrically as the NH₄⁺ produced after incubating (37 °C, 2 h) 1 g of the soil in 4 mL of borate buffer (pH 10) and 0.5 mL of 0.48% urea [38]. The glycine-aminopeptidase activity was determined by the addition of 2 mL of 50 mM tris-HCl buffer at pH 7 and 2 mL of 50 mM glycine p-nitroaniline substrate to 0.5 g of the soil and by the colorimetric measurement of the p-nitroaniline formed after incubating the suspension for 2 h at 40 °C [39].

2.3.3. Pathogenic Microorganisms

For the determination of *Escherichia coli*, a suspension of the samples in 100 mM phosphate buffer (pH = 7.2) (1:10 w:v) was homogenized for 10 min in a rotary shaker; then, the fecal Streptococci was analyzed via the membrane filtration technique (in Chromocult growth medium for coliforms). For the detection of *Salmonella* sp., the pre-treated sample was plated in Rappaport Vassiliadis broth (Merck 7700, Darmstadt, Germany). Three series of five tubes were prepared: 10 mL of the sample was sown in the first, 1 mL in the second, and 0.1 mL in the third. After 24 h of incubation at 45 °C, 100 μL of each positive tube was sown on modified brilliant green agar (OXOID, CM 329, Waltham, MA, USA), and the plates were incubated at 37 °C for 24 h. In this medium, *Salmonella* colonies were colored red. Those colonies that were red in color indicated *Salmonella* and were sown on iron-lysine agar (OXID; 381); the only known groups of Enterobacteriaceae that regularly decarboxylate lysine rapidly and produce large amounts of hydrogen sulfide are the members of the *Salmonella* and Arizona groups. Finally, and when the above qualities had been confirmed, an agglutination test was performed using the A-S polyvalent serum (Wellcome, London, UK). If agglutination occurred, we were able to confirm the presence of a species of the genus *Salmonella*.

2.3.4. Organic Contaminants

DEHP, NPE, and PCB were simultaneously extracted from the sewage sludge, soil, or plants with n-hexane via sonication-assisted extraction and were then simultaneously determined by gas chromatography–mass spectrometry [40]. LAS and PAH were simultaneously extracted from the samples with methanol via sonication-assisted extraction and cleaned up by solid-phase extraction [41]; subsequently, they were separately determined through high-performance liquid chromatography (HPLC) with a diode array (DAD) and fluorescence (Fl) detectors [41].

2.4. Statistical Analysis

The data were analyzed using the SPSS 19.0 software (IBM SPSS statistics, Inc., Chicago, IL, USA). A one-way analysis of variance (ANOVA) was used to identify the effects of the

treatments on soil characteristics. The normality (Shapiro–Wilk test) and homoscedasticity (Levene’s test) of the data were previously tested, and the ANOVA post hoc analyses were based on Tukey’s honestly significant difference (HSD) test ($p \leq 0.05$). The significance of the differences between the control and amended soil in grain yields, soil density, and water-holding capacity was tested using Student’s *t*-test.

3. Results

3.1. Effects on Soil Characteristics

3.1.1. Agronomic, Microbiological, and Biochemical Soil Parameters

Soil density and soil water-holding capacity (WHC) were analyzed only at the end of the third crop’s cultivation since changes in soil’s physical parameters occur more slowly than in microbiological and biochemical parameters. At the end of the third crop’s cultivation, the amended soil showed a significantly ($p \leq 0.05$) lower density (1.12 g/cm^3) than the control soil (1.21 g/cm^3). The WHC was higher in the amended soil (55.14%) than in the control soil (53.17%), although the difference was not statistically significant. The pH values varied little throughout the three years of wheat cultivation and were not affected by the addition of the SS to the soil (Table 3), ranging from 8.5 to 9.0.

Regarding the nutritional parameters of agronomic value, the soil N content increased in the three crops to which the SS was added; differences from the control soil were more noticeable in the second and third crops (Figure 1). It is noteworthy that despite no sludge being added to the third wheat crop, soils that received SS exhibited higher N contents than the control. Such a result highlights the positive residual effect of the successive additions of the SS to the soil. Soil nitrate content was also higher in the amended soils than in the control (Table 3).

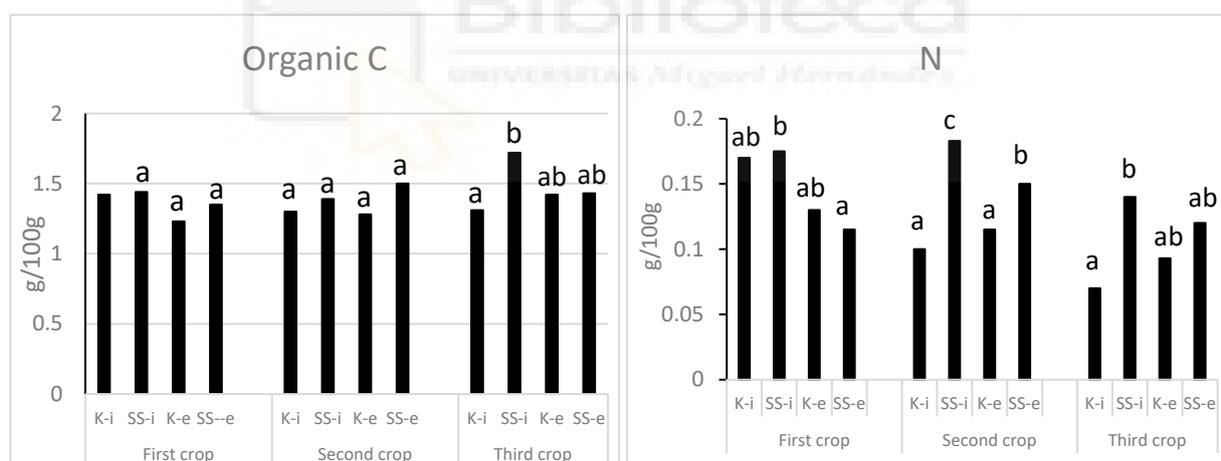


Figure 1. Changes in the soil organic carbon and nitrogen contents throughout cultivation. For each crop, the bars with the same letter are not statistically different according to Tukey’s test ($p \leq 0.05$). K-i and K-e: the control soil at the start and end of the crop’s cultivation, respectively. SS-i and SS-e: the amended soil at the start and end of the crop’s cultivation, respectively.

The organic C content increased slightly with the addition of the SS; however, this content only was significantly ($p \leq 0.05$) higher than the control at the start of the third crop’s cultivation period (Figure 1). This may be due to the fact that the applied dose of SS was not very high, so the amount of organic C provided (along with the spatial variability of the soil) was insufficient for the increases to be statistically significant.

In general, the amended soils showed, in the three crops, a higher content of sulfates and nitrates than the control (Table 3). The contents of the rest of the analyzed macro- and micro-nutrients were quite similar in the amended and control soils (Table 3).

Table 3. Changes in soil characteristics throughout wheat cultivation (with standard deviations in parentheses).

FIRST CROP	Control-Initio	SS-Initio	Control-End	SS-End
pH	8.99 (0.04)	9.08 (0.05)	9.18 (0.05)	9.12 (0.03)
Electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	118.03 (5.32)	119.33 (6.12)	114.3 (6.27)	122.17 (5.28)
Ammonium ($\text{mg N-NH}_4/\text{kg}$)	<2.5	<2.5	<2.5	<2.5
Total P ($\text{g}/100\text{ g}$)	0.03 (0.01)	0.03 (0.00)	0.02 (0.00)	0.03 (0.01)
Total K ($\text{meq}/100\text{ g}$)	0.69 (0.03)	0.70 (0.02)	0.55 (0.05)	0.55 (0.06)
Fe (mg/kg)	16,677 (450)	16,709 (448)	14,028 (515)	17,384 (715)
Mg ($\text{g}/100\text{ g}$)	1.29 (0.27)	1.34 (0.27)	1.65 (0.18)	1.57(0.17)
Mn (mg/kg)	286 (12.42)	288 (13.29)	182 (10.15)	199 (11.59)
Ca ($\text{g}/100\text{ g}$)	10.80 (0.71)	11.65 (0.81)	14.0 (0.80)	16.63 (0.67)
Chlorides (mg/kg)	71.43 (9.32)	57.78 (7.43)	91.57 (11.35)	76.00 (10.51)
Nitrates (mg/kg)	529.36 (120)	561.41 (134)	82.31 (23)	250.11 (69)
Phosphates (mg/kg)	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Sulphates (mg/kg)	121.0 (49)	89.93 (44)	50.25 (15)	74.66 (18)
SECOND CROP				
pH	8.85 (0.06)	8.61 (0.07)	8.63 (0.07)	8.58 (0.05)
Electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	134.20 (20.02)	174.48 (16.89)	182.6 (19.36)	293.42 (11.03)
Ammonium ($\text{mg N-NH}_4/\text{kg}$)	<2.5	16.10 (0.05)	<2.5	<2.5
Total P ($\text{g}/100\text{ g}$)	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)
Total K ($\text{meq}/100\text{ g}$)	0.66 (0.07)	0.63 (0.08)	0.65 (0.06)	0.56 (0.07)
Fe (mg/kg)	11,200 (716)	10,625 (1332)	17,000 (1308)	12,674 (2308)
Mg ($\text{g}/100\text{ g}$)	1.38 (0.06)	1.26 (0.09)	1.39 (0.22)	1.39 (0.23)
Mn (mg/kg)	287.5 (27.15)	286.88 (31.48)	266.6 (30.27)	242.63 (28.96)
Ca ($\text{g}/100\text{ g}$)	8.6 (0.56)	9.13 (0.75)	10.7 (1.02)	13.53 (2.77)
Chlorides (mg/kg)	17.1 (1.05)	17.2 (2.93)	7.99 (0.96)	7.49 (0.65)
Nitrates (mg/kg)	23.3 (3.27)	97.9 (22.55)	6.21 (2.12)	9.69 (2.87)
Phosphates (mg/kg)	<0.1	<0.1	<0.5	<0.5
Sulphates (mg/kg)	15.28 (2.17)	25.63 (5.32)	4.65 (1.10)	5.88 (1.21)
THIRD CROP				
pH	8.61 (0.04)	8.65 (0.05)	8.50 (0.04)	8.54 (0.03)
Electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	116.3 (9.22)	117.11 (10.73)	127.5 (8.54)	134.53 (5.91)
Ammonium ($\text{mg N-NH}_4/\text{kg}$)	8.79 (0.05)	8.53 (0.05)	<2.5	<2.5
Total P ($\text{g}/100\text{ g}$)	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)	0.03 (0.01)	0.03 (0.01)
Total K ($\text{meq}/100\text{ g}$)	0.61 (0.04)	0.55 (0.06)	0.65 (0.05)	0.69 (0.06)
Fe (mg/kg)	14,375 (1.302)	13,626 (1405)	16,377 (1505)	17,273 (2700)
Mg ($\text{g}/100\text{ g}$)	1.00 (0.02)	0.88 (0.03)	1.47 (0.10)	1.25 (0.11)
Mn (mg/kg)	254.7(24.03)	241.53(20.28)	279.43 (23.17)	276.73 (25.10)
Ca ($\text{g}/100\text{ g}$)	10.1 (0.98)	8.9 (1.05)	13.2 (1.02)	13.45 (0.97)
Chlorides (mg/kg)	15.96 (1.32)	15.40 (1.52)	7.71 (1.29)	9.54 (2.6)
Nitrates (mg/kg)	19.25 (6.54)	28.69 (9.17)	13.01 (2.01)	23.31 (1.92)
Phosphates (mg/kg)	<0.6	6.42 (0.43)	<0.1	<0.1
Sulphates (mg/kg)	17.77 (2.53)	22.71 (2.16)	9.8 (0.06)	16.65 (2.79)

Microbiological and biochemical parameters are much more sensitive than physical or chemical parameters to any changes occurring in the soil. Thus, the amended soils showed significantly ($p \leq 0.05$) higher microbial respiration values than those of the control at all the sampling times (Figure 2), indicating the stimulation of microbial activity in these soils. Dehydrogenase activity, which is also an indicator of the overall metabolic activity of microorganisms [42,43], also tended to be higher in the amended soils, particularly in the second and third crops (Figure 2).

The B-glucosidase activity was not affected by the incorporation of the sludge in the first crop; meanwhile, at the start of the second crop's cultivation (after the addition of the sludge) and at the end of the third crop's cultivation, the amended soils showed higher β -glucosidase activity than the respective controls. Likewise, the amended soils tended to show higher phosphatase activity than the controls, particularly in the second and third crops, with differences from the control being statistically significant ($p \leq 0.05$) in

most cases. In contrast, a significant ($p \leq 0.05$) decrease in urease activity was observed with the incorporation of the SS at all the sampling points (except at the end of the third crop's cultivation). However, the addition of SS did not appear to have any effect on the glycine-aminopeptidase activity (Figure 2).

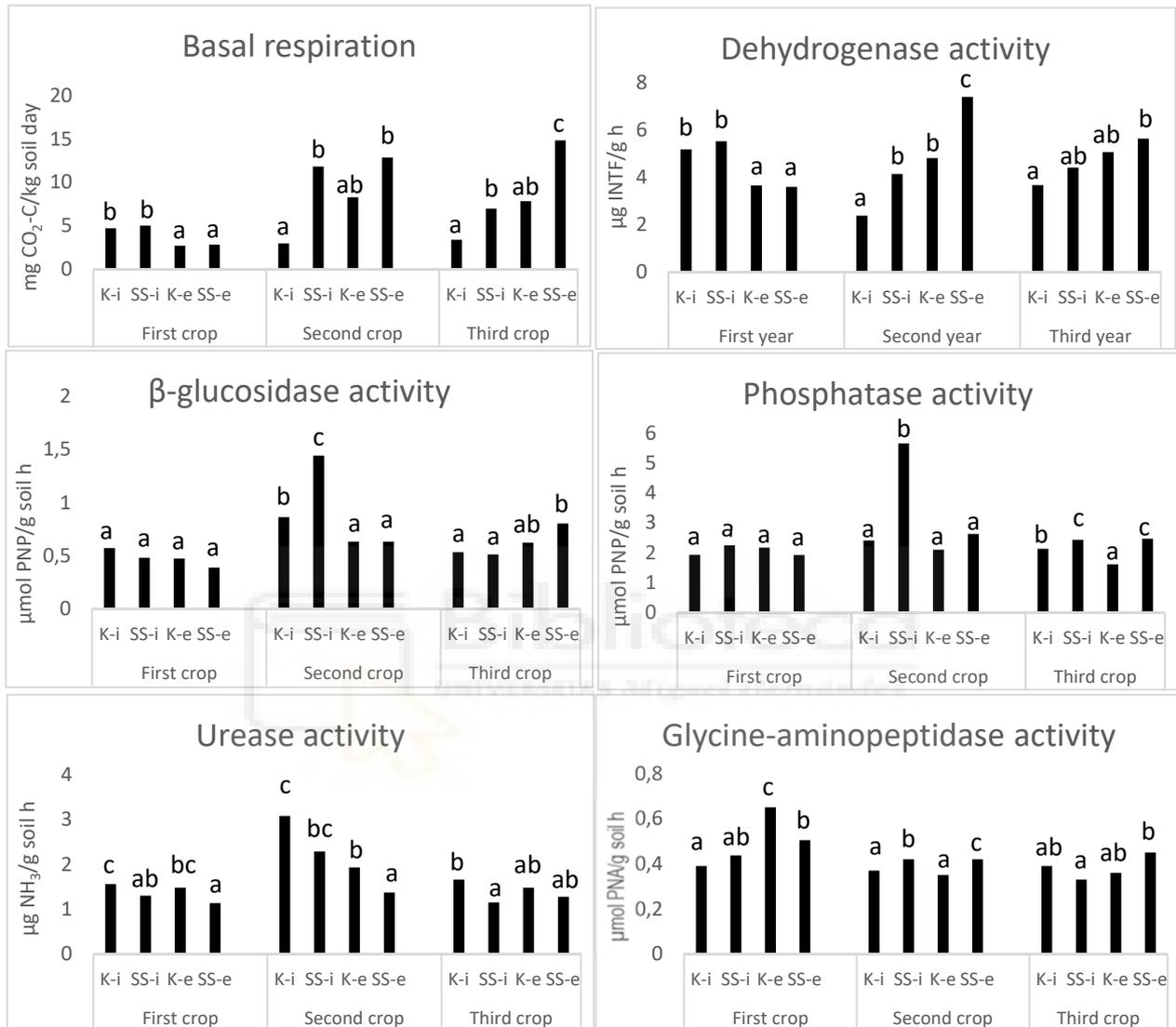


Figure 2. Changes in the soil basal respiration and enzyme activity throughout cultivation. For each year, the bars with the same letter are not statistically different according to Tukey's test ($p \leq 0.05$). K-i and K-e: the control soil at the start and end of the crop's cultivation, respectively. SS-i and SS-e: the amended soil at the start and end of the crop's cultivation, respectively.

3.1.2. Potential Hazardous Parameters

As shown in Table 4, the incorporation of the SS at the dose used in this assay did not cause the salinization of the soil; the treated and control soils showed similar EC values. Similarly, the heavy metal content did not increase with the addition of the SS, and there were no differences between the control and the treated soil at the different sampling points established (Table 4).

No presence of *Salmonella* was observed in the different soils analyzed, while in the first crop, the amended soils exhibited contamination with *Escherichia coli* at the start of the crop's cultivation (just after the addition of the SS), which had disappeared by the end of the crop's cultivation (Table 4)

Table 4. Variation in the heavy metal content and pathogens in the soils throughout crop cultivation.

FIRST CROP	Control-Initio	SS-Initio	Control-End	SS-End
Ni (mg/kg)	11.46 (2.95)	13.255 (3.00)	8.90 (0.63)	9.54 (0.56)
Cu (mg/kg)	39.08 (1.02)	39.24 (1.19)	4.99 (0.53)	5.93 (0.77)
Zn (mg/kg)	28.16 (1.23)	27.84 (1.39)	19.27 (1.45)	20.98 (1.82)
As (mg/kg)	0.74 (0.11)	0.67 (0.12)	4.32 (0.22)	3.31 (0.44)
Cr (mg/kg)	28.04 (0.99)	28.23 (1.07)	13.19 (1.82)	15.86 (1.02)
Pb (mg/kg)	22.13 (1.13)	20.37 (1.36)	11.00 (0.43)	9.58 (0.41)
<i>E. coli</i> (UFC/g)	<10	<40	<10	<10
<i>Salmonella</i> in 25 g	Absence	Absence	Absence	Absence
SECOND CROP				
Ni (mg/kg)	10.95 (1.03)	10.60 (1.29)	11.49 (0.83)	11.01 (0.99)
Cu (mg/kg)	5.96 (0.65)	6.16 (0.68)	7.72 (0.53)	7.64 (0.86)
Zn (mg/kg)	19.23 (1.27)	19.92 (2.15)	28.98 (4.32)	26.41 (5.86)
As (mg/kg)	1.30 (0.15)	1.07 (0.18)	0.42 (0.33)	0.81 (0.56)
Cr (mg/kg)	25.40 (2.53)	24.47 (3.11)	32.89 (2.63)	29.03 (4.09)
Pb (mg/kg)	14.90 (0.99)	12.90 (1.10)	20.84 (1.80)	16.50 (2.30)
<i>E. coli</i> (UFC/g)	<10	<10	<10	<10
<i>Salmonella</i> in 25 g	Absence	Absence	Absence	Absence
THIRD CROP				
Ni (mg/kg)	10.45 (0.99)	9.75 (1.07)	12.82 (1.03)	12.59 (1.12)
Cu (mg/kg)	7.89 (0.76)	7.93 (0.82)	8.78 (0.63)	9.32 (0.76)
Zn (mg/kg)	19.20 (1.53)	20.00 (1.78)	22.51 (1.42)	24.29 (1.99)
As (mg/kg)	0.76 (0.19)	0.50 (0.20)	0.73 (0.15)	0.55 (0.19)
Cr (mg/kg)	28.17 (1.86)	26.36 (2.28)	29.39 (1.36)	29.77 (2.59)
Pb (mg/kg)	17.22 (0.47)	15.06 (0.57)	19.25 (0.72)	18.03 (0.84)
<i>Escherichia coli</i> (CFU/g)	<10	<10	<10	<10
<i>Salmonella</i> in 25 g	Absence	Absence	Absence	Absence

In all the samples, Hg < 0.1 mg/kg and Cd < 0.5.

Persistent organic pollutants (LAS, PAH, NPE, DEHP, and PCB), identified by the EU as possible contaminants that should be controlled in the future use of SS [17], were analyzed in the soils at the start of the first and second crops' cultivation and at the end of the third crop's cultivation.

As shown in Table 5, the LAS contents increased with the addition of the SS at the start of the first crop, whereas the PAH contents increased with the addition of the SS at the start of the second crop's cultivation. However, these values were very low and decreased with time, with the amended soil showing similar or even lower values than the control by the end of the third crop's cultivation. In both the control and amended soils, the rest of the organic pollutants analyzed (NPE, DEHP, and ΣPCB) were found in negligible quantities or amounts beneath the limits of quantification.

Table 5. Evolution of the organic contaminant content in the soils throughout wheat cultivation.

Organic Contaminant	Initio First Crop		Initio Second Crop		End Third Crop	
	Control	SS	Control	SS	Control	SS
Naftalene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Acenaphthylene	395 (7.89)	122 (5.93)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Acenaphthene + Fluorene	429 (8.32)	637 (10.24)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Fenantrene	34 (2.25)	36.8 (3.26)	879 (22.32)	1150 (91.24)	19.38 (1.67)	6.60 (0.86)
Anthracene	368 (7.23)	436.8 (4.82)	<LQ	<LQ	2.68 (0.27)	0.69 (0.06)
Fluorantene	378 (9.47)	440 (10.50)	769 (9.24)	1035 (0.76)	<LQ	<LQ
Pyrenean	233 (9.43)	443 (10.22)	5063 (115.24)	11,239 (187.89)	5.98 (0.89)	4.48 (1.22)

Table 5. Cont.

Organic Contaminant	Initio First Crop		Initio Second Crop		End Third Crop		
	Control	SS	Control	SS	Control	SS	
Benzo[a]anthracene	357 (7.28)	467 (9.53)	736 (11.04)	238 (7.31)	<LQ	<LQ	
Crisene	181 (2.25)	178 (3.32)	234 (5.24)	511 (7.32)	10.83 (0.89)	0.37 (0.03)	
Benzo[b]fluoranthene	112 (5.09)	101 (2.17)	493 (5.76)	331 (4.28)	6.70 (0.99)	<LQ	
Benzo[k]fluoranthene	162 (3.27)	<LQ	56 (1.43)	246 (3.89)	9.73 (1.14)	<LQ	
Benzo[a]pyrene	<LQ	244 (2.12)	<LQ	<LQ	8.70 (0.57)	<LQ	
Dibenzo[ah]anthracene	390 (5.23)	321 (6.09)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
Benzo[ghi]perilene	<LQ	<LQ	335	744	1.76	<LQ	
Indeno[123cd]pyrene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4.78	<LQ	
ΣPAH (ng/kg)	3039 (18.22)	3427 (15.77)	8565 (96.84)	15,494 (117.32)	70.54 (8.93)	12.14 (1.12)	
LAS (µg/kg)	Q10	0.83 (0.03)	1191 (4.86)	25 (1.16)	22 (1.93)	4.34 (0.78)	0.63 (0.76)
	Q11	5.18 (0.57)	6195 (5.92)	128 (2.18)	61 (2.45)	6.32 (0.89)	<LQ
	Q12	7.32 (0.86)	8888 (3.97)	187 (3.91)	126 (3.27)	11.86 (1.65)	0.82 (0.06)
	Q13	4.85 (0.06)	6213 (5.16)	148 (7.42)	41 (4.18)	5.49 (1.18)	<LQ
ΣLAS (µg/kg)	18.18 (1.27)	25,914 (12.04)	488 (3.23)	250 (3.82)	28.01 (2.26)	1.45 (0.09)	
NPE (µg/kg)	NP2EO	0.38 (0.01)	0.37 (0.06)	<LQ	<LQ	0.14 (0.01)	<LQ
	NP1EO	1.25 (0.19)	1.12 (0.06)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	NP	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
ΣNPE (µg/kg)	1.63 (0.09)	1.49 (0.19)	<LQ	<LQ	0.14 (0.01)	<LQ	
DEHP (µg/kg)	DEHP	11.3 (1.11)	12.63 (1.02)	12.9 (1.05)	2.38 (0.10)	0.17 (0.03)	<LQ
PQB (µg/kg)	PQB 101	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	PQB 118	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	PQB 138	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	PQB 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	PQB 18	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	PQB 180	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	PQB 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	PQB 52	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
ΣPQB (µg/kg)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	

PAH: aromatic hydrocarbons; LASs: linear alkylbenzene sulphonates; NP: nonylphenol; NPE monoethoxylated nonylphenol; NPE: diethyloxyated nonylphenol; DEHP: di-(2-ethyl-hexil) ftalate; PQBs: polychlorinated biphenyls; <LQ: below quantification limit.

3.2. Effects on Plants

The grain and straw production were evaluated in the second and third wheat crops. As shown in Figure 3, the grain yields in the amended soils were 11% and 16% higher than those of the control for the second and third crops, respectively. In both the crops, the N contents in the grain and straw were higher in the plants from the amended soils than in the control plants (Table 6). The grain of the amended soils also had higher K and Ca contents than that of the control soil. The addition of the SS did not increase the contents of heavy metals in the plants, with heavy metal concentrations being similar in the amended and control plants (Table 6). The *Escherichia coli* content in both the straw and grain was <10 CFU in both the crops, and no presence of *Salmonella* was observed in 25 g of plant material.

The concentration of organic pollutants in the plant material of the third crop was then determined; we observed that both the grain and the straw contained small amounts of PAH and LAS. Their values in the plants of the amended soils were similar and even somewhat lower than those in the control plants (Table 7). The rest of the organic pollutants analyzed were generally present in amounts beneath the limit of quantification.

Table 7. Organic contaminants in the grain and straw (dwt) of the third wheat crop (with standard deviations in parentheses).

Organic Contaminants	Grain		Straw	
	Control	Amended Soil	Control	Amended Soil
ΣNPE (μg/kg)	<LQ	<LQ	<LQ	14.17 (1.76)
Naftalene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Acenaphthylene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Acenaphthene + Fluorene	<LQ	18.9	<LQ	<LQ
Fenantrene	<LQ	LQ	<LQ	<LQ
Anthracene	107 (3.5)	<LQ	61.0 (2.95)	<LQ
Fluorantene	<LQ	<LQ	<LQ	38.5 (1.24)
Pyrenean	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Benzo[a]anthracene	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Crisene	<LQ	25.3	<LQ	<LQ
Benzo[b]fluorantheon	48 (2.80)	90.0 (3.47)	4.8 (0.28)	24.8 (0.99)
Benzo[k]fluorantheon	8.4 (0.19)	<LQ	<LQ	<LQ
Benzo[a]pyrenean	1.8 (0.09)	<LQ	<LQ	<LQ
Dibenzo[ah]anthracene	<LQ	<LQ	<LQ	3.7 (0.22)
Benzo[ghi]perilene	2.1 (0.03)	<LQ	<LQ	<LQ
Indeno[123cd]pyrenean	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Indeno[123cd]pireno	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
ΣPAH (μg/kg)	167.3 (10.7)	134.2 (8.47)	66.8 (5.32)	67.0 (4.16)
C10	4.2 (0.59)	2.6 (0.43)	22.3 (2.57)	17.0 (3.83)
C11	10.5 (1.05)	4.0 (0.23)	75.7 (8.79)	61.8 (9.52)
C12	23.5 (2.19)	11.8 (1.43)	139.5 (5.43)	133.0 (4.86)
C13	4.8 (0.25)	1.2 (0.06)	30.7 (5.12)	40.3 (4.32)
ΣLAS (μg/kg)	43.0 (3.24)	19.6 (2.32)	268.2 (9.84)	252.1 (11.02)
NP	<LQ	<LQ	<LQ	9.02
NP1EO	<LQ	<LQ	<LQ	2.32
NP2EO	<LQ	<LQ	<LQ	2.83
DEHP	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 101	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 118	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 138	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 153	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 18	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 180	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 28	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
PCB 52	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
ΣPCB (μg/kg)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ

PAH: aromatic hydrocarbons; LASs: linear alkylbenzene sulphonates; NP: nonylphenol; NP1EO: monoethoxylated nonylphenol; NP2EO: diethyloxylated nonylphenol; DEHP: di-(2-ethyl-hexil) ftalate; PQBs: polychlorinated biphenyls; <LQ: below quantification limit.

4. Discussion

4.1. Agronomic, Microbiological, and Biochemical Soil Parameters

One of the main advantages of the application of organic amendments to soil is the resulting improvements in its physical properties [44]. In this study, we observed a positive effect of the addition of sludge on soil's physical properties, leading to a significant reduction ($p \leq 0.05$) in soil density and a slight increase in WHC. These effects, clearly positive for the fertility and productivity of soil, are strongly related to the exogenous contribution of organic matter, and its influence will last in the soil as long as the said organic matter is protected from microbial attack that is associated either with the surface of the clays or located inside the micropores. Improved soil structure and water retention can lead to better crop performance, particularly in environments with scarce water. Diacono and Montemurro [45] reviewed long-term experiments (3–60 years) on the effects of organic

amendments and concluded that the regular addition of organic waste increased the soil's physical fertility by improving aggregate stability and decreasing soil bulk density.

Likewise, the amended soils were observed to have higher N contents than the control at both the start and end of the second and third crop's cultivation periods; such higher N contents result in greater fertility (Figure 1) and are consistent with the higher N content and resultant protein content observed in the grain of the plants from the amended soils (Table 6). The higher N content in the second and third crops is a result of the combined effects of the residual N from the initial application of the SS, slow nutrient release, enhanced microbial activity, and gradual cumulative improvements in soil fertility.

The higher contents of some macro-nutrients such as K and Ca in the plant material suggest that sludge mobilizes nutrients in the soil, thus favoring their uptake by plants [22,46]. K is essential for various physiological functions in plants, including enzyme activation, photosynthesis, protein synthesis, and osmoregulation. In turn, Ca is important for cell wall structure and stability, root development, and nutrient uptake. It is involved in signal transduction and helps to mitigate the effects of abiotic stress [47].

It should be noted that although many researchers have described an increase in the content of organic C (and therefore of organic matter) with the addition of sludge as an amendment [7,48], in our case, the increase in organic C was only significant ($p < 0.05$) at the start of the third crop's cultivation period (Figure 1). This may be attributed to several factors. Firstly, only two applications of the sludge were made, and further successive applications may be necessary to induce a significant increase in soil organic C. Additionally, the dose of SS used was relatively low (14 t/ha in the first crop and 16 t/ha in the second crop) and may have been insufficient to cause a detectable increase in organic C content. Furthermore, the increase in organic C was only significant at the start of the third crop's cultivation, suggesting that more time and repeated applications are required to bring about notable changes in the soil's organic C content. Parat et al. [49] carried out a long-term experiment (20 years) in which sewage sludge was added to fluvisol soil at the doses of 10 and 100 t/ha every two years; the authors observed that the highest SS dose produced a stronger effect on the organic C content and microbial diversity than the lowest dose. The increase in organic C observed at the start of the third crop's cultivation (despite sludge not being applied to this third crop) can be attributed to the plant remains provided by the previous crops, which were more abundant in the amended soils than in the control.

The increased microbial respiration and dehydrogenase activity detected in the amended soils (Figure 2) shows that the addition of the SS stimulates the microbial activity of the soil to which it is applied. This results in the increased potential of microorganisms to synthesize enzymes such as the hydrolases determined in this study. In agreement with our results, Dhanker et al. [50] observed a dose-dependent increase in dehydrogenase activity with the application of sludge in their 120-day incubation trial using soil amended with different doses of sludge. They attributed this increase to the low-molecular-weight proteins and nutrients added to the soil with the SS, which stimulate microorganism growth.

Urease is an extracellular enzyme that catalyzes the hydrolysis of urea or urea-like substrates to produce CO_2 and NH_3 as the products of the hydrolytic reaction. The synthesis of this enzyme can result in large losses of nitrogen in soils in the form of ammonia, with consequent economic repercussions. The fact that the amended soils had a lower urease activity than the control (Figure 2) is of great agronomic interest because urease activity causes the more gradual release of ammonium, thereby preventing its loss by volatilization and favoring the utilization of N by the crop. Likewise, the higher phosphatase activity detected in the amended soils at the start and end of the second and third crop's cultivation (Figure 2) is of significant agronomic relevance since this enzyme catalyzes the transformation of the organic forms of P (the esters and anhydrides of phosphoric acid) to inorganic P, thus making it available to plant roots. In agreement with our results, Roy et al. [51] observed an increase in alkaline phosphatase and dehydrogenase activity in soils amended with 58 t/ha of SS.

β -Glucosidase is an enzyme that plays a critical role in the carbon cycle by breaking down β -glucosides into glucose, which is an energy source readily available to soil microorganisms. This process is essential for the decomposition of organic matter and the release of nutrients. The increased β -glucosidase activity in the SS-amended soils indicates enhanced microbial activity and the decomposition of organic matter, thus contributing to improved soil fertility. The absence of significant differences in the β -glucosidase activity between the control and the SS-amended soils during the first crop cycle could be due to the initial microbial community's structure and the time required for the microbes to adapt to the new organic inputs from the SS. The increased β -glucosidase activity in the subsequent crop cycles would suggest that the microbial community had adapted to the SS amendments, leading to enhanced enzyme production and the breakdown of organic matter [47].

The enzyme glycine-aminopeptidase catalyzes the hydrolysis of proteins, and its increased presence at the start of the first and second crop's cultivation in the amended soils indicates that the SS provides protein compounds that can act as substrates for this enzyme, thus stimulating the N cycle in the soil and favoring the availability of this nutrient to the plant.

Overall, the enzyme activities along with other soil health indicators suggest that the SS amendments positively impact the soil quality, particularly over successive crop cycles. The increased microbial and enzyme activities could indicate the better availability of nutrients and soil fertility, both of which bolster sustainable agricultural practices.

4.2. Potential Hazardous Parameters

Another observation of interest is that there was no increase in soil salinization with the addition of the SS; the EC values did not exceed 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Table 3) in any case, and this finding is of significant interest from an environmental perspective. Likewise, the contents of heavy metals in the soil were always below the limitations stipulated for agricultural soils, and no differences in the heavy metal contents in the soil or plants (grain or straw) were observed between the amended soils and the control soil at the different sampling times (Tables 4 and 6). This suggests that the use of high-quality sludge (i.e., that with low heavy metal content) at low doses does not introduce the risk of metal contamination. However, this does not mean that there should be no "control" of this parameter, since heavy metals accumulate in soils and therefore should be continuously monitored.

In all three crops, the addition of the sludge increased the nitrate content in the soil with respect to the control (Table 3), thus favoring the absorption of this nutrient by the plants. That said, an increase in the soil nitrate content may increase the risk of environmental contamination via nitrate leaching. However, the nitrate contents in the soils of the second and third crops were very low. In any case, this parameter must be controlled in order to avoid contamination problems arising from nitrate leaching.

We can further conclude that the application of the sludge does not introduce any problems associated with the pathogenic microorganisms *Salmonella* and *Escherichia coli* (Table 4). The dilution of these microorganisms in the soil, the time elapsed, the soil temperature, and the survival rate of these microorganisms sufficiently justify their non-persistence in the soil. As indicated with the heavy metals, the fact that we observed no problems does not mean that their existence should not be controlled. In addition, perhaps particular control should be exerted over the time at which the sludge is applied to the soil by handlers; such specific timing is crucial to prevent the aforementioned problems.

Some of the pollutant organic compounds analyzed, such as LAS and PAH, were present in the control soil and increased in abundance after the addition of the sludge (Table 5). However, the ΣPAH content (3.04–15.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ soil) and ΣLAS content (0.01–25.9 mg/kg soil) were very low, and these compounds were degraded throughout the experimental period. In agreement with this result, Ekmekyapar and Çeltikli [52] observed a decrease in LAS concentrations ranging from 41 to 63% within their 30-day incubation experiment using soil contaminated with commercial LAS at four different levels. Jensen

et al. [53] also indicated the rapid degradation of LAS in soil, concluding that normal SS amendment does not pose a significant risk to agricultural soils.

It should be noted that high-quality SS was used in this experiment, with the LAS and PAH contents under the limits of 2600 mg/kg and 6 mg/kg for Σ LAS and Σ PAH, respectively, as established in the EU draft [18].

5. Conclusions

The results obtained in this study show that in semi-arid zones, the recycling of sludge in agricultural soils as an organic amendment or fertilizer is acceptable as long as the sludge complies with the current European legislation and its dose and handling are well controlled. It can be concluded that SS favorably influences soil fertility, stimulating microbial activity and enzyme synthesis. We deduced this from the greater microbial respiration and dehydrogenase, phosphatase, β -glucosidase, and glycine-aminopeptidase activity in the three tested soils than in the control soils, as well as the greater N content and lower urease activity, which served to prevent ammonium losses. This greater activity is due to the fact that substrates are provided with these sludges and are capable of activating enzyme synthesis (which favors the provision of nutrients to plants and microorganisms). The addition of sludge enhances the grain yield and absorption of N, Ca, and K by plants.

Regarding the potential negative effects of sludge on soil quality and the environment, we observed that although SS has salinity due to its own composition, salinity should not be a major problem if the dose of the sludge to be added is controlled and high-quality sludge is used. The same can be said for nitrates, heavy metals, organic contaminants, and pathogens. Organic pollutants are considered persistent contaminants; however, in our study, LAS and PAH, which were the most abundant organic contaminants in our SS, were found to be within safe limits and to degrade over time. This aligns with other studies showing the rapid degradation of these compounds in the soil, indicating that normal sludge amendments do not pose a significant risk to agricultural soils. It is important that we expand our collective scientific and technical knowledge of organic pollutants (concerning their degradability when they reach the soil from sludge or their degradability when such sludge's organic matter content undergoes transformation). In general, special attention should be paid to the contents of LAS and PAH, whose monitoring in sludge is of great interest.

The data from this study provide robust evidence supporting the positive impacts of high-quality SS amendments on soil health and crop productivity. By improving soil structure, increasing nutrient availability, and stimulating microbial activity, SS can play a crucial role in sustainable agriculture. These findings, contextualized within the broader literature, highlight the potential of SS as a valuable soil amendment while also underscoring the importance of careful management in maximizing benefits and minimizing risks.

Based on the findings of this study, several areas warrant further research to expand our understanding of the use of sewage sludge (SS) in agriculture and optimize its benefits while mitigating potential risks. Such areas include the long-term effects of SS on soil health; the optimization of application rates and timing; and the degradation of organic pollutants. Future research in these areas will build on the current body of evidence, providing a deeper understanding of the benefits and challenges associated with the use of sewage sludge in agriculture. By addressing these research gaps, we can develop more effective, sustainable, and safe practices involving SS application, ultimately enhancing soil health, crop productivity, and the quality of our environment.

Author Contributions: Conceptualization, T.H., R.F.L.A. and C.G.; methodology, T.H., R.F.L.A. and C.G.; validation, T.H., R.F.L.A. and C.G.; formal analysis, R.F.L.A.; investigation, T.H., R.F.L.A. and C.G.; resources, T.H., R.F.L.A. and C.G.; data curation, R.F.L.A.; writing—original draft preparation, R.F.L.A.; writing—review and editing, T.H. and C.G.; visualization, R.F.L.A.; supervision, T.H. and C.G.; funding acquisition, T.H., R.F.L.A. and C.G. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research is part of the i+D+I project PID2020-114942RB-100 funded by MCIN/AEI/10.13039/501100011033. It forms part of the AGROALNEXT program and was supported by MCIN with funding from EU Next-Generation (PRTR-C17.11) and by Fundación Séneca with funding from the Autonomous Region of Murcia (CARM, Spain).

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Data is contained within the article.

Acknowledgments: The authors kindly acknowledge funding support from the AGROALNEXT program.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

1. Yagmur, M.; Arpah, D.; Gulser, F. The effects of sewage sludge treatment on triticale straw yield and its chemical contents in rainfed condition. *J. Anim. Plant Sci.* **2017**, *27*, 971–977.
2. Melo, W.; Delarica, D.; Guedes, A.; Lavezzo, L.; Donha, R.; de Araújo, A.; de Melo, G.; Macedo, F. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil: A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. *Sci. Total Environ.* **2018**, *643*, 1493–1501. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
3. Silva, J.D.; Leal, T.T.; Araújo, A.S.; Araújo, R.M.; Gomes, R.L.; Melo, W.J.; Singh, R.P. Effect of different tannery sludge compost amendment rates on growth, biomass accumulation, and yield responses of Capsicum plants. *Waste Manag.* **2010**, *30*, 1976–1980. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
4. Plaza, C.; Giannetta, B.; Fernández, J.M.; López-de-Sá, E.G.; Polo, A.; Gascó, G.; Méndez, A.; Zaccone, C. Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2016**, *225*, 150–159. [[CrossRef](#)]
5. Ding, Z.; Kheir, A.M.S.; Ali, M.G.M.; Ali, O.A.M.; Abdelaal, A.I.N.; Lin, X.; Zhou, Z.; Wang, B.; Liu, B.; He, Z. The integrated effect of salinity, organic amendments, phosphorus fertilizers, and deficit irrigation on soil properties, phosphorus fractionation, and wheat productivity. *Sci. Rep.* **2020**, *10*, 2736. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
6. Hernandez, T.; Berlanga, J.G.; Tormos, I.; Garcia, C. Organic versus inorganic fertilizers: Response of soil properties and crop yield. *AIMS Geosci.* **2021**, *7*, 415–439. [[CrossRef](#)]
7. Suhadolc, M.; Schroll, R.; Hagn, A.; Dörfler, U.; Schloter, M.; Lobnik, F. Single application of sewage sludge: Impact on the quality of an alluvial agricultural soil. *Chemosphere* **2010**, *81*, 1536–1543. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
8. Cherfouh, R.; Lucas, Y.; Derridj, A.; Merdy, P. Long-term, low technicality sewage sludge amendment and irrigation with treated wastewater under Mediterranean climate: Impact on agronomical soil quality. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25*, 35571–35581. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
9. Dhanker, R.; Chaudhary, S.; Goyal, S.; Garg, V.K. Influence of urban sewage sludge amendment on agricultural soil parameters. *Environ. Technol. Innov.* **2021**, *23*, 101642. [[CrossRef](#)]
10. Hamdi, H.; Hechmi, S.; Khelil, M.N.; Zoghlami, I.R.; Benzarti, S.; Mokni-Tlili, S.; Hassen, A.; Jedidi, N. Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. *Catena* **2019**, *172*, 11–20. [[CrossRef](#)]
11. Wolna-Maruwka, A.; Sulewska, H.; Niewiadomska, A.; Panasiewicz, K.; Borowiak, K.; Ratajczak, K. The influence of sewage sludge and a consortium of aerobic microorganisms added to the soil under a willow plantation on the biological indicators of transformation of organic nitrogen compounds. *Pol. J. Environ. Stud.* **2018**, *27*, 403–412. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Panasiewicz, K.; Niewiadomska, A.; Sulewska, H.; Wolna-Maruwka, A.; Borowiak, K.; Budka, A.; Ratajczak, K. The effect of sewage sludge and BAF inoculant on plant condition and yield as well as biochemical and microbial activity of soil in willow (*Salix viminalis* L.) culture as an energy crop. *PeerJ* **2019**, *7*, e6434. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
13. Pourcher, A.M.; Françoise, P.B.; Virginie, F.; Agnieszka, G.; Vasilica, S.; Gérard, M. Survival of faecal indicators and enteroviruses in soil after land-spreading of municipal sewage sludge. *Appl. Soil Ecol.* **2007**, *35*, 473–479. [[CrossRef](#)]
14. Clarke, B.O.; Smith, S.R. Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ. Int.* **2011**, *37*, 226–247. [[CrossRef](#)]
15. Smith, S.R. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philos. Trans. R. Soc. A* **2009**, *367*, 4005–4041. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Gibson, R.; Wang, M.J.; Padgett, E.; Beck, A.J. Analysis of 4-nonylphenols, phthalates, and polychlorinated biphenyls in soils and biosolids. *Chemosphere* **2005**, *61*, 1336–1344. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
17. Oleszczuk, P. Changes of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of sewage sludges with chosen physico-chemical properties and PAHs content. *Chemosphere* **2007**, *67*, 582–591. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
18. European Commission. *Working Document on Sludge 3rd Draft*; Document 27th April 2000; European Commission: Brussels, Belgium, 2000.

19. European Commission. Ex-Post Evaluation of Certain Waste Stream Directives. *European Commission*. 2014. Available online: https://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/target_review/Final%20Report%20Ex-Post.pdf (accessed on 26 February 2022).
20. Scotti, R.; Bonanomi, G.; Scelza, R.; Zoina, A.; Rao, M.A. Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* **2015**, *15*, 333–352. [[CrossRef](#)]
21. Hernandez, T.; Chocano, C.; Moreno, J.L.; García, C. Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. *Soil Tillage Res.* **2016**, *160*, 14–22. [[CrossRef](#)]
22. Tontti, T.; Poutiainen, H.; Heinonen-Tanski, H. Efficiently treated sewage sludge supplemented with nitrogen and potassium is a good fertilizer for cereals. *Land Degrad. Dev.* **2017**, *28*, 742–751. [[CrossRef](#)]
23. Tejada, M. Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: Effects on soil biological properties. *Geoderma* **2009**, *153*, 254–268. [[CrossRef](#)]
24. Larney, F.J.; Angers, D.A. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Can. J. Soil Sci.* **2012**, *92*, 19–38. [[CrossRef](#)]
25. Nkoa, R. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2014**, *34*, 473–492. [[CrossRef](#)]
26. Laternus, F.; von Arnold, K.; Grøn, C. Organic contaminants from sewage sludge applied to agricultural soils. False alarm regarding possible problems for food safety? *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2007**, *14*, 53–60. [[CrossRef](#)]
27. Sieciechowicz, A.; Sadecka, Z.; Myszograj, S.; Włodarczyk-Makula, M.; Wiśniowska, E.; Turek, A. Occurrence of heavy metals and PAHs in soil and plants after application of sewage sludge to soil. *Desalin. Water Treat.* **2014**, *52*, 4014–4026. [[CrossRef](#)]
28. Koyuncu, S. Occurrence of organic micropollutants and heavy metals in the soil after the application of stabilized sewage sludge. *J. Environ. Health Sci. Eng.* **2022**, *20*, 385–394. [[CrossRef](#)]
29. The Council of the European Communities. EU Council Directive (91/676/EEC) of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Off. J. Eur. Union* **1991**, *L 375*, 1–8.
30. The Council of the European Communities. European Directive 86/278/EEC, of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Off. J. Eur. Union* **1986**, *L 181*, 6–12.
31. Murcia, F.J. Lodos de Depuradora: Una Visión Integral para su Posible Aplicación a Suelos Desde una Perspectiva Agrícola (Sewage Sludge: A Comprehensive Vision for Its Possible Application to Soils from an Agricultural Perspective). Ph D. Thesis, University of Murcia, Murcia, Spain, 2013.
32. Ondoño, S.; Martínez Sánchez, J.J.; Moreno, J.L. The inorganic components of Green roof substrates impacts the growth of Mediterranean plant species as well as the C and N sequestration potential. *Ecol. Indic.* **2016**, *61*, 739–752. [[CrossRef](#)]
33. CEBAS-CSIC Ionomic Laboratory Service. Available online: http://www.cebas.csic.es/general_spain/ionomica.html (accessed on 26 February 2022).
34. Hernandez, T.; García, C. Estimación de respiración microbiana del suelo (Stimulation of soil respiration). In *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en Suelos. Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana (Techniques of Analysis of Biochemical Parameters in Soils. Enzymatic Activities and Microbial Biomass)*; Garcia, C., Gil-Soitres, F., Hernandez, T., Trasar-Cepeda, C., Eds.; Mundi-Prensa: Madrid, Spain, 2003; pp. 311–346.
35. García, C.; Hernandez, M.T.; Costa, F. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **1997**, *28*, 123–134. [[CrossRef](#)]
36. Tabatabai, M.A.; Bremner, J.M. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* **1969**, *1*, 301–307. [[CrossRef](#)]
37. Eivazi, F.; Tabatabai, M.A. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* **1988**, *20*, 601–606. [[CrossRef](#)]
38. Kandeler, E.; Gerber, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils* **1988**, *6*, 68–72. [[CrossRef](#)]
39. Sinsabaugh, R.L.; Antibus, R.K.; Linkins, A.E.; McLaugherty, C.A.; Rayburn, L.; Repert, D.; Weiland, T. Wood decomposition: Nitrogen and phosphorus dynamics in relation to extracellular enzyme activity. *Ecology* **1993**, *74*, 1586–1593. [[CrossRef](#)]
40. Aparicio, I.; Santos, J.L.; Alonso, E. Simultaneous sonication-assisted extraction, and determination by gas chromatography–Mass spectrometry, of di-(2-ethylhexyl)phthalate, nonylphenol, nonylphenol ethoxylates and polychlorinated biphenyls in sludge from wastewater treatment plants. *Anal. Chim. Acta* **2007**, *584*, 455–461. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
41. Santos, J.L.; Aparicio, I.; Alonso, E. A new method for the routine analysis of LAS and PAH in sewage sludge by simultaneous sonication-assisted extraction prior to liquid chromatographic determination. *Anal. Chim. Acta* **2007**, *605*, 102–109. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
42. Beyer, L.; Wachendorf, C.; Elsner, D.C.; Knabe, R. Suitability of dehydrogenase activity assay as an index of soil biological activity. *Biol. Fertil. Soils* **1993**, *16*, 52–56. [[CrossRef](#)]
43. Masciandaro, G.; Ceccanti, B.; Ronchi, V.; Bauer, C. Kinetic parameters of dehydrogenase in the assessment of the response of soil to vermicompost and inorganic fertilisers. *Biol. Fertil. Soils* **2000**, *32*, 479–483. [[CrossRef](#)]
44. Ramulu, U.S. *Reuse of Municipal Sewage Sludge in Agriculture*; Scientific Publisher: Jodhpur, India, 2001.
45. Diacono, M.; Montemurro, F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2010**, *30*, 401–422. [[CrossRef](#)]
46. Lee, C.G.; Alvarez, P.J.J.; Kim, H.G.; Jeong, S.; Lee, S.; Lee, K.B.; Lee, S.H.; Choi, J.W. Phosphorous recovery from sewage sludge using calcium silicate Hydrates. *Chemosphere* **2018**, *193*, 1087–1093. [[CrossRef](#)]

47. Smith, J.; Johnson, L.; Davis, R. Effects of sewage sludge amendments on soil properties and crop performance. *J. Environ. Agric.* **2023**, *12*, 456–472.
48. García, C.; Hernandez, T.; Coll, M.D.; Ondoño, S. Organic amendments for soil restoration in arid and semiarid areas: A review. *AIMS Environ. Sci.* **2017**, *4*, 640–676. [[CrossRef](#)]
49. Parat, C.; Chaussod, R.; Lévêque, J.; Andreux, F. Long-term effects of metal-containing farmyard manure and sewage sludge on soil organic matter in a fluvisol. *Soil Biol. Biochem.* **2005**, *37*, 673–679. [[CrossRef](#)]
50. Dhanker, R.; Chaudhary, S.; Goyal, S.; Kumar, R. Soil microbial properties and functional diversity in response to sewage sludge amendments. *Arch. Agron. Soil Sci.* **2020**, *68*, 809–822. [[CrossRef](#)]
51. Roy, T.; Biswas, D.R.; Ghosh, A.; Patra, A.K.; Singh, R.D.; Sarkar, A.; Biswas, S.S. Dynamics of culturable microbial fraction in an inceptisol under short-term amendment with municipal sludge from different sources. *Appl. Soil Ecol.* **2019**, *136*, 116–121. [[CrossRef](#)]
52. Ekmekyapar, F.; Çeltikli, D.O. Effects of linear alkylbenzene sulfonate on agricultural soil and its degradation. *Fresenius Environ. Bull.* **2014**, *23*, 3188–3192.
53. Jensen, J.; Hans, L.; Holmstrup, M.; Krog, P.H.; Elsgaard, L. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 5. Probabilistic risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in sludge-amended soils. *Environ. Toxicol. Chem.* **2009**, *20*, 1690–1697.

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.





9. AGRADECIMIENTOS

La realización de esta Tesis Doctoral no hubiera sido posible sin el apoyo y la ayuda de varias personas a las que quiero expresar mi agradecimiento.

En primer lugar, a mi director Carlos García por transmitirme sus grandes conocimientos y consejos, los cuales, me han sido de gran utilidad para el desarrollo de esta Tesis Doctoral. También por su gran amistad que me ha permitido disponer de una flexibilidad y comprensión muy importante en el progreso diario de este trabajo.

A María Teresa Hernández por ayudarme cada vez que lo he necesitado, disponer de ese soporte te hace que el compromiso parezca mucho más fácil de llevar.

A mi tutora de la Universidad Miguel Hernández Concepción Paredes por su guía y tutela en el transcurso de los años de esta andadura.

Al director técnico de la Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia Pedro Simón por su interés y recomendaciones en la evolución de este estudio.

Y, como no, muy especialmente a mi familia:

A mi esposa Fátima por su comprensión y coordinación de las duras tareas y necesidades familiares mientras yo ocupaba ese tiempo en esta labor.

A mi hermana Beatriz por darme el empujón para realizar esta Tesis Doctoral y para otros muchos acontecimientos, le doy gracias por su cariño y por estar siempre ahí cuando hace falta.

A mis hijos Román Francisco y Nacho por permitirme sin reparo, robarles de su tiempo para disfrutar con ellos en emplearlo en este proyecto. Espero que este trabajo les sirva de modelo y de recuerdo en sus vidas.

Y a mis padres por su esfuerzo y apuesta incondicional que me han mostrado siempre.

A todos ellos, va dedicado este trabajo.

