



+1253

**PROPIEDADES QUÍMICAS, BIOLÓGICAS Y  
BIOQUÍMICAS DE SUELOS BAJO DOS TIPOS  
DE PRÁCTICAS AGRÍCOLAS: ECOLÓGICA  
FRENTA A CONVENCIONAL.**

Memoria que presenta

**SEBASTIANA MELERO SÁNCHEZ**

Para optar al título de Doctora en  
Biología

Julio 2005

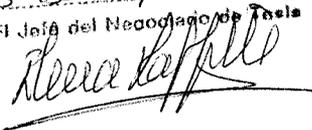


UNIVERSIDAD DE SEVILLA  
SECRETARÍA GENERAL

Que se deposita esta Tesis Doctoral  
al folio 115 número 398 del libro  
correspondiente.

Sevilla, 13 de Septiembre de 2005

El Jefe del Negociado de Tesis



UNIVERSIDAD DE SEVILLA

Depositado en DEPARTAMENTO CRISTALOGRAFÍA,  
MINERALOGRAFÍA Y  
QUÍMICA AGRÍCOLA.

en la Universidad desde el día 19 SEPTIEMBRE  
de 2005. 05 OCTUBRE

Sevilla 29 de noviembre de 2005

EL DIRECTOR DE



E

# **PROPIEDADES QUÍMICAS, BIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DE SUELOS BAJO DOS TIPOS DE PRÁCTICAS AGRÍCOLAS: ECOLÓGICA FRENTE A CONVENCIONAL.**

Visado en Sevilla, a 11 de julio de 2005

LOS DIRECTORES

Dr D. JUAN CARLOS RUIZ PORRAS  
Investigador IFAPA

Dra. Dña. ENGRACIA MADEJÓN RODRÍGUEZ  
Científico Titular CSIC

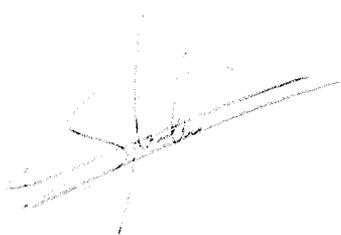


TUTORA

Dra. Dña. CELIA ESPINO GONZALO  
Profesora Titular del Departamento de  
Cristalografía, Mineralogía y Química  
Agrícola. Universidad de Sevilla



Memoria que presenta  
**SEBASTIANA MELERO SÁNCHEZ**  
para optar al grado de Doctora en Biología





Instituto de Investigación y Formación Agroalimentaria y Pesquera.  
CIFA "Las Torres - Tomejil"  
**CONSEJERÍA DE INNOVACION, CIENCIA Y EMPRESA.**

**DOCTOR D. FERNANDO ROMERO MUÑOZ, DIRECTOR DEL CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y FORMACIÓN AGRARIA " LAS TORRES- TOMEJIL".**

**Certifica:** Que la presente Memoria de Investigación titulada *"Propiedades químicas, biológicas y bioquímicas de suelos bajo dos tipos de prácticas agrícolas: ecológica frente a convencional"*, presentada por Sebastiana Melero Sánchez para optar al grado de Doctora en Biología, ha sido realizada en el Departamento de Suelo y Riego, bajo la dirección de D. Juan Carlos Ruíz Porras, reuniendo todas las condiciones exigidas a los trabajos de Tesis Doctorales.

**En Sevilla 11 de Julio de 2005**

**Fdo: D. Fernando Romero Muñoz**



DOCTOR D. LUIS CLEMENTE SALAS, Director del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, del Consejo Superior de Investigaciones Científicas,

Certifica: Que la presente Memoria de Investigación titulada *"Propiedades químicas, biológicas y bioquímicas de suelos bajo dos tipos de prácticas agrícolas: ecológica frente a convencional"*, presentada por Sebastiana Melero Sánchez para optar al grado de Doctora en Biología, ha sido realizada en parte en el Departamento de Sostenibilidad del Sistema Suelo-planta-atmósfera, bajo la dirección de Dña. Engracia Madejón Rodríguez, reuniendo todas las condiciones exigidas a los trabajos de Tesis Doctorales.

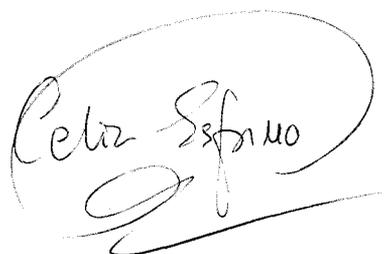
En Sevilla 11 de Julio de 2005

Fdo: D. Luis Clemente Salas

DOCTORA Dña. CELIA ESPINO GONZALO, PROFESORA TITULAR DEL DEPARTAMENTO DE CRISTALOGRAFÍA, MINERALOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA DE LA UNIVERSIDAD DE SEVILLA.

Certifica: Que la presente Memoria de Investigación titulada "*Propiedades químicas, biológicas y bioquímicas de suelos bajo dos tipos de prácticas agrícolas: ecológica frente a convencional*", presentada por Sebastiana Melero Sánchez para optar al grado de Doctora en Biología, ha sido realizada en el Departamento de Suelo y Riego, bajo la dirección de los Drs. D. Juan Carlos Ruíz Porras y Dña. Engracia Madejón Rodríguez, reuniendo todos los requisitos exigidos por la legislación vigente a los trabajos de Tesis Doctorales.

En Sevilla, a 11 de Julio de 2005.

A handwritten signature in black ink, enclosed in a large, loopy oval shape. The signature appears to read 'Celia Espino' with a stylized flourish below it.

Fdo: Dña. Celia Espino Gonzalo

El presente trabajo se ha realizado en el marco de los proyectos del Ministerio de Ciencia y Tecnología (FEDER AGL00-0493-C02-02) y de la Junta de Andalucía (P.I.A 13.01.1).

# **AGRADECIMIENTOS**

---

Al Dr. Juan Carlos Ruiz, director de esta tesis, por haberme dado la oportunidad de trabajar con él, así como por su confianza y apoyo demostrado durante estos años.

A la Dra. Engracia Madejón, directora de esta tesis, por su apoyo, dedicación, amistad y confianza en mí desde el primer día que te pedí ayuda. Gracias por aguantarme durante estos años y por animarme a seguir adelante.

Agradecer a la Dr. Celia Espino la aceptación e interés mostrado en este trabajo.

A la dirección del Centro de Investigación y Formación Agraria “Las Torres-Tomejil” de Sevilla por haberme ofrecido la oportunidad de trabajar en este centro durante estos años y disponer de sus instalaciones, dándome el máximo de facilidades.

Al personal del CIFA “Tomejil”, en especial a Francisco Perea y Carmen. Gracias por vuestra ayuda e interés mostrado.

A la Empresa DAP y a la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía por financiar este proyecto de Investigación.

A la dirección del Instituto Valenciano de Investigación Agraria por haberme facilitado la estancia en sus laboratorios; especialmente, al Dr. Fernando Pomares por aceptar mi estancia y por su amabilidad y muy especialmente a la Dra. Remedios Albiach, por su ayuda, amistad y consejos en la distancia.

A la dirección del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, por haber permitido realizar parte de este trabajo en sus instalaciones.

Al personal del departamento J. Francisco, J.A Ruiz, José Maria, J. A Carreño, Pepe, Rafa y a Luis por su ayuda en las labores de campo. Gracias por vuestra ayuda y por compartir este trabajo.

A mis compis de las Torres Virginia, Rocío, Maricarmen, Carmen Romero por vuestra amistad y por los momentos divertidos a lo largo de estos años.

Al personal en general de las Torres, en especial a Rafael por su ayuda en la solución de los problemas informáticos, Angeles y Marta por su ayuda administrativa; a Mari y Agua Santa por su ayuda en biblioteca, y así como a otras muchas personas de esta gran familia que, no nombro por no olvidarme de alguna de ellas.

En general a todos mis amigos por sus consejos y ánimos cuando los he necesitado .

Muy especialmente a mi familia, a mis padres por su apoyo incondicional y constante y a mis hermanas por comprenderme y animarme en todo momento dándome fuerzas para seguir adelante.

## RESUMEN

---

En este trabajo se aborda el estudio de **la reconversión a la agricultura ecológica** en dos suelos de diferente textura (franco y arcilloso) representativos de la Vega del Guadalquivir. En general, se compara la fertilidad del suelo bajo manejo ecológico con respecto a un manejo convencional, desde el punto de vista químico y biológico. En los experimentos se han utilizado dos tipos de compost permitidos en agricultura ecológica (un compost de residuos vegetales de elaboración propia y un compost animal procedente de granja no extensiva). De este modo se pretende conseguir un aprovechamiento integral de los residuos producidos por la propia agricultura y ganadería. Se han realizado dos experimentos de campo empleando en ambos un sistema de rotación de cultivos. Un experimento se realizó en una parcela de regadío (suelo franco) situada en el centro de investigación agraria CIFA “Las Torres” Alcalá del Río (Sevilla) y tuvo una duración de tres años. El otro fue realizado en una parcela de secano (suelo arcilloso) en el CIFA “Tomejil” Carmona (Sevilla) con una duración de cuatro años. En ambos experimentos se establecieron cuatro subparcelas para cada uno de los tres tratamientos (convencional, compost vegetal y compost animal).

La presente memoria también aborda un estudio en **parcelas establecidas bajo fertilización orgánica** desde el año 1995, abarcando del quinto al octavo año de experimentación, y comparándolas con parcelas fertilizadas mineralmente. Este experimento se realizó en el centro de investigación agraria “Las Torres” en el que se establecieron 4 subparcelas para cada tratamiento (mineral y orgánico).

En los suelos de los distintos experimentos se han determinado las propiedades químicas, biológicas y bioquímicas y se han evaluado las producciones de las cosechas.

Los resultados obtenidos en los experimentos de **reconversión a la agricultura ecológica**, mostraron una mejoría gradual de las propiedades químicas de los suelos manejados orgánicamente. Se observó un aumento del contenido en carbono orgánico total, así como de las sustancias húmicas y los nutrientes (N-Kjeldahl, P-Olsen y K-disponible) con la aplicación de los composts. A su vez también se observó una mejora progresiva de las propiedades biológicas y de las actividades enzimáticas bajo manejo orgánico con respecto al manejo convencional. De entre los dos residuos orgánicos

utilizados, el compost animal es el que consiguió aumentar de forma más significativa el contenido en sustancias húmicas del suelo y produjo un mayor efecto en la mejora de las propiedades bioquímicas del suelo.

Comparando los dos suelos de los experimentos de reconversión, los valores más altos en los contenidos de carbono orgánico total, de sustancias húmicas, biomasa microbiana y actividades enzimáticas se encontraron en el suelo arcilloso a pesar de recibir menos aportes hídricos (experimento en secano). El tipo de textura de suelo pareció influir más que los aportes hídricos en los parámetros estudiados.

En general, las producciones fueron mayores bajo manejo convencional en los experimentos de reconversión tanto en regadío como en secano. El aumento de la fertilidad química y biológica observado en las parcelas bajo manejo orgánico no se tradujo en producciones más altas de cosecha. No podemos afirmar que una mejora de la fertilidad de los suelos fertilizados orgánicamente lleve implícito una mejora de la producción de los cultivos cuando algún tipo de incidencia (plaga, mal manejo de la flora arvense) afecta negativamente a las producciones.

Los suelos de las **parcelas ya establecidas durante cuatro años a la fertilización orgánica**, mostraron también una mejora de la fertilidad química, biológica y bioquímica con respecto a las parcelas fertilizadas mineralmente. No obstante, se observó un aumento de la conductividad eléctrica del suelo en la última campaña tras 8 aplicaciones sucesivas de compost, por lo que deberían tomarse precauciones cuando se realicen estas aplicaciones sucesivas para no correr el riesgo de salinizar el suelo.

La mejora de la fertilidad de los suelos bajo manejo orgánico se tradujo en un aumento de la producción en los dos primeros ciclos de cultivo, sin embargo en los ciclos posteriores, en los que se registraron varias incidencias (plagas), las parcelas minerales mostraron una mayor productividad a pesar de que seguían presentando una menor fertilidad desde el punto de vista químico y biológico.

# ÍNDICE DE CONTENIDOS

---

<b><u>I. INTRODUCCION</u></b> .....	1
<b>I.1 LA AGRICULTURA ECOLÓGICA</b> .....	3
<b>I.1.1 Manejo en agricultura ecológica</b> .....	4
I.1.1.1 Las rotaciones de cultivo .....	4
I.1.1.2 Asociación de cultivos .....	5
I.1.1.3 Incorporación de materia orgánica .....	6
<b>I.1.2. Posibles dificultades de la agricultura ecológica</b> .....	7
<b>I.2 LA AGRICULTURA ECOLÓGICA COMO ALTERNATIVA MEDIOAMBIENTAL DE LA AGRICULTURA CONVENCIONAL</b> .....	10
<b>I.2.1 Erosión</b> .....	10
<b>I.2.2 Monocultivo</b> .....	12
<b>I.2.3 Contaminación de los recursos naturales y del medio ambiente</b> .....	12
<b>I.2.4 Salinización del suelo</b> .....	13
<b>I.3 COMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA</b> .....	14
<b>I.3.1 Importancia de la incorporación de materia orgánica en la fertilidad del suelo</b> .....	15
<b>I.4 ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO</b> .....	17
<b>I.4.1 Importancia de la actividad microbiana en el estudio de la fertilidad de los suelos</b> ...	18
<b>I.4.2 Parámetros biológicos y bioquímicos utilizados en el estudio como indicadores de la calidad del suelo</b> .....	19
I.4.2.1 Respiración del suelo .....	19
I.4.2.2 Biomasa microbiana .....	20
I.4.2.3 Actividades enzimáticas .....	21
<b>I.4.3 Influencia de la fertilización y el manejo del suelo en la actividad biológica</b> .....	23
<b><u>II. OBJETIVOS</u></b> .....	27
<b><u>III. MATERIALES Y MÉTODOS</u></b> .....	31
<b>III.1 INTRODUCCIÓN</b> .....	33
<b>III.2 MATERIALES</b> .....	33
<b>III.2.1. Situación de la parcela</b> .....	33
III.2.1.1 Parcelas en regadío .....	33
III.2.1.2 Parcela en secano .....	34
<b>III.2.2 Características de los suelos</b> .....	35

<b>III.2.3 Caracterización de los compost orgánicos</b> .....	38
III.2.3.1 Compost animal .....	39
III.2.3.2 Compost vegetal .....	39
III.2.3.3 Propiedades bioquímicas de los compost .....	40
<b>III.2.4. Material Vegetal</b> .....	46
<b>III.2.5 Características de las aguas de riego</b> .....	46
<b>III.2.6 Caracterización climática</b> .....	48
III.2.6.1 Parcelas en regadío .....	48
III.2.6.2 Parcelas en seco .....	50
<b>III.3 MÉTODOS</b> .....	52
<b>III.3.1 Diseño experimental</b> .....	52
III.3.1.1 Experimento de reconversión en regadío .....	52
III.3.1.2 Experimento de reconversión en seco .....	59
III.3.1.3 Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío .....	63
<b>III.3.2 Toma y preparación de muestras en suelo</b> .....	68
<b>III.3.3 Análisis de suelos</b> .....	70
III.3.3.1 Determinaciones físico-químicas .....	70
III.3.3.2 Determinaciones bioquímicas .....	72
<b>III.3.4 Análisis de los residuos orgánicos</b> .....	76
III.3.4.1 Toma y preparación de muestras .....	76
III.3.4.2 Determinaciones analíticas .....	76
<b>III.3.5 Tratamiento estadístico de los resultados</b> .....	78
<b><u>IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN “ RECONVERSIÓN EN REGADIO”</u></b> .....	79
<b>IV.1 Introducción</b> .....	81
<b>IV.2 Efecto sobre las propiedades químicas del suelo</b> .....	81
<b>IV.2.1 Efecto sobre el pH</b> .....	81
<b>IV.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica</b> .....	82
<b>IV.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo</b> .....	82
IV.2.3.1 Carbono orgánico total .....	83
IV.2.3.2 Sustancias húmicas .....	84
<b>IV.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno</b> .....	86
<b>IV.2.5 Efecto en la relación C/N</b> .....	87
<b>IV.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo</b> .....	87
<b>IV.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio</b> .....	89

<b>IV.3 Efecto sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo</b> .....	90
<b>IV.3.1 Efecto sobre la respiración del suelo</b> .....	90
<b>IV.3.2 Efecto sobre la biomasa microbiana</b> .....	91
IV.3.2.1 Carbono de la biomasa microbiana (Cmic) .....	91
IV.3.2.2 Nitrógeno de la biomasa microbiana (Nmic) .....	94
<b>IV.3.3 Coeficiente metabólico (qCO<sub>2</sub>)</b> .....	94
<b>IV.3.4 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total (Cmic/COT)</b> .....	97
<b>IV.3.5 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa (Cmic/Nmic)</b> .....	97
<b>IV.3.6 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa</b> .....	99
<b>IV.3.7 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína</b> .....	100
<b>IV.3.8 Efecto sobre la actividad β- Glucosidasa</b> .....	102
<b>IV.3.9 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina</b> .....	103
<b>IV.4 Correlaciones entre los diferentes parámetros</b> .....	104
<b>IV.5 Efecto sobre la producción</b> .....	108
<b><u>V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN “ RECONVERSIÓN EN SECANO”</u></b> .....	111
<b>V.1 Introducción</b> .....	113
<b>V.2 Efecto sobre las propiedades químicas del suelo</b> .....	113
<b>V.2.1 Efecto sobre el pH</b> .....	113
<b>V.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica</b> .....	114
<b>V.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo</b> .....	114
V.2.3.1 Carbono orgánico total .....	114
V.2.3.2 Sustancias húmicas .....	116
<b>V.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno</b> .....	117
<b>V.2.5 Efecto en la relación C/N</b> .....	118
<b>V.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo</b> .....	119
<b>V.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio</b> .....	120
<b>V.3 Efecto sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo</b> .....	121
<b>V.3.1 Efecto sobre la biomasa microbiana</b> .....	121
V.3.1.1 Carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana .....	121
<b>V.3.2 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total (Cmic/COT)</b> .....	123
<b>V.3.3 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa (Cmic/Nmic)</b> .....	125
<b>V.3.4 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa</b> .....	125
<b>V.3.5 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína</b> .....	126
<b>V.3.6 Efecto sobre la actividad β- Glucosidasa</b> .....	128
<b>V.3.7 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina</b> .....	129
<b>V.4 Correlaciones entre los diferentes parámetros</b> .....	131
<b>V.5 Efecto sobre la producción</b> .....	133

<b><u>VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN “ PARCELAS ECOLÓGICAS ESTABLECIDAS EN REGADÍO”</u></b> .....	137
<b>VI.1 Introducción</b> .....	139
<b>VI.2 Efecto sobre las propiedades químicas del suelo</b> .....	139
<b>VI.2.1 Efecto sobre el pH</b> .....	139
<b>VI.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica</b> .....	140
<b>VI.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo</b> .....	141
VI.2.3.1 Carbono orgánico total .....	141
VI.2.3.2 Sustancias húmicas .....	142
<b>VI.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno</b> .....	143
<b>VI.2.5 Efecto en la relación C/N</b> .....	144
<b>VI.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo</b> .....	144
<b>VI.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio</b> .....	145
<b>VI.3 Efecto sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo</b> .....	146
<b>VI.3.1 Efecto sobre la respiración del suelo</b> .....	146
<b>VI.3.2 Efecto sobre la biomasa microbiana</b> .....	147
VI.3.2.1 Carbono de la biomasa microbiana (Cmic) .....	147
VI.3.2.2 Nitrógeno de la biomasa microbiana (Nmic) .....	150
<b>VI.3.3 Coeficiente metabólico (qCO<sub>2</sub>)</b> .....	151
<b>VI.3.4 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total (Cmic/COT)</b> .....	152
<b>VI.3.5 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa (Cmic/Nmic)</b> .....	154
<b>VI.3.6 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa</b> .....	155
<b>VI.3.7 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína</b> .....	156
<b>VI.3.8 Efecto sobre la actividad β- Glucosidasa</b> .....	157
<b>VI.3.9 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina</b> .....	158
<b>VI.4 Correlaciones entre los diferentes parámetros</b> .....	160
<b>VI.5 Efecto sobre la producción</b> .....	162
<b><u>VII. CONCLUSIONES</u></b> .....	169
<b><u>VIII. BIBLIOGRAFÍA</u></b> .....	175

# I. INTRODUCCIÓN

---

## I.1 LA AGRICULTURA ECOLÓGICA (AE )

### I.1.1 Manejo en agricultura ecológica

*I.1.1.1 Las rotaciones de cultivo*

*I.1.1.2 Asociación de cultivos*

*I.1.1.3 Incorporación de materia orgánica*

### I.1.2 Posibles dificultades de la agricultura ecológica.

## I.2 LA AGRICULTURA ECOLÓGICA COMO ALTERNATIVA MEDIOAMBIENTAL A LA AGRICULTURA CONVENCIONAL.

### I.2.1 Erosión

### I.2.2 Monocultivo

### I.2.3 Contaminación de los recursos naturales y del medio ambiente

### I.2.4 Salinización del suelo

## I.3 COMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA.

### I.3.1 Importancia de la incorporación de materia orgánica en la fertilidad del suelo

## I.4 ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO

### I.4.1 Importancia de la actividad microbiana en el estudio de la fertilidad de los suelos

### I.4.2 Parámetros biológicos y bioquímicos como indicadores de la calidad del suelo.

*I.4.2.1 Respiración del suelo*

*I.4.2.2 Biomasa microbiana*

*I.4.2.3 Actividades enzimáticas*

### I.4.3 Influencia de la fertilización y el manejo del suelo en la actividad biológica

## I.1. LA AGRICULTURA ECOLÓGICA

La Agricultura Ecológica (AE) surge como consecuencia de teorías y prácticas en los primeros años del siglo XX, que implicaban una variedad de métodos alternativos de producción agrícola, principalmente en el norte de Europa. Tres movimientos fueron importantes:

- Agricultura biodinámica, originada en Alemania por Rudolf Steiner.
- Agricultura orgánica, cuyo origen está en Inglaterra basándose en las teorías desarrolladas por Albert Howard.
- Agricultura biológica, la cual fue desarrollada en Suiza por Hans –Peter Rusch y Hans Muller.

En la actualidad se habla sobre todo de la agricultura orgánica (término anglosajón), biológica o ecológica, como la agricultura alternativa a la basada en la utilización de productos de síntesis. Esta agricultura define un sistema agropecuario cuyo objetivo fundamental es la producción de alimentos de máxima calidad conservando la fertilidad del suelo mediante la utilización óptima de los recursos, sin el empleo de productos químicos de síntesis y respetando el medio ambiente.

El desarrollo y la expansión de la agricultura ecológica sufrieron un importante freno en Europa a causa de las dos guerras mundiales. La necesidad de altas producciones agrícolas para satisfacer las demandas alimentarias de la población Europea favoreció la utilización de fertilizantes y biocidas en detrimento de la agricultura de conservación, menos productiva.

A finales de la década de los 70, la agricultura ecológica pasó a un primer plano en respuesta a la concienciación sobre la conservación del medioambiente. Así, en 1972 se estableció IFOAM (Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Ecológica), junto con otras organizaciones de todo el mundo que estaban implicadas en la producción orgánica, certificación de los productos, investigación, educación y promoción de la agricultura ecológica. No obstante, no fue hasta la década de los 80 cuando verdaderamente se desarrolló un interés general por los productos ecológicos, no sólo en la mayoría de los países Europeos sino también en lo Estados Unidos, Canadá, Australia y Japón.

En Noviembre de 1998 IFOAM adoptó los estándares básicos de la agricultura ecológica y su procesamiento. Los fines de la agricultura ecológica tal como se definen en el manual de IFOAM (1998) son:

- Aumentar la diversidad biológica y actividad biológica del suelo.
- Mantener e incrementar a largo plazo la fertilidad de los suelos.
- Reciclar los residuos de origen animal y vegetal para que los nutrientes vuelvan de nuevo al suelo y así minimizar el uso de fuentes no renovables.
- Emplear, en la medida de lo posible recursos renovables en los sistemas agrarios.
- Minimizar todas las formas de contaminación producidas por las prácticas agrícolas.
- Fomentar e intensificar los ciclos biológicos dentro del sistema agrario, lo que comprende los microorganismos, la flora y fauna del suelo, las plantas y los animales.

### **I.1.1 Manejo en agricultura ecológica**

En el anexo I-A del Reglamento (CEE) 2092/91 del Consejo, sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios, se exponen las técnicas de cultivo que se deberían seguir para mantener o incrementar la fertilidad y la actividad biológica en el suelo

Así la fertilidad y la actividad biológica del suelo se mantienen o se incrementan, mediante las siguientes prácticas:

#### *I.1.1.1 Las rotaciones de cultivo*

Son fundamentales, en AE, para mantener la fertilidad del suelo y restaurar la biodiversidad en el agroecosistema, a lo largo del tiempo. Con ello se trata de paliar los problemas fitosanitarios y de plantas adventicias, que suelen ser consecuencia de la reiteración de un mismo cultivo en una parcela.

Algunas de las normas a tener en cuenta al planificar una rotación de cultivos son las siguientes:

- Alternar cultivos de familias diferentes (Canovas Fernández, 1993).
- Suceder cultivos con raíz superficial y cultivos con raíz profunda, ayudando así a mantener abierta la estructura del suelo y facilitando el drenaje. De esta forma también se alternan cultivos con necesidades nutritivas complementarias por

ejemplo las crucíferas, al tener raíz profunda que le permite absorber nutrientes de las capas profundas del suelo.

- Alternar entre cultivos con mucha y poca biomasa radicular.
- Introducir abonos verdes, o cultivos a los que no se deja ensemillar, sino que se siegan y se incorporan al suelo. Son plantas que están destinadas especialmente a mejorar las propiedades físicas del suelo, y a enriquecerlo en materia orgánica (Canovás Fernández, 1993). La función fundamental de los abonos verdes es complementar la nutrición de los cultivos de la rotación a través de la fijación de nitrógeno. Tradicionalmente se emplean como abono verde plantas de la familia de las leguminosas.

Entre los efectos beneficiosos que tienen el empleo de estos abonos destacan los siguientes:

- Estimulan la vida microbiana.
- Mejoran la estructura del suelo por medio de sus raíces.
- Protegen el suelo contra la erosión.
- Proporcionan elementos nutritivos al cultivo siguiente.
- Mejoran la circulación del agua a través del suelo.
- Limitan la invasión de adventicias.
- Enriquecen el suelo en nitrógeno (cuando pertenecen a la familia de las leguminosas).

#### *1.1.1.2 Asociación de cultivos*

Las asociaciones de cultivos, cultivo múltiple o sistemas de policultivo (Altieri, 1983) son sistemas en los cuales dos o más especies de vegetales se desarrollan con suficiente proximidad espacial para dar como resultado una competencia interespecífica o complementación (Canovás Fernández, 1993), introduciendo biodiversidad en el agroecosistema. Con esta asociación existe un beneficio mutuo (ejemplo de ello es la asociación de puerros o cebollas con zanahorias, ambos cultivos se protegen mutuamente de los parásitos), o un beneficio de uno de ellos sin perjuicio del otro (comensalismo), como es el caso de la asociación entre cereal-leguminosa (avena- veza) en la que el cereal se beneficia del nitrógeno fijado por la leguminosa y se controla la flora adventicia por una competencia por los recursos.

La asociación de cultivos presenta múltiples ventajas frente al monocultivo, entre las que se pueden enumerar

- Mejor aprovechamiento de los recursos (suelo y agua).
- Disminución de los problemas fitosanitarios.
- Menor afluencia de malas hierbas debido a que el terreno queda rápidamente cubierto, dependiendo de la rapidez de desarrollo de los cultivos.
- En ciertas asociaciones las plantas ejercen una acción de mutuo beneficio, aunque también suelen existir policultivos comensalísticos, amensalísticos.

### *1.1.1.3 Incorporación de materia orgánica*

Los aportes orgánicos constituyen la base de la fertilización en la agricultura ecológica, ya que favorecen:

- La cantidad de humus estable (HE) necesarias para mantener la estructura del suelo.
- La cantidad de materia orgánica fácilmente mineralizable (MOF), necesaria para la actividad microbiana.

La situación ideal es que los aportes de materia orgánica mantengan un equilibrio óptimo entre HE y MOF.

Entre los materiales orgánicos utilizados en AE, destacamos los siguientes:

- El *estiércol*, que es una mezcla de las camas de los animales con sus deyecciones que ha sufrido fermentaciones más o menos avanzadas primero en el establo y luego en el estercolero (Guiberteau y Labrador, 1991). Los estiércoles aportan nutrientes y materia orgánica. El nitrógeno se encuentra casi exclusivamente en forma orgánica y el fósforo al 50 % en forma orgánica y mineral (Labrador, 1996), pero su composición varía entre límites muy amplios, según se muestra en la Tabla I.1, dependiendo de la especie animal, de la naturaleza de la cama, de la alimentación recibida, de la elaboración del mismo, etc.

Tabla I.1. Riqueza media de algunos estiércoles en materia seca.

Producto	Materia seca gkg <sup>-1</sup>	N g kg <sup>-1</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> g kg <sup>-1</sup>	K <sub>2</sub> O g kg <sup>-1</sup>
De vacuno	250	3-6	2-3	4-8
De oveja	350	6-8	4-5	8-11
De cerdo	250	4-6	4-6	4-6
De caballo	350	5-7	2-3	7
Conejo	400	7-12	12	5
Aves	300-700	11-15	12-18	7-14

Fuente: Uranga (1995)

- Cualquier otro *material orgánico compostado o no, procedente de explotaciones cuya producción se atenga a las normas de la agricultura ecológica*. Puede emplearse como fertilizante restos vegetales, siendo recomendables los provenientes de la propia cosecha, los cuales constituyen una capa protectora del suelo. Debido a su alto contenido en carbono constituyen una de las fuentes de materia orgánica más interesantes (Labrador y Guiberteau, 1991).

- *Materias elaboradas por el propio agricultor o productos comerciales inscritas en el registro de fertilizantes del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación* y que conste claramente su composición. En la lista de materias que se pueden emplear, destacan los siguientes: residuos domésticos compostados o fermentados, turba, deyecciones de lombrices, productos o subproductos de origen animal o vegetal (harinas de sangre, pescado, huesos, harina de tortas oleaginosas), algas, vinaza y extractos de vinazas.

Por otro lado, entre los abonos minerales que autoriza el Consejo Regulador de AE figuran entre otros: las *rocas en polvo*, las *enmiendas calcáreas, magnésicas* y de azufre o yeso, *fosfatos naturales*, etc.

### I.1.2 Posibles dificultades de la agricultura ecológica

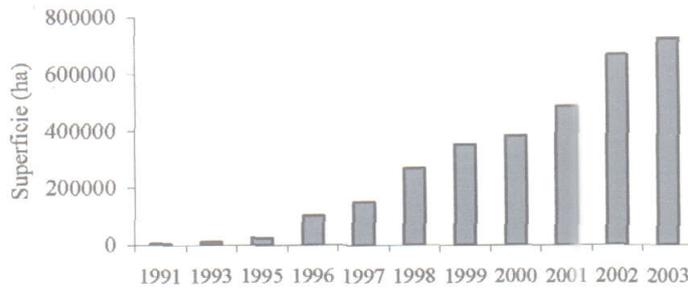
Un sistema agrícola no está exento de dificultades, problemas y riesgos. El sistema orgánico es un sistema complejo, al cual se le ha cuestionado su sustentabilidad (Trewavas, 2004).

La reconversión a un sistema orgánico conduce a cambios en las propiedades físicas, químicas y microbiológicas, lo cual no se traduce siempre en un aumento de la productividad. Los incrementos de la materia orgánica en los sistemas orgánicos ocurren despacio, generalmente llevan varios años en producirse (Drinkwater et al., 1995; Werner, 1997). Las experiencias acumuladas muestran que se obtienen menores rendimientos en los sistemas orgánicos que en los convencionales en los primeros años de reconversión, seguido de un resurgimiento de la producción (USDA, 1980; Liebhardt et al., 1989) en ensayos realizados a largo plazo.

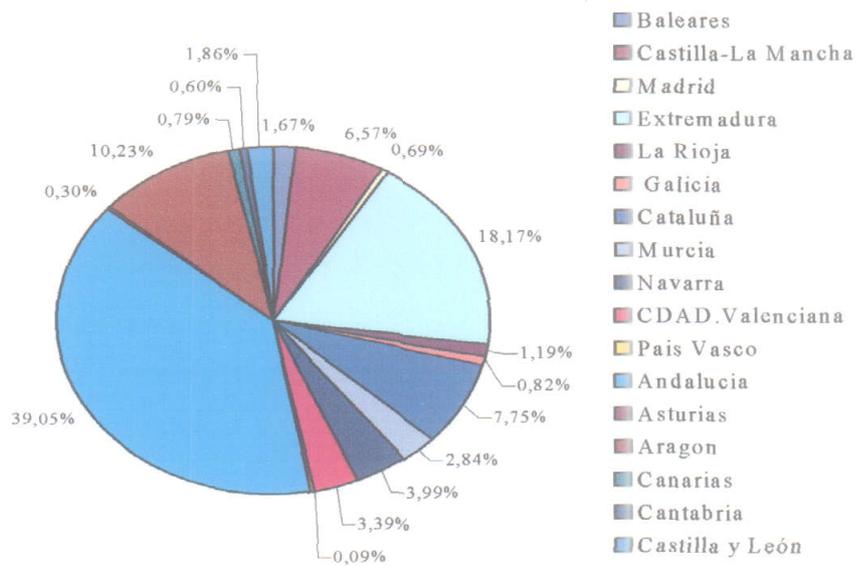
A pesar de que las explotaciones se resienten al cambiar de un sistema convencional a la agricultura ecológica, ésta se ha convertido en uno de los modelos productivos más dinámicos de la Unión Europea, con un índice de crecimiento anual de 26%. España ha experimentado un progresivo incremento de hectáreas dedicadas a la agricultura ecológica pasando de 4.235 ha y 396 explotaciones en 1991 a 725.254 ha y 17.028 explotaciones en 2003, registrándose significativas diferencias territoriales (MAPA, 2004) siendo Andalucía la comunidad que ha experimentado un mayor crecimiento de la superficie dedicada a la agricultura ecológica (Figura I.1 y 2).

No obstante, la producción de la agricultura ecológica en España generalmente está mayoritariamente centrada hacia el mercado exterior sobre todo Alemania, Francia, Italia, donde la demanda de estos productos es mayor, aportando este comercio exterior los beneficios que hacen rentable esta agricultura. En España, la falta de información y mala distribución de estos productos hacen que la demanda no se incremente como debiera.

Por otra parte tampoco se pueden obviar los posibles problemas de contaminación derivados del uso de ciertos materiales orgánicos. Edmeades (2003) muestra que en suelos donde durante largo tiempo se adiciona estiércol pudiese producirse una acumulación excesiva de algunos nutrientes particularmente de P y N, por lo que esto puede conllevar a la lixiviación en suelos con baja retención, o pérdidas por escorrentía, por lo que debe tenerse cuidado al aplicar cantidades altas de estiércoles.



**Figura I. 1. Evolución de la superficie (ha) en España desde 1991-2003 de la agricultura ecológica.**



**Figura I.2. Superficie (ha) en Agricultura Ecológica. Año 2003. Distribución por comunidades. Superficie total 725.254 ha.**

Otro posible problema es la falta de madurez de los productos orgánicos que se usan, por lo que es aconsejable someterlos a un proceso de estabilización como es el compostaje para evitar los problemas de fitotoxicidad y contaminación ambiental que puedan derivarse de la utilización de compost inmaduros. Por otra parte, de la falta de calidad en los productos que se aplican, desde el punto de vista de la nutrición de la planta, los pueden hacer poco competitivos con respecto a los fertilizantes minerales a corto plazo.

En cualquier caso, estos problemas pueden solventarse usando materias primas de calidad y un compostaje adecuado.

## **I.2 LA AGRICULTURA ECOLÓGICA COMO ALTERNATIVA MEDIOAMBIENTAL A LA AGRICULTURA CONVENCIONAL.**

El actual sistema de agricultura convencional basado en el uso intensivo de productos químicos disminuye la fertilidad de los suelos, contribuye a la desertificación y a la contaminación de los recursos hídricos, promueve la salinización, incrementa la dependencia de fuentes de energía no renovables y destruye los recursos genéticos de flora y fauna.

### **I.2.1 Erosión**

La erosión se extiende por el Levante español y de forma particular en Andalucía oriental, sobre todo en las provincias de Almería, Granada y Jaén, zonas señaladas de “mayor riesgo” en el mapa mundial elaborado con ocasión de la celebración de la conferencia de Nairobi sobre desertificación de 1977.

Los suelos del área mediterránea están sometidos al clima semiárido y a los efectos negativos que causa la agricultura intensiva que se ven agravados por los factores ambientales propios de la región. Como indican López-Bermúdez y Albaladejo (1990) estos factores son el clima (lluvias de carácter torrencial con gran poder erosivo y altas temperaturas que favorecen la evapotranspiración y salinización), el relieve, el substrato litológico (rocas carbonatadas, los sedimentos cuaternarios y las formaciones de margas, que dan lugar a suelos muy fácilmente erosionables) y la escasa cobertura vegetal.

La degradación de un suelo supone ante todo una disminución de su capacidad productiva, debido a cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas que conducen a la pérdida o disminución de su fertilidad (García et al., 1994a; Pascual, 1995).

La gran explotación y los fertilizantes químicos utilizados han ocasionado el empobrecimiento en materia orgánica, que revierte inmediatamente en el aumento de la erosión y la pérdida de fertilidad en la mayor parte de los suelos del área mediterránea.

El uso únicamente de fertilizantes minerales afecta negativamente la estructura del suelo, y la pérdida de materia orgánica disminuye la cantidad de complejo arcilloso-húmico. En algunos casos los fertilizantes químicos actúan como agentes cementantes, que junto a la maquinaria agrícola hacen que el suelo se compacte, de tal forma que los cultivos tienen dificultades para enraizar y desarrollarse.

En agricultura ecológica se procura el mantenimiento de la productividad del suelo y su estructura, considerando el suelo como un recurso no renovable y un medio vivo en el cual hay una compleja conexión entre las plantas, los organismos y el medio mineral que los contiene.

Para conseguir una buena fertilidad en el suelo tenemos tres técnicas básicas: fertilización, cubiertas y laboreo.

-La fertilización mediante aportes de materia orgánica es importante ya que suministra nutrientes, favorece el complejo arcillo-húmico mejorando las propiedades físicas del suelo.

-La cubierta vegetal juega también un papel importante, ya que un suelo desnudo tiene un elevado riesgo de degradación y erosión. Las cubiertas vegetales evitan pérdidas por escorrentía, aumentan la infiltración, incorporan materia orgánica y aumentan la capacidad de retención de agua en los horizontes superficiales.

-El laboreo en agricultura convencional se entiende como un conjunto de operaciones realizadas con equipos mecánicos encaminadas a conseguir un mejor desarrollo de los cultivos. En la agricultura ecológica se cuestionan determinados tipos de labores; no obstante una buena práctica de laboreo permite mejorar algunas características del suelo. La AE se preocupa de distorsionar al mínimo el suelo conservando su estructura y por tanto la aireación y retención de agua para un mejor desarrollo de raíces, lombrices y microorganismos, por lo que el no laboreo puede ser también una buena práctica.

### **I.2.2 Monocultivo**

Las extensas superficies dedicadas a un solo cultivo favorecen la aparición y multiplicación de plagas y enfermedades. El monocultivo produce pérdida en la biodiversidad, ya que supone la “homogeneidad genética”. Los efectos de la homogeneidad genética son bien conocidos; un ejemplo fue la hambruna en el siglo XIX que afectó a Irlanda, debido a la alta dependencia que había de la patata para la alimentación y la baja diversidad manejada, que no incluía genotipos resistentes de *Phytophthora infestans*. En Estados Unidos en 1970 la enfermedad fúngica, *Helminthosporium maydis*, destruyó más del 50% de los maizales por el mismo problema.

En agricultura ecológica se recurre a las rotaciones y a las asociaciones de cultivos para aumentar la biodiversidad y proteger los cultivos frente a plagas y enfermedades. Con ello:

- Se consigue una mayor diversidad genética (Wolfe, 1985).
- Se influye en la dinámica de las poblaciones de auxiliares-plagas favoreciendo el equilibrio.
- Se controlan las plantas adventicias. Así con los abonos verdes se controlan las malas hierbas por competencia con ellas, también algunos abonos verdes las controlan por alelopatía (ejemplo el centeno).
- La incorporación de materia orgánica en la forma de compost o abonos verdes también incrementa las poblaciones de antagonistas.

### **I.2.3 Contaminación de los recursos naturales y del medio ambiente**

El uso prolongado e incontrolado de fertilizantes y productos químicos genera:

- Acumulación de nitratos que por lixiviación y escorrentía producen la contaminación de las aguas tanto superficiales como subterráneas.
- Eutrofización de las aguas continentales y zonas costeras originando graves cambios en las características del medio.
- Salinización de los acuíferos por sobreexplotación de las aguas subterráneas.
- Contaminación por metales pesados. La mayor parte de los metales se acumulan en la capa superior del suelo. Cuando están en exceso dan lugar a problemas de toxicidad

con el consecuente riesgo medioambiental que puede afectar a los cultivos. Las fuentes de contaminación por metales pesados son muy diversas:

- Fungicidas e insecticidas (como los ditiocarbonatos).
- Fertilizantes, los cuales contienen pequeñas cantidades de metales pesados como impurezas.
- Lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos utilizados como fertilizantes.

#### **I.2.4 Salinización del suelo**

La intensidad de la salinización dependerá de factores tales como el tipo de suelo, el clima, calidad del agua de riego etc. Desde el punto de vista agrícola un suelo se considera salino cuando la concentración de sales en la zona radicular disminuye el desarrollo normal de la planta. La salinización de origen agrícola en el ambiente mediterráneo va en aumento como consecuencia de la limitación de agua de lavado, el incremento en el aporte de fertilizantes minerales, la elevada conductividad de algunas aguas de riego utilizadas.

Algunos trabajos muestran como la salinización afecta negativamente a la actividad microbiana del suelo. Así, Sommers et al. (1978) observó como en suelos con elevada concentración de sales se producía una inhibición microbiana. Frankenberger y Bingham (1982) observaron la inhibición de actividades enzimáticas derivada del aumento de la salinidad en el suelo. El aumento de la salinidad también afecta negativamente a la respiración del suelo (Laura, 1974; García et al., 2000).

Es por ello que el mantenimiento de un nivel alto de materia orgánica, los abonos verdes, o los pastos de gramíneas y leguminosas, pueden ser valiosos para mantener la permeabilidad del suelo cuando han de usarse aguas con una alta relación de adsorción de sodio (Rowel, 1992). La incorporación de materia orgánica en la dosis adecuada en los suelos antropogénicamente salinizados es una buena práctica para mejorar la fertilidad del suelo y aumentar la tolerancia a la sal favoreciendo el crecimiento de los cultivos (Liang et al., 2003). Además una buena rotación de cultivos es un excelente seguro contra los problemas de sodicidad (Rowel, 1992).

### I.3 COMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica se define como el total de compuestos orgánicos presentes en el suelo, incluida la biomasa microbiana, pero excluyendo la macroflora y macrofauna.

Los componentes de la materia orgánica del suelo se pueden dividir en tres fracciones: materia orgánica fresca, humus (ácidos húmicos, fúlvicos y humina), y la biomasa microbiana.

La materia orgánica fresca está formada por hidratos de carbono simples y complejos (monosacáridos, polisacáridos como la celulosa, el almidón o el glucógeno, hemicelulosas etc), lípidos (ácidos grasos, ceras, fosfolípidos, etc); compuestos nitrogenados (proteínas, ácidos nucleicos, vitaminas, alcaloides, etc); ácidos orgánicos (cítrico, málico, succínico, fumárico); polímeros y compuestos fenólicos (ligninas, tanino, etc) y elementos minerales.

La materia orgánica del suelo presenta un estado de permanente evolución y alcanzará un equilibrio dinámico cuando las entradas de carbono al agroecosistema iguallen a las salidas (Labrador, 1996; González, 1997). La mineralización de los compuestos orgánicos por la actividad microbiana origina la formación de compuestos inorgánicos simples (fosfatos, sulfatos, nitratos,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$ , etc). La fracción que no se mineraliza sufre complejas reacciones bioquímicas de síntesis y polimerización, transformándose y dando lugar a las sustancias húmicas. A este proceso se le denomina humificación.

La materia orgánica humificada (humus), constituye la fracción de la materia orgánica altamente transformada y resistente a la degradación microbiana, obtenida mediante reacciones de polimerización entre los productos transitorios (lignina, celulosa, proteínas, etc.) de origen vegetal o animal y los diversos compuestos sintetizados por los microorganismos. Dentro del humus se puede encontrar sustancias orgánicas complejas, bastante estables y resistentes a la degradación; entre ellas se distinguen la humina (insoluble en álcali) y las sustancias húmicas extraíbles con reactivos alcalinos, estando este extracto compuesto a su vez por dos fracciones bien definidas: los ácidos húmicos, que precipitan en medio ácido y los ácidos fúlvicos que permanecen en disolución (Schnitzer, 1978).

La biomasa microbiana es pequeña con respecto al conjunto de la materia orgánica presente en el suelo representando del 1 al 3% (Jenkinson y Ladd, 1981); sin embargo la

mayor parte de las transformaciones que sufre la materia orgánica las llevan a cabo los microorganismos.

### **I.3.1 Importancia de la incorporación de materia orgánica en la fertilidad del suelo**

Las prácticas agrícolas convencionales producen una reducción de la materia orgánica del suelo y esto es uno de los principales rasgos distintivos de la fuerte degradación de los suelos cultivados que se padece en parte de Europa, (Bullock, 1997), particularmente grave en Andalucía por las propias características del clima que favorecen las condiciones de oxidación de la materia orgánica, como fue mencionado anteriormente. Es por ello obvio la recomendación de la FAO sobre la incorporación de materia orgánica a los suelos con el fin de potenciar una agricultura sostenible.

La materia orgánica juega un papel muy importante en la fertilidad del suelo y en general en el desarrollo de una agricultura afín con el medio ambiente, para conseguir una buena fertilidad del mismo y por tanto una elevada productividad. La estrecha relación existente entre el contenido de materia orgánica de un suelo y su fertilidad es un hecho ampliamente constatado y aceptado universalmente (Smith et al., 1993), por lo que una de las vías más importantes en la regeneración de los suelos consiste en la incorporación de materia orgánica con objeto de restablecer sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

La adición de residuos orgánicos favorece el aumento de los niveles de materia orgánica en el suelo (Reganold et al., 1993; Drinkwater et al., 1995; Leita et al., 1999; Madejón et al., 2001a; Ruiz 2002; Schjonning et al., 2002; Edmeades, 2003; Marschner et al., 2003; Dinesh et al., 2004) teniendo numerosos efectos positivos sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo entre las que cabe destacar:

#### ***Efectos en las propiedades físicas***

- *Aumenta la capacidad calorífica del suelo*, disminuyendo a su vez la conductividad térmica (Giráldez, 1997), efecto que favorece el calentamiento del suelo. Los compuestos húmicos, ricos en dobles enlaces conjugados, absorben hasta un 80% de la radiación solar, mientras que los suelos claros no llegan en general al 30% (Labrador, 1996).

- *Disminuye la densidad aparente del suelo*, debido a la baja densidad de las enmiendas junto a su tendencia a incrementar el tamaño de los poros (Duggan y Wiles, 1976; Labrador, 1996, Herencia 2005).
- *Contribuye a favorecer la estabilidad de los agregados* (Webber, 1978; Morel y Jacquin, 1980, Herencia 2005). Algunos compuestos orgánicos degradables actúan ligando las partículas del suelo favoreciendo la formación de agregados, lo que mejora la aireación y la retención de agua. A su vez, las raicillas y los micelios de los hongos ayudan a conservar los agregados e igual ocurre con los exudados segregados por muchos organismos (plantas, bacterias).
- *Mejora la tasa de infiltración y la capacidad de retención de agua* (Morel y Jacquin, 1980; Costa et al., 1991). Debido al efecto físico del tamaño de las partículas, la materia orgánica aumenta la capacidad de retención de agua de suelos arenosos y aumenta la capacidad de aireación de suelos arcillosos.

#### ***Efectos en las propiedades químicas***

- *Incrementa la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el poder tampón del suelo* (Costa et al., 1991).
- *Aporta macronutrientes y micronutrientes* (Smith et al., 1993).
- *Potencia la disponibilidad del K y del P a la planta*. Es posible que la formación de complejos arcillo-húmicos o la quelatación contribuyan a solubilizar los fosfatos inorgánicos insolubles.
- *Forma complejos con los micronutrientes* que aumentan la disponibilidad de éstos para las plantas.

#### ***Efectos en las propiedades biológicas***

- *Fuente de energía para los microorganismos del suelo*.
- *Proporciona actividad enzimática*, la cual contribuye a hidrolizar moléculas de cadena larga, haciendo disponibles para las plantas algunos elementos resultantes de la hidrólisis.
- El uso de compost puede ser útil en el *control de un gran número de patógenos* para las plantas (Marull et al., 1997).
- Las sustancias húmicas *promueven la actividad rizogénica* (Lee y Bartlett, 1976; Mylonas y McCants, 1980).

## I.4 ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO

La mayor parte de la actividad biológica de un suelo proviene de los microorganismos que viven en él (Ladd, 1978). En el suelo habita una comunidad diversa y compleja de algas, bacterias y hongos. Estos microorganismos junto con los virus y protozoos forman la microbiota del suelo. Los principales factores limitantes que afectan a la actividad microbiana en el suelo son la humedad y la temperatura (Insam y Haselwandter 1989).

La actividad y diversidad de la microbiota determinan la estabilidad y funcionamiento de los agroecosistemas. Los microorganismos tienen una enorme influencia en el desarrollo, nutrición y salud de las plantas, ya que juegan un papel importante en los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes. La disponibilidad de estos elementos está influenciada por la mineralización de la materia orgánica y por la inmovilización de nutrientes, estando ambos procesos influidos por los microorganismos (Sparling, 1985; Jenkinson, 1988).

En un suelo cultivado existe una interacción entre el cultivo y los microorganismos del suelo. El volumen de suelo que rodea a las raíces y que resulta afectado por el desarrollo de éstas se denomina rizosfera. La actividad de los microorganismos cambia, ya que los cultivos a través de sus raíces proporcionan una fuente de sustratos energéticos exudados o lisados de células, vivas o muertas, de la raíz (aminoácidos, péptidos, proteínas, vitaminas, enzimas, azúcares, polisacáridos, ácidos orgánicos, flavonoides y hormonas), que estimulan a los microorganismos a multiplicarse colonizando esta zona. La estimulación de los microorganismos en la rizosfera se manifiesta después de la germinación de las semillas, alcanzando un máximo durante la floración y fructificación, decreciendo en la senectud de la planta (Barea, 1998). Los microorganismos de la rizosfera a su vez protegen a la planta mejorando la estructura del suelo y favoreciendo una mayor disponibilidad de nutrientes.

Existen relaciones simbióticas entre las plantas y los microorganismos que facilitan a las primeras un mejor acceso a los nutrientes del suelo, así tenemos los hongos formadores de micorrizas que facilitan un mejor abastecimiento mineral, especialmente de fósforo a la planta. Otro tipo de simbiosis es la que existe entre bacterias fijadoras de nitrógeno y diversas plantas, ejemplo entre las leguminosas y las bacterias del género

*Rhizobium*, las cuales aportan nitrógeno a la planta mediante la fijación del nitrógeno atmosférico.

#### **I.4.1 Importancia de la actividad microbiana en el estudio de la fertilidad de los suelos.**

Doran y Parkin (1994) definen la calidad de un suelo como “La capacidad del mismo para funcionar dentro de un ecosistema sosteniendo la productividad biológica, manteniendo la calidad medioambiental y promoviendo la salud de animales, plantas y del propio hombre”.

Así es necesario disponer de parámetros que puedan reflejar los cambios que se producen relacionados con el manejo del suelo. Existen multitud de parámetros (físicos, químicos, biológicos y bioquímicos) que pueden indicarnos la calidad de un suelo, ya que influyen en los procesos biogeoquímicos. Los parámetros físicos y químicos han sido utilizados como una medida de la calidad del suelo (Parr y Papendick, 1997), sin embargo estos parámetros evolucionan muy lentamente y por lo tanto se requieren muchos años para obtener cambios significativos.

Dentro del estudio del suelo, la actividad microbiana es un buen indicador de la fertilidad biológica y bioquímica del mismo (Nannipieri et al., 1990; Nannipieri, 1994). Los parámetros biológicos y bioquímicos son muy sensibles a los cambios que se producen en el suelo. La biomasa microbiana varía con más rapidez y su aumento o disminución proporcionan un índice temprano de los cambios que se producen en el suelo (Powlson et al., 1987; Grego et al., 1993).

Anderson y Domsch (1985) ponen de manifiesto que la estimación del estado biológico del suelo puede resultar útil para detectar posibles procesos degradativos los cuales no podrían detectarse con otros métodos. Por ello los estudios dirigidos a conocer la actividad microbiana del suelo son de gran relevancia cuando se manejan criterios de calidad de suelos (García et al, 2000).

En Agricultura Ecológica se tiene un concepto de suelo como ente vivo, por lo que la actividad biológica es de trascendental importancia. Un conocimiento de los procesos microbianos es importante en los sistemas agrícolas, particularmente en aquellos en los cuales existe una entrada orgánica de nutrientes (Smith y Paul, 1990).

Debido a la compleja dinámica que presenta el ecosistema suelo, la medida de un solo parámetro microbiano es difícil que nos refleje la actividad microbiana del mismo; por ello es aconsejable el estudio de varios parámetros analizándolos conjuntamente (Beck,1984).

Medidas como la biomasa microbiana y respiración del suelo pueden indicar la cantidad y actividad de la biomasa microbiana existente en el suelo. Además, el empleo de índices sencillos, que se obtienen mediante la relación entre dos parámetros microbianos, como el coeficiente metabólico ( $qCO_2$ ), que es la relación entre la respiración por unidad de carbono microbiano en la unidad de tiempo y la relación entre el carbono de la biomasa microbiana y el carbono orgánico total, son mundialmente utilizados como indicadores de calidad del suelo (Anderson y Domsch, 1985, 1989) así como otros índices empíricos (Nannipieri et al., 1990; Trasar-Cepeda et al., 1998). Las actividades enzimáticas tales como oxidoreductasas o hidrolasas indican la actividad microbiana a través de los cambios de los sustratos, los cuales están directamente implicados en los ciclos de los elementos biogeoquímicos más importantes (C, N, P y S) (Salam et al., 1999).

Numerosos trabajos científicos tratan de los parámetros bioquímicos y biológicos como indicadores de los cambios que se producen al alterar o cambiar de manejo en los cultivos, siendo de utilidad en el estudio de regeneración de suelos degradados (García et al., 1992, 2000; Bonmatí et al., 2000). Las actividades enzimáticas pueden ayudarnos a conocer el efecto de los pesticidas, enmiendas orgánicas y otros compuestos sobre la calidad de los suelos (García et al.,1992; Gil-Sotres et al., 1992; Lobo et al., 2000; Benítez et al., 2004). También pueden servir como indicadores de la contaminación de suelos por metales pesados (Pérez de Mora et al., 2005).

#### **I.4.2 Parámetros biológicos y bioquímicos como indicadores de la calidad del suelo.**

##### *I.4.2.1 Respiración del suelo*

La respiración del suelo se utiliza como un índice de actividad microbiana (Anderson 1982) y se define como el consumo de oxígeno o desprendimiento de  $CO_2$  por la microbiota, incluyendo el intercambio de gases por el metabolismo de organismos tanto aeróbicos como anaeróbicos. La actividad de los microorganismos heterótrofos conlleva

la degradación de la materia orgánica, obteniendo la energía que necesitan para su desarrollo a través de la descomposición de compuestos orgánicos. En estas reacciones redox de oxidación de la materia orgánica por los microorganismos (respiración microbiana), el oxígeno funciona como aceptor final de electrones obteniéndose como productos finales del proceso  $\text{CO}_2$  y agua.

Por tanto, la actividad metabólica de los microorganismos del suelo puede ser medida mediante el desprendimiento de  $\text{CO}_2$  o el consumo de oxígeno (Nannipieri et al., 1990).

La respiración del suelo tiene un claro significado ecológico, y una enorme importancia dentro del conocimiento de la calidad y salud del mismo. La medida del desprendimiento de  $\text{CO}_2$  se ha empleado para estimar la biomasa microbiana del suelo que realmente es activa (West et al., 1988); también es útil para conocer el efecto de determinadas variables sobre la oxidación de la materia orgánica “in situ”, pero sin indicarnos que sustrato orgánico está siendo utilizado. Además nos permite establecer la influencia de las condiciones climáticas y tipo de manejo del suelo en la actividad biológica de la biomasa del suelo, ya que la respiración del suelo se ve afectada por numerosos factores, tales como el tipo de práctica agrícola (Coxson y Parkinson, 1987).

La medida de la respiración del suelo, en presencia de productos potencialmente tóxicos empleados en agricultura, puede permitir evaluar los daños causados por esos productos sobre las funciones fisiológicas de los suelos (Nannipieri et al., 1990).

La respiración del suelo puede medirse por diversidad de métodos tanto en campo como en laboratorio, donde las condiciones experimentales están más controladas (Nannipieri et al., 1990). La información obtenida en campo es más difícil de interpretar como resultado las variaciones de humedad y temperatura, raíces de las plantas y macrofauna que pueden contribuir en la respiración del suelo; además en suelos calizos puede darse una liberación abiótica de  $\text{CO}_2$ . No obstante, en campo las condiciones son más naturales y sobre suelo sin alterar. En general, estas medidas de campo son muy útiles en el estudio de la influencia de las condiciones climáticas o del manejo del suelo en la actividad de la biomasa existente en el mismo, así como en el seguimiento de los procesos de mineralización de la materia orgánica.

#### *1.4.2.2 Biomasa microbiana*

La biomasa microbiana comprende entre el 1 al 3% de la materia orgánica total del suelo (Jenkinson y Ladd, 1981). Para la mayoría de los suelos el nitrógeno de la biomasa

representa 2- 4 % del nitrógeno total del suelo (Ladd, 2003) y el carbono de la biomasa generalmente representa 2-5 % del carbono orgánico del suelo (Smith y Paul 1986).

La biomasa microbiana del suelo es uno de los principales agentes de las transformaciones bioquímicas, influyendo en la liberación de nutrientes esenciales para las plantas y en la mineralización del carbono orgánico (Mc Gill et al., 1986). Este parámetro se ve influenciado por variaciones estacionales de temperatura y humedad y por las diferentes prácticas agrícolas (Doran, 1980; Powlson y Jenkinson, 1981; Carter, 1992).

La biomasa microbiana se sugiere como un indicador de los cambios experimentados por la materia orgánica del suelo (Powlson y Jenkinson, 1981; Díaz-Raviña et al., 1993; Werner 1997), encontrándose una relación estrecha entre dicha biomasa y el contenido en carbono orgánico del suelo (Jenkinson y Ladd, 1981). La base para esta relación es que probablemente bajo condiciones estándar, la biomasa al igual que la respiración, se regula por la entrada de carbono al suelo independientemente del tipo de carbono orgánico añadido (Mc Gill et al., 1986, Witter et al., 1993).

Los cambios en el carbono de la biomasa pueden proporcionar cambios a corto plazo en el carbono orgánico total del suelo (Bergstrom et al., 1998). García et al. (2000) obtienen una correlación alta entre el carbono de la biomasa microbiana y la materia orgánica en suelos degradados, lo cual indica que en este tipo de suelos, el carbono de la biomasa es un buen índice de los cambios de la materia orgánica.

#### *1.4.2.3 Actividades enzimáticas*

Las reacciones bioquímicas están catalizadas por los enzimas, que son proteínas con función catalítica específica.

Las enzimas del suelo pueden proceder tanto de los microorganismos como de las plantas y animales, sin embargo la fuente principal de producción de éstas en el suelo son los microorganismos (Ladd, 1978). La plantas a través de sus raíces excretan enzimas contribuyendo al contenido enzimático del suelo (Dick y Tabatabai, 1986). No obstante el aumento del contenido de enzimas en el suelo es principalmente debido a un efecto indirecto en el cual enzimas secretadas por la raíz de las plantas estimulan la síntesis de enzimas por los microorganismos (Dick et al., 1983; Nannipieri et al., 1983).

Burns (1982) clasificó las enzimas por su localización en el suelo, así distingue enzimas intracelulares (se encuentran en el citoplasma de la célula), enzimas restringidas

al espacio periplásmico (entre la membrana y pared celular), enzimas fijadas en la superficie externa de la célula, enzimas dentro de células no proliferantes (como las esporas de hongos, endosporas de bacterias), enzimas extracelulares (secretadas por células vivas durante el crecimiento y división celular; provenientes de células muertas o desechos de ellas, enzimas asociadas temporalmente a complejos de sustratos solubles o insolubles, adsorbidas en la superficie de las arcillas o formando complejos con los coloides húmicos a través de adsorción o copolimerización durante la génesis de la materia húmica).

El suelo es un medio inhóspito para las enzimas extracelulares ya que están sujetas a la desnaturalización, adsorción e inactivación o degradación proteolítica (Burns, 1978). No obstante los microorganismos dependen de su actividad para obtener los nutrientes del medio. Estos nutrientes puede que en un momento dado no estén disponibles, que estén a una concentración baja para inducir una respuesta por los microorganismos o que estén asociados a un complejo de manera que sea difícil de atacar por las enzimas. De ahí la importancia de los complejos enzimo-húmicos en la catálisis de los sustratos (Burns, 1982), ya que de esta forma se responde más rápidamente, cuando el sustrato debido a su tamaño o insolubilidad no está disponible para los microorganismos. Estas enzimas extracelulares asociadas al complejo húmico no están sujetas a la misma regulación que una enzima intracelular, es decir las enzimas intracelulares, para actuar sobre estos sustratos, deberían ser excretadas por los microorganismos y para ello estos deben ser estimulados.

La actividad enzimática del suelo es la responsable de la formación de moléculas orgánicas estables que contribuyen a la estabilidad del ecosistema suelo e intervienen, como hemos apuntado anteriormente, en los ciclos de los nutrientes. Así destacamos, entre las enzimas las que intervienen en el ciclo de carbono ( $\beta$ -glucosidasa, celulasa, sacarasa, invertasa, etc.), ciclo del nitrógeno (proteasas, ureasa, amidasa y desaminasas) y las del ciclo del fósforo (fosfatasas). El estudio de estas enzimas es por ello muy interesante cuando se realizan enmiendas orgánicas en los suelos; por una parte porque estas enmiendas incorporan enzimas y por otra porque la materia orgánica añadida activa la vida microbiana (Martens et al., 1992).

Las anteriores enzimas se engloban dentro de las hidrolasas que son junto a las oxidoreductasas las enzimas más estudiadas en suelos, debido a su papel en la liberación

de nutrientes inorgánicos y oxidación de la materia orgánica (Ladd, 1985; Dick y Tabatabai, 1993). La oxidorreductasa deshidrogenasa ha sido ampliamente estudiada en suelos (Beyer et al., 1992a), ya que está implicada en procesos respiratorios de oxidación de substratos orgánicos. Esta oxidorreductasa ha sido cuestionada por algunos autores (Nannipieri et al., 1990; Beyer et al., 1993), ya que está afectada por numerosos factores (pH, tipo de suelo, contenido en materia orgánica etc.), siendo además los aceptores de electrones empleados para determinar su actividad (TTC o INT) menos efectivos que el oxígeno. García et al. (1997) afirma que la actividad deshidrogenasa en suelos degradados refleja la actividad metabólica. Dada la relación directa entre la actividad deshidrogenasa y la actividad microbiana asociada a la degradación inicial de la materia orgánica (Bolton et al., 1985), su medida nos informará de la evolución de la actividad metabólica del suelo al incorporar fracciones orgánicas lábiles con los residuos orgánicos.

#### **I.4.3 Influencia de la fertilización y el manejo del suelo en la actividad biológica**

La cantidad y actividad de la biomasa microbiana responde a las prácticas de manejo del suelo tales como la incorporación de residuos y el laboreo (Drury et al., 1991; Kaiser y Heinemeyer, 1993; Staley, 1999), el tipo de cultivo (Fyles et al., 1988; Kaiser y Heinemeyer, 1993; Grayston et al., 1998), la rotación de cultivo (Mc Gill et al., 1986; Dick, 1992) y la aplicación de pesticidas y fertilizantes (Bossio et al., 1998).

Así las enmiendas orgánicas tales como estiércol, abono verde, residuos de cultivo (Dick et al., 1988; Martens et al., 1992; Kandeler y Eder 1993; Dinesh et al., 2004) y los residuos urbanos (Werner et al., 1988; Perucci, 1992; Burgos, 2001; Madejón et al., 2001b) incrementan significativamente la actividad de un amplio rango de enzimas del suelo.

De la comparación del laboreo de conservación con el laboreo convencional han resultado incrementos en las poblaciones y actividad microbianas (Staley ,1999) y biomasa microbiana (Angers et al., 1993, Hoflich et al., 1999; Kandeler et al., 1999c) .

Los suelos con laboreo de conservación presentan mayor actividad enzimática que los de laboreo convencional (Doran, 1980; Klein, y Koths 1980). El laboreo convencional a largo plazo disminuye las actividades fosfatasa, deshidrogenasa, ureasa y proteasa en ambas capas del suelo la superficial y subsuperficial.

Las prácticas de cultivo también pueden afectar a los procesos biológicos. Por ejemplo, los suelos bajo pastoreo generalmente tienen más contenido en carbono y nitrógeno (Russell 1980; Schimel et al., 1985) y biomasa microbiana (Schimel et al., 1985; Robertson et al., 1993) que los suelos cultivados debido a la mayor entrada de materia orgánica de la descomposición de los residuos de pastoreo.

La comparación de las rotaciones de cultivo con los sistemas de monocultivo ha mostrado que las actividades enzimáticas son sensibles a los efectos positivos asociados con los sistemas de policultivos (Dick, 1984; Bolton et al., 1985, Acosta-Martinez et al., 2003).

Los suelos bajo monocultivo, en las regiones semiáridas, muestran valores más bajos de respiración, biomasa microbiana, actividades enzimáticas (fosfatasa,  $\beta$ -glucosidasa, deshidrogenasa) que los suelos naturales, siendo este efecto más marcado en los suelos con monocultivo sin riego (Pascual et al., 2001). Esta pérdida de actividad enzimática conlleva una concentración más baja de nutrientes disponibles para las plantas en los suelos cultivados que en los naturales, también observado por otros autores (Gupta y Germida, 1988).

Los tipos de abonado y las aplicaciones de plaguicidas influyen mucho en las clases y abundancia de formas microbianas. Muchos estudios biológicos han relacionado el uso de plaguicidas y actividades enzimáticas, ya que la adición de aquellos puede estimular o inhibir la actividad de las enzimas en el suelo (Ladd, 1985).

En general los efectos de los pesticidas en las actividades enzimáticas en el suelo dependen de varios factores tales como la naturaleza química y la dosis del pesticida, el tipo de suelo y enzima y el tipo de experimento (campo o laboratorio) (Gianfreda y Bollag, 1996). La aplicación de pesticidas en campo a dosis normales normalmente no muestran efectos apreciables (ni estimulan ni inhiben) en la actividad de las enzimas en el suelo ni en la actividad microbiana (Wainwright, 1978; Schaffer, 1994). Sin embargo a dosis altas los pesticidas tanto incrementan como inhiben la actividad enzimática del suelo, probablemente debido a interacciones directas entre el pesticida y el enzima o a interacciones indirectas resultante de cambios en el número o actividad de los microorganismos.

Un pesticida puede inhibir una actividad enzimática en un suelo y puede no tener influencia o incrementar esa misma actividad enzimática en otro tipo de suelo

dependiendo de varios factores tales como: la presencia de varias fracciones de enzimas (intracelulares, extracelulares libres o inmovilizadas como clasifica Burns, (1982)), las cuales pueden cambiar su concentración con el tiempo; adsorción de los pesticidas a los coloides disminuyendo así su concentración (Gianfreda y Bollag, 1996).

Sannino y Gianfreda (2001) estudiaron la influencia de cuatro pesticidas (glifosato, paraquat, atrazina y carbaryl) sobre las actividades enzimáticas invertasa, ureasa y fosfatasa en 22 tipos de suelos. Así los pesticidas paraquat y glifosato activaron las actividades invertasa y ureasa en varios suelos, sin embargo la actividad fosfatasa fue inhibida por el glifosato.

Existen algunos trabajos, aunque no muy numerosos, de investigación en relación con la actividad biológica del suelo dentro de la agricultura ecológica, entre ellos destacamos, el trabajo realizado por Drinkwater et al. (1995) en el cual encontraron valores superiores de diversidad y actividad biológica en los suelos bajo manejo ecológico comparados con los de manejo convencional. Albiach et al. (1999) cuantifican varias actividades enzimáticas y biomasa microbiana en huertos de cítricos ecológicos y convencionales, mostrando una mayor actividad biológica el suelo bajo manejo ecológico. Pérez-Sarmentero et al., (1994) estudiaron los efectos de tres tratamientos de fertilización (biológica, biodinámica y mineral) encontrando diferencias pequeñas entre tratamientos, especialmente entre los tratamientos biológicos y biodinámico. Castillo y Joergensen (2001) observaron como la respiración del suelo, contenido en ergosterol y carbono de la biomasa incrementaban mediante manejo ecológico. Sin embargo, casi no existen artículos sobre la actividad biológica en parcelas en reconversión a la agricultura ecológica. Robertson y Morgan (1996) observan un aumento de la biomasa microbiana durante la conversión a la agricultura ecológica de un suelo con una historia de manejo bajo pastoreo y cultivo convencional. Werner (1997) observó, durante los dos primeros años de reconversión a la agricultura ecológica, que tanto el coeficiente metabólico como la razón  $C_{mic}/COT$  no presentaban diferencias entre el manejo convencional y el ecológico. Albiach et al. (1998) estudiaron el efecto de tres tipos de fertilización (orgánica, organo-mineral y mineral) durante el segundo y tercer año de reconversión, observando un incremento aunque no significativo de las actividades enzimáticas (deshidrogenasa y fosfatasa alcalina).

## II. OBJETIVOS

---

En agricultura ecológica donde gran parte de la fertilización de los cultivos se confía tanto a la fijación biológica de los nutrientes como a la descomposición de la materia orgánica, es de vital importancia el estudio de la actividad biológica del suelo, la cual es clave para conocer la fertilidad del mismo.

Así, el estudio de la actividad biológica es una herramienta muy valiosa para conocer, tanto el estado del suelo como la influencia que un determinado manejo está teniendo sobre él. Dos son los métodos más habitualmente utilizados para estudiar la actividad biológica de un suelo, siendo ambos complementarios: la medida de la biomasa y la determinación de actividades enzimáticas implicadas en el ciclo de los nutrientes, esenciales para los cultivos.

El objetivo fundamental del presente estudio es comparar la fertilidad del suelo en dos tipos de manejo agrícola: ecológico y convencional, bajo un sistema de rotación de cultivos, estudiando la evolución de los parámetros químicos, bioquímicos y biológicos. Con este trabajo se aborda el estudio de los primeros años de reconversión a la agricultura ecológica en dos tipos de suelos (franco y arcilloso) y el estudio de un suelo (franco limoso) con una historia de cuatro años de fertilización orgánica ya implantada.

Se han perseguido los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar el efecto de la adición de compost sobre las propiedades químicas y biológicas del suelo.
2. Estudiar la evolución de la materia orgánica, actividad y biomasa microbiana y actividades enzimáticas relacionadas con los ciclos de macronutrientes C, N, P en las parcelas.
3. Determinar la idoneidad de cada uno de los parámetros bioquímicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo.
4. Comparar las características químicas y biológicas de dos suelos, en proceso de reconversión a la agricultura ecológica, de diferente textura: franco y arcilloso.
5. Estudiar el efecto de la adición de compost sobre la producción de cosecha.
6. Determinar la relación entre las producciones de cosecha y las distintas propiedades químicas y bioquímicas de suelo estudiadas.

## **III. MATERIALES Y MÉTODOS**

---

### **III.1 INTRODUCCIÓN**

### **III.2 MATERIALES**

#### **III.2.1 Situación de las parcelas**

##### *III.2.1.1 Parcelas en regadío*

##### *III.2.1.2 Parcela en secano*

#### **III.2.2 Caracterización de los suelos**

#### **III.2.3 Caracterización de los compost orgánicos**

##### *III.2.3.1 Compost animal*

##### *III.2.3.2 Compost vegetal*

##### *III.2.3.3 Propiedades bioquímicas de los compost*

#### **III. 2.4 Material Vegetal**

#### **III.2.5 Características de las aguas de riego**

#### **III.2.6 Climatología**

##### *III.2.6.1 Parcelas en regadío*

##### *III.2.6.2 Parcelas en secano*

### **III.3 MÉTODOS**

#### **III.3.1 Diseño experimental**

##### *III.3.1.1 Experimento de reconversión en regadío*

##### *III.3.1.2 Experimento de reconversión en secano*

##### *III.3.1.3 Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío*

#### **III.3.2 Toma y preparación de muestras de suelo**

#### **III.3.3 Análisis de suelos**

##### *III.3.3.1 Determinaciones físico-químicas*

##### *III.3.3.2 Determinaciones bioquímicas*

#### **III.3.4 Análisis de los residuos orgánicos**

##### *III.3.4.1 Toma y preparación de muestras*

##### *III.3.4.2 Determinaciones analíticas*

#### **III.3.5 Tratamiento estadístico de los resultados**

### **III.1 INTRODUCCIÓN**

En este trabajo se aborda el estudio de la reconversión, en un suelo franco, a la agricultura ecológica en un sistema de regadío y el estudio de la reconversión, en un suelo arcilloso, a la agricultura ecológica en un sistema de secano. Por otra parte también se estudia en un suelo franco limoso parcelas ecológicas ya establecidas durante cuatro años de manejo ecológico. Tanto en los experimentos de reconversión (regadío y secano) como en el experimento de las parcelas ecológicas ya establecidas en regadío, se toma como punto de comparación el sistema convencional.

### **III.2 MATERIALES**

#### **III.2.1. Situación de las parcelas**

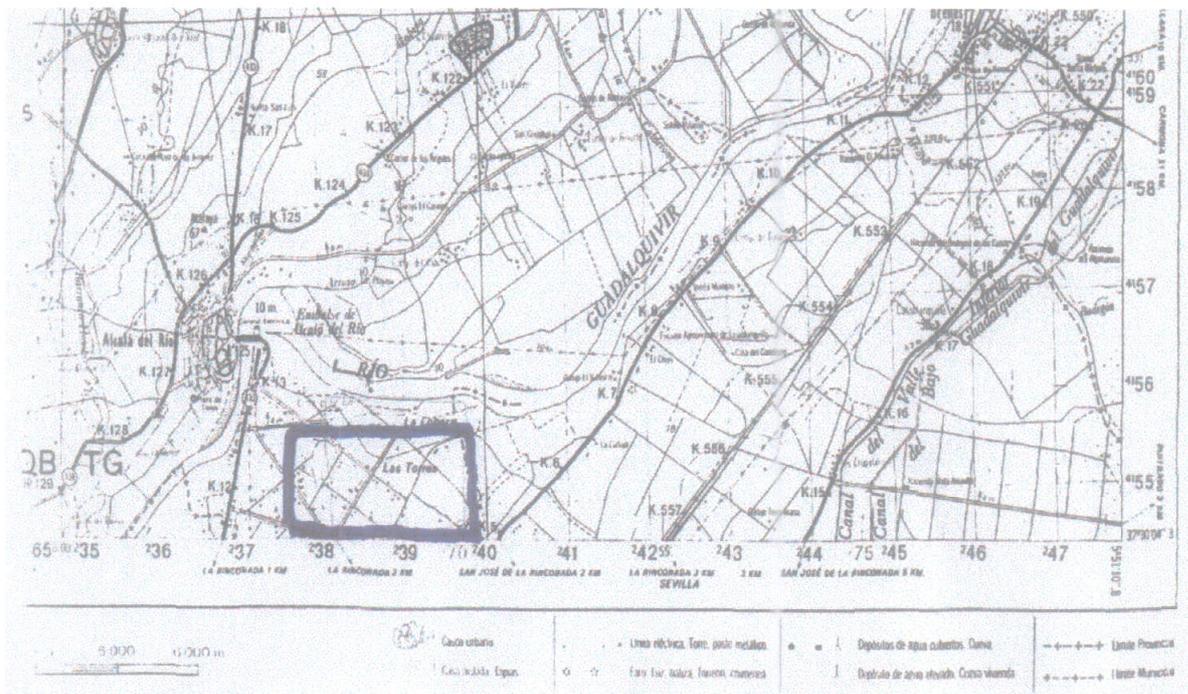
##### *III.2.1.1 Parcelas de regadío*

La parcela donde se ha llevado a cabo el trabajo experimental de reconversión a la agricultura ecológica se encuentra situada en la finca “Las Torres”, en el Centro de Investigación Agraria (C.I.F.A) “Las Torres-Tomejil” dentro del Término Municipal de Alcalá del Río (Sevilla), con acceso en el km 12,2 de la carretera Sevilla-Cazalla de la Sierra. Su localización geográfica es latitud 37° 8′ 33″ Norte y longitud 5° 16′ 4″ Oeste.

El trabajo experimental en parcelas ecológicas establecidas en regadío se encuentra en la misma finca con la misma situación geográfica.

En el Mapa III.1 se observa la ubicación de la finca en la provincia de Sevilla.

Mapa III 1. Situación de la parcela experimental las Torres

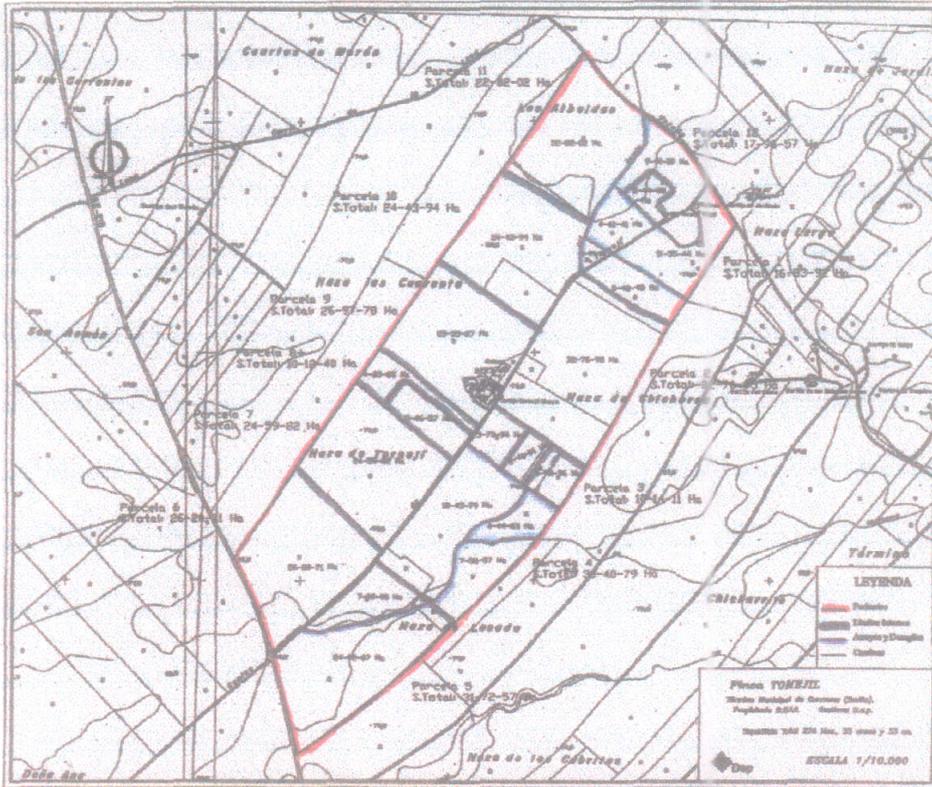


### III.2.1.2 Parcelas de secano

La parcela donde se ha llevado a cabo el trabajo experimental del ensayo de reconversión a agricultura ecológica en secano, se encuentra ubicada en la finca experimental “Tomejil”, del Centro de Investigación Agraria (C.I.F.A) “Las Torres-Tomejil”, dentro del Término Municipal de Carmona (Sevilla), con acceso en el km 4,5 de la carretera Carmona-Arahal. Su localización geográfica es latitud  $37^{\circ} 24' 7''$  Norte y longitud  $5^{\circ} 35' 10''$  Oeste.

En el mapa 2 se observa la ubicación de la explotación en la provincia de Sevilla.

Mapa III 2. Situación de la parcela experimental Tomejil



### III.2.2 Caracterización de los suelos

El suelo del experimento de reconversión en regadío (Suelo A) es un típico Xerofluvent (Soil Survey Staff, 1996) de textura franca. Sus características más relevantes se muestran en la Tabla III.1.

El suelo correspondiente a las parcelas ecológicas ya establecidas en regadío (Suelo B) se clasifica como Xerofluvent (Soil Survey Staff, 1996) y se trata de un suelo franco limoso. Las características más relevantes de este suelo al inicio de la reconversión (año 1995) se muestran en la Tabla III.1. Sus características al principio del experimento (año 1999), que se recoge en la presente memoria se muestran en la Tabla III.2.

El suelo correspondiente al experimento de reconversión en secano (Suelo C) es un típico Chromic Haploxerert (Soil Survey Staff, 1999) de textura arcillosa. Sus características más relevantes se muestran en la Tabla III.1.

**Tabla III. 1. Principales características de los suelos (0-15 cm) de las parcelas experimentales al inicio de la reconversión.**

	Suelo A	Suelo B (1995*)	Suelo C
<b>Textura</b>	Franco	Franco-limoso	Arcilloso
Arena (g kg <sup>-1</sup> )	440	260	40
Limo (g kg <sup>-1</sup> )	296	510	300
Arcilla (g kg <sup>-1</sup> )	264	230	660
pH	8,04	8,10	7,70
CE (1:2,5) (dS m <sup>-1</sup> )	0,19	0,42	0,27
Ca CO <sub>3</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	249	175	223
C orgánico (g kg <sup>-1</sup> )	7,56	7,80	9,76
N-Kjeldahl (g kg <sup>-1</sup> )	0,88	0,90	1,40
P-Olsen (mg kg <sup>-1</sup> )	11,5	34,5	7,70
K-disponible (mg kg <sup>-1</sup> )	262	364	555
Fe-extraído DTPA (mg kg <sup>-1</sup> )	6,50	–	7,42
Cu- extraído DTPA (mg kg <sup>-1</sup> )	1,60	–	1,25
Mn- extraído DTPA (mg kg <sup>-1</sup> )	12,1	–	3,43
Zn- extraído DTPA (mg kg <sup>-1</sup> )	0,88	–	0,24

\* Inicio de la reconversión

Suelo A: n= 16; Suelo B: n= 8; Suelo C: n=12.

El suelo A presenta un alto porcentaje de arena, lo cual indica generalmente una menor fertilidad y poca capacidad de retención de agua, aunque son suelos fácilmente laborables con buena aireación y drenaje. Sin embargo, esto último puede constituir un problema, especialmente cuando reciben altas fertilizaciones, ya que facilita la lixiviación de sustancias solubles, con el consiguiente peligro de contaminación de las aguas subterráneas (Addiscott et al., 1991).

El suelo C con un mayor contenido en arcilla posee una mayor capacidad de retención de agua y nutrientes. No obstante, un contenido muy alto de arcilla puede conllevar problemas de aireación. El estudio de difracción de rayos X de la arcilla del suelo C reveló una alta proporción correspondiente al tipo de la esmectita y con una menor proporción de illita y caolinita (Morillo et al., 2002).

Los tres suelos presentan un pH básico debido a su alto contenido en carbonato cálcico. En general, ninguno de los tres presenta problemas de salinización. El

contenido en materia orgánica es típico de los suelos agrícolas de Andalucía donde los niveles de materia orgánica son muy bajos ( $10 \text{ g kg}^{-1}$  Costa et al., 1991).

Tabla III. 2. Principales características químicas del suelo B (0-15 cm) año 1999 inicio del estudio. n=8.

Propiedades	Tratamiento	Valores medio
pH	Mineral	8,64
	Orgánico	8,32
CE (1:2,5) ( $\text{dS m}^{-1}$ )	Mineral	0,20
	Orgánico	0,34
C orgánico ( $\text{g kg}^{-1}$ )	Mineral	9,10
	Orgánico	19,2
N-Kjeldahl ( $\text{g kg}^{-1}$ )	Mineral	1,06
	Orgánico	2,00
P-Olsen ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Mineral	12,0
	Orgánico	51,4
K-disponible ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Mineral	280
	Orgánico	543
Fe- extraído DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Mineral	7,85
	Orgánico	6,47
Cu- extraído DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Mineral	2,45
	Orgánico	2,66
Mn- extraído DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Mineral	25,8
	Orgánico	32,5
Zn- extraído DTPA ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Mineral	2,50
	Orgánico	2,92

Los suelos A y B presentan bajos contenidos de N-Kjeldahl mientras que el suelo C presenta valores normales. El contenido en P-Olsen es bajo en los suelos (A y C) y normal en el suelo B. El contenido de K disponible es normal en los suelos A y B y alto en el suelo C (JE-MP, 1992).

Las características del suelo B tras cuatro años de diferenciación entre fertilización orgánica y mineral, se muestran en la Tabla III.2 diferenciándose entre tratamientos. Se observa un aumento en el contenido en el contenido de carbono orgánico, N-Kjeldahl,

P-Olsen y K-disponible del suelo en las parcelas con fertilización orgánica respecto al inicio de la reconversión, debido a los residuos orgánicos añadidos. El ligero aumento de C orgánico en las parcelas con fertilización mineral es debido a los exudados de raíces y restos de cultivos anteriores.

En cuanto al contenido de metales pesados, los valores en los tres suelos son valores típicos de los suelos no contaminados (Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

### **III.2.3 Caracterización de los composts orgánicos**

Se han empleado dos tipos de composts orgánicos permitidos en AE, según las normas establecidas por IFOAM (1998), 1) un compost de residuos vegetales; 2) un compost animal procedente de una mezcla de distintos estiércoles (caballo, vaca y oveja).

Los composts se aplicaron en las parcelas orgánicas de las parcelas de reconversión en regadío durante tres años consecutivos y en las parcelas de reconversión en secano durante cuatro años. En las parcelas de reconversión en regadío, en total se realizaron cinco adiciones de cada producto orgánico (dos adiciones en el primer y tercer año y una adición en el segundo año). En las parcelas de reconversión en secano cuatro adiciones (una por cada año de ensayo). Las partidas de ambos composts utilizadas desde la primera a la quinta campaña en la parcela de reconversión en regadío se han denominado I, II, III, IV y V para facilitar la exposición de los resultados en las tablas. Las parcelas de reconversión en secano recibieron sucesivamente las partidas I, II, VII, VI de compost vegetal en cada una de las cuatro campañas de experimentación y las partidas I, II, IV, VI de compost animal en las mismas campañas.

Las parcelas del experimento parcelas ecológicas ya establecidas en regadío, se les aplicó indistintamente uno u otro de los compost anteriores según la disponibilidad en cada momento. Así en la segunda campaña se adicionó el compost vegetal de la partida I y en la tercera campaña el correspondiente a la partida III. En la cuarta campaña se aplicó el compost animal procedente la partida IV.

Las características más relevantes de las distintas partidas de composts utilizadas en los ensayos se muestran en las Tablas III.3, 4.

### *III.2.3.1 Compost animal*

El compost animal se preparó manualmente mediante mezcla de distintos estiércoles, (estiércol de caballo (60%), estiércol de vaca (20%) y de oveja (10%)), y sus camas respectivas.

La composición y la calidad de los composts animales varían mucho según la especie de animal, el tipo de manejo y el estado de descomposición de los estiércoles. De la composición química de las diferentes partidas de compost animal utilizadas en los ensayos (Tabla III.3), se deduce que se trata en general de un producto bastante heterogéneo, como suele ocurrir en compost de este tipo. Es un compost rico en carbono orgánico, aunque moderadamente bajo N-Kjeldahl, especialmente en el caso de las partidas II, III y IV. La relación C/N en las distintas partidas estuvo próxima a 20, incluso se obtuvieron valores mucho más bajos como en el caso de partida I. En el caso de la partida III el valor de la relación C/N supera el valor de 20 por lo que habría que controlar un posible efecto negativo de “inmovilización de N”. En cuanto a otros elementos nutricionales, destacar las altas concentraciones de Ca en las diferentes partidas y los bajos contenidos K de todas las partidas utilizadas, excepto la V.

Respecto a los metales pesados (Cu y Zn), las concentraciones de los mismos obtenidas en las diferentes partidas se encuentran muy por debajo de los límites máximos permitidos por la legislación (Real Decreto y orden 28/5/98 sobre fertilizantes y afines, modificada por la orden 2 de Noviembre de 1999, publicada en el BOE del 10 de Noviembre de 1999).

### *III.2.3.2 Compost vegetal*

El compost vegetal se preparó mediante la mezcla de restos de cultivos anteriores, residuos de poda y césped. La disponibilidad de carácter estacional de tales residuos condiciona la variabilidad intrínseca en la composición química del producto de unas partidas a otras, y por otra parte, le confiere un cierto grado de heterogeneidad, característica de la mayoría de enmiendas y fertilizantes orgánicos empleados en nuestra agricultura.

De la composición química del compost vegetal (Tabla III.4), se deduce que se trata de un producto rico en C orgánico. Los valores de N-Kjeldahl de las diferentes partidas

se encuentran dentro de citados en la bibliografía de la Tabla III.5. La relación C/N se mantuvo dentro del intervalo (10-20) citado por Mustin, (1987) como óptimo, excepto en la partida V que presentaba una razón C/N más elevada que el resto de las partidas.

También en este caso, el contenido en metales pesados (Cu y Zn) se encuentra muy por debajo de los límites máximos permitidos.

En general los valores de los parámetros analizados en las diferentes partidas de compost vegetal se encuentran dentro de los intervalos encontrados en la bibliografía para productos similares (Tabla III.5).

### *III.2.3.3 Propiedades bioquímicas de los compost*

Los valores medios de algunos parámetros bioquímicos de las diferentes partidas de compost de estiércol y compost vegetal aplicados en los cultivos se muestran en las Tablas III.6 y Tabla III.7. Las partidas V y VI del compost animal presentaron los valores más altos en biomasa microbiana con respecto a las otras partidas mientras que la partida VII del compost vegetal mostró los valores más bajos de biomasa microbiana.

En general, el compost vegetal mostró valores de actividades enzimáticas superiores a los encontrados en el compost animal.

Hay que destacar notablemente como las partidas V y VI del compost animal presentaron unos valores de biomasa microbiana con unas desviaciones extraordinariamente altas con respecto a las otras partidas. A su vez estas partidas de compost animal (V y VI) mostraron también un mayor contenido en materia orgánica, lo cual nos podría indicar una menor madurez del compost de estas partidas.

Se observa una gran variabilidad en las características bioquímicas de una partida a otra en los dos residuos orgánicos estudiados, poniéndose de manifiesto la gran heterogeneidad de estos residuos y posiblemente los diferentes estados de maduración de cada partida. En cualquier caso para la mayor parte de las partidas los valores medios de las propiedades bioquímicas se encuentran dentro de los valores encontrados en la bibliografía para residuos orgánicos (Burgos 2001; Madejón et al., 2003), lo cual es lógico debido a la diferente composición y estado de maduración de los distintos compost.

Tabla III.3. Características químicas de los compost animales aplicado como abonado de fondo ( n=3 para cada una de las partidas).

Propiedad	Unidad	I		II		III		IV		V		VI	
		Valores medios	DS										
Humedad	g kg <sup>-1</sup>	420	4,00	175	2,00	248	1,00	271	1,66	364	4,80	444	1,60
pH (1: 5)		7,57	0,04	7,90	0,02	7,60	0,03	7,64	0,01	8,95	0,01	8,36	0,01
CE (1: 5)	(dS m <sup>-1</sup> )	6,40	0,36	4,10	0,20	5,72	0,32	5,56	0,20	11,5	0,30	8,56	0,20
MO	g kg <sup>-1</sup>	268	0,10	214	0,07	315	0,01	255	0,05	458	0,06	544	0,06
N-Kjel	g kg <sup>-1</sup>	18,7	1,10	7,60	1,37	6,43	0,56	8,20	0,17	18,5	0,70	15,3	0,60
C/N		8,33		16,4		28,5		18,1		14,4		20,7	
CEHT	g kg <sup>-1</sup>	56,8	0,80	38,4	0,24	39,5	0,50	34,1	0,60	87,8	0,80	90,0	1,00
CAH	g kg <sup>-1</sup>	37,5	0,50	25,0	0,40	21,1	0,20	21,4	0,35	54,5	0,55	70,6	0,90
P-Olsen	g kg <sup>-1</sup>	4,30	0,26	4,00	0,60	5,00	0,04	4,30	0,30	7,80	0,06	6,30	0,10
Na	g kg <sup>-1</sup>	2,83	0,23	1,26	0,10	1,60	0,08	1,50	0,10	2,00	0,10	2,30	0,10
Ca	g kg <sup>-1</sup>	40,5	3,10	39,0	4,40	57,5	0,45	81,8	0,60	94,0	4,50	90,1	5,25
Mg	g kg <sup>-1</sup>	7,50	1,10	7,00	1,10	5,50	1,10	6,20	1,10	5,80	0,70	3,00	0,20
K	g kg <sup>-1</sup>	12,0	1,40	6,00	0,56	5,10	0,45	8,00	0,20	18,2	0,60	8,10	0,16
Fe	g kg <sup>-1</sup>	11,0	0,05	11,0	0,07	8,75	0,10	8,61	0,12	5,30	0,20	7,12	0,15
Cu	mg kg <sup>-1</sup>	42,0	0,50	40,0	0,90	29,2	0,01	30,0	0,03	40,3	0,90	21,5	1,00
Mn	mg kg <sup>-1</sup>	304	0,90	335	1,00	285	0,50	443	0,50	362	1,00	312	1,20
Zn	mg kg <sup>-1</sup>	109	0,30	51,0	0,54	46,6	0,32	7,44	0,12	8,60	0,34	4,70	0,16

CE : Conductividad eléctrica; MO: Materia orgánica; N- Kjel: Nitrógeno Kjeldahl; CEHT: Carbono del extracto húmico total; CAH: Carbono de los ácidos húmicos.

Tabla III.4. Características químicas de los compost vegetales aplicado como abonado de fondo ( n=3 para cada una de las partidas).

Propiedad	Unidad	I		II		III		IV		V		VI		VII	
		Valores medios	DS												
Humedad	g kg <sup>-1</sup>	247	9,00	217	2,00	255	2,00	229	1,67	280	1,30	453	1,75	330	1,64
PH (1: 5)		7,80	0,05	7,30	0,03	7,70	0,03	7,62	0,02	8,00	0,01	7,57	0,01	8,00	0,01
CE (1: 5)	(dS m <sup>-1</sup> )	1,30	0,12	4,80	0,22	1,47	0,10	2,15	0,15	1,46	0,10	1,25	0,10	3,53	0,25
MO	g kg <sup>-1</sup>	254	0,05	281	0,04	393	0,04	232	0,05	286	0,02	360	0,03	198	0,05
N- Kjeld	g kg <sup>-1</sup>	9,60	0,10	11,2	0,90	11,1	1,24	7,60	0,20	5,70	0,30	14,4	0,50	6,74	0,30
C/N		15,4		14,6		20,6		17,7		29,1		14,5		14,3	
CEHT	g kg <sup>-1</sup>	35,8	0,70	57,4	0,50	45,4	0,40	39,5	0,90	29,9	0,60	49,7	0,60	55,8	0,80
CAH	g kg <sup>-1</sup>	19,6	0,60	32,7	0,70	24,6	0,80	19,0	0,40	14,6	0,50	28,0	0,40	31,0	0,50
P-Olsen	g kg <sup>-1</sup>	3,20	0,61	4,90	0,31	5,16	0,63	2,70	0,07	2,30	0,10	4,50	0,50	1,76	0,13
Na	g kg <sup>-1</sup>	1,06	0,20	1,60	0,10	0,90	0,10	0,60	0	1,10	0,10	0,70	0,08	1,10	0,10
Ca	g kg <sup>-1</sup>	101	9,50	123	1,70	113	4,70	78,1	1,50	69,0	1,10	53,0	1,34	174	1,20
Mg	g kg <sup>-1</sup>	4,00	0,10	2,40	0,21	7,00	0,30	6,20	0,30	6,40	0,11	4,50	0,20	8,10	0,20
K	g kg <sup>-1</sup>	3,80	0,25	5,40	0,25	4,00	0,12	5,30	0,20	4,70	0,20	3,10	0,10	5,30	0,10
Fe	g kg <sup>-1</sup>	11,7	0,02	8,30	0,03	8,50	0,10	8,20	0,40	7,54	0,30	6,75	0,18	8,22	0,40
Cu	mg kg <sup>-1</sup>	20,0	0,20	17,8	0,50	22,3	0,03	22,7	1,10	23,1	2,00	21,4	2,40	19,0	1,20
Mn	mg kg <sup>-1</sup>	305	1,00	221	0,70	234	0,80	350	0,70	338	0,90	320	1,00	304	1,40
Zn	mg kg <sup>-1</sup>	54,6	0,50	47,0	0,30	46,5	0,56	5,30	0,20	4,32	0,10	4,92	0,14	5,27	0,18

Tabla III.5 Datos de los contenidos en nutrientes de diferentes residuos orgánicos de procedencia animal y vegetal citados en la bibliografía.

Nutriente	Concentración	Tipo de compost	Referencia
N-Kjeldahl (%)	2,93	Purín de cerdo	Quenun et al., (2004)
	0,83	Residuos agrícolas	Robotti et al., (1987)
	0,96	Fanerógamas y restos vegetales de jardinería	Quenun et al., (2004)
		Residuos de la industria de conservas vegetales	Vallini et al., (1984)
	1,60		
	1,45	Estiércol de vacuno	Farrus et al., (2004)
	0,28-0,38	Residuos agroindustriales	Baca et al., (1990)
	2,10-2,60	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
0,83	Estiércol de ovino	Urbano y Moro (1992)	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	0,50-1,20	Diversos residuos agroindustriales	Vallini et al.(1984)
		Fanerógamas y restos vegetales de jardinería	Quenun et al., (2004)
	0,34		
	6,29	Purín de cerdo	Quenun et al., (2004)
	0,30-0,40	Diversos residuos agroindustriales	Baca et al.(1990)
	0,55	Estiércol de vacuno	Farrus et al., (2004)
	0,48-0,57	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
0,23	Estiércol de ovino	Urbano y Moro (1992)	
K <sub>2</sub> O (%)	0,86	Fanerógamas y restos vegetales de jardinería	Quenun et al., (2004)
	0,60	Residuos animales	Robotti et al. (1987)
	2,22	Purín de cerdo	Quenun et al., (2004)
	2,01	Estiércol de vacuno	Farrus et al., (2004)
	1,66-2,74	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
		Estiércol de ovino	Urbano y Moro (1992)
	0,67		
Materia orgánica (%)	40-63	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
	32,50	Fanerógamas y restos vegetales de jardinería	Quenun et al., (2004)
	61,20	Purín de cerdo	Quenun et al., (2004)
	29,20	Estiércol de vacuno	Farrus et al., (2004)
Na (%)	0,46-0,58	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
Ca (%)	4,88-8,50	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
	7,08	Purín de cerdo	Quenun et al., (2004)
	12,60	Estiércol de vacuno	Farrus et al., (2004)
	13,56	Fanerógamas y restos vegetales de jardinería	Quenun et al., (2004)
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	35-45	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
Fe (g kg <sup>-1</sup> )	3,30-6,50	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	101-182	Estiércol de ovino	Albiach (1997)
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	52-65	Estiércol de ovino	Albiach (1997)

Tabla III.6 Características bioquímicas de los compost animales aplicado como abonado de fondo( n=3 para cada una de las partidas)

Propiedades	I		II		III		IV		V		VI	
	Valores medios	DS	Valores medios	DS								
Proteasa	209	8,62	105	1,00	643	13,0	405	39,0	6202	45,0	1354	87,0
$\beta$ -Glucosidasa	113	3,35	158	0,50	759	40,0	62,0	0,40	117	1,86	110	7,00
Deshidrogenasa	634	6,90	148	7,80	154	49,0	148	6,80	379	33,0	367	8,30
Fosfatasa Alcalina	787	21,0	1086	13,0	1606	23,0	425	6,23	633	32,60	785	5,30
Carbono de la biomasa	4214	206	375	58,0	713	4,00	1245	128	36276	10930	11040	1480
Nitrógeno de la biomasa	439	102	125	22,0	190	3,00	203	4,83	4026	301	1424	202

Proteasa: Tirosina( mg kg<sup>-1</sup> dwt 2h<sup>-1</sup>);  $\beta$ -Glucosidasa: paranitrofenol ( mg kg<sup>-1</sup> dwt h<sup>-1</sup>); Deshidrogenasa: mg TPF dwt kg<sup>-1</sup>; Fosfatasa Alcalina: : paranitrofenol ( mg kg<sup>-1</sup> dwt h<sup>-1</sup>); Carbono de la biomasa: C (mg kg<sup>-1</sup> suelo); Nitrógeno de la biomasa: N (mg kg<sup>-1</sup> suelo).

Tabla III.7. Características bioquímicas de los compost vegetales aplicado como abonado de fondo ( n=3 para cada una de las partidas).

Propiedades	I		II		III		IV		V		VI		VII	
	Valores medios	DS												
Proteasa	3140	14,4	736	57,0	4094	376	1923	19,0	2161	31,0	4842	125	286	14,3
$\beta$ -Glucosidasa	256	8,68	873	5,00	1732	42,0	689	2,00	643	3,00	970	11,0	532	1,16
Deshidrogenasa	1110	51,0	1117	20,0	746	3,70	431	36,0	352	74,0	996	105	143	12,5
Fosfatasa Alcalina	2843	208	4458	163	5516	11,5	2543	49,0	2385	26,0	5604	47,0	4267	13,7
Carbono de la biomasa	1593	25	2267	207	5286	267	1040	34,0	2413	6,00	2787	220	445	12,8
Nitrógeno de la biomasa	104	17	318	49,0	364	79,0	461	26,0	110	14,0	325	32,0	135	60,0

Proteasa: Tirosina( mg kg<sup>-1</sup> dwt 2h<sup>-1</sup>);  $\beta$ -Glucosidasa: paranitrofenol ( mg kg<sup>-1</sup> dwt h<sup>-1</sup>); Deshidrogenasa: mg TPF dwt kg<sup>-1</sup>; Fosfatasa Alcalina: : paranitrofenol ( mg kg<sup>-1</sup> dwt h<sup>-1</sup>); Carbono de la biomasa: C (mg kg<sup>-1</sup> suelo); Nitrógeno de la biomasa: N (mg kg<sup>-1</sup> suelo).

#### **III.2.4. Material Vegetal**

En los tres experimentos que se recogen en la presente memoria, se estableció un sistema de rotación de cultivos, el cual permite aumentar la diversidad de un sistema a través del tiempo y mantener la fertilidad del suelo.

En la Tabla III.8 se muestran las distintas especies usadas en las distintas campañas y en los diferentes experimentos. Las especies utilizadas en los diferentes experimentos fueron cultivos típicos de la zona.

Además de la rotación de cultivos, se pretendió incluir abonos verdes y policultivos los cuales son prácticas de gran interés en agricultura ecológica. Así, se utilizó un abono verde perteneciente a la familia de las leguminosas, haba en el experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío. También se estableció un cultivo asociado (fresa-cebolla) en las parcelas de reconversión en regadío.

#### **III.2.5 Características de las aguas de riego**

En las parcelas en regadío, el agua utilizada procede de un pozo existente en la finca experimental “Las Torres” (Tabla III.9). En el experimento de reconversión en regadío el riego se llevó a cabo en superficie durante las distintas campañas de estudio. En el experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío, durante la primera campaña no hubo aporte de agua de riego, ya que se registró una pluviometría suficiente para el desarrollo del cultivo. Durante la segunda y cuarta campaña se regó por goteo junto con la fertilización. En la tercera campaña el riego se llevó a cabo en superficie.

El agua utilizada en el riego según sus valores de RAS (relación de absorción de sodio) y CE (conductividad eléctrica), puede clasificarse como C3-S1 (Richards, 1954). El agua presenta altos contenidos de sales debido a que nos encontramos en un terreno calizo, con alto contenido en carbonato.

Tabla III.8. Cultivos utilizados en los diferentes experimentos del estudio.

Experimento	Campaña	Cultivo	Familia
"De reconversión en regadío"	1 <sup>a</sup>	Patata	Solanacea: <i>Solanum tuberosum</i> L. var. Spunta
		Lechuga	Compositae: <i>Lactuca sativa</i> L. var. Oreja de mulo
	2 <sup>a</sup>	Zanahoria	Umbeliferae: <i>Daucus carota</i> L. var. Nantesa
		3 <sup>a</sup>	Espinaca
Tomate	Solanacea: <i>Lycopersicon lycopersicum</i> L. var. Plato de Egipto.		
"De reconversión en seco"	1 <sup>a</sup>	Girasol	Compositaceae : <i>Helianthemum annuus</i> .var. Sambro.
	2 <sup>a</sup>	Trigo	Gramineae: <i>Triticum sativum</i> L. var. Astral
	3 <sup>a</sup>	Lenteja	Leguminoseae: <i>Lens esculenta</i> . Var. Rubia Castellana
	4 <sup>a</sup>	Trigo	Gramineae: <i>Triticum sativum</i> . var.Simeto
"Parcelas ecológicas establecidas en regadío"	1 <sup>a</sup>	Haba	Leguminoseae: <i>Vicia faba</i> L. var. Luz de otoño
	2 <sup>a</sup>	Melón	Cucurbitacea: <i>Cucumis melo</i> L. var. Piel de sapo
		Sandía	Cucurbitacea: <i>Citrullus vulgaris</i> L. var. Sugar baby
	3 <sup>a</sup>	Patata	Solanacea: <i>Solanum tuberosum</i> L. var. Spunta
4 <sup>a</sup>	Fresa	Rosaceae: <i>Fragaria vesca</i> L. var. Camarosa	
	Cebolla	Liliaceae: <i>Allium cepa</i> L.var. Babosa	

Tabla III.9. Composición química media de las aguas de riego de la finca experimental "Las Torres"

Parámetro	Valores medios
pH	7,04
CE (dS m <sup>-1</sup> )	1,48
Cl <sup>-</sup> (meq l <sup>-1</sup> )	5,58
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (meq l <sup>-1</sup> )	5,73
Bicarbonatos (meq l <sup>-1</sup> )	8,90
Ca <sup>2+</sup> (meq l <sup>-1</sup> )	9,70
Mg <sup>2+</sup> (meq l <sup>-1</sup> )	4,20
K <sup>+</sup> (meq l <sup>-1</sup> )	0,08
Na <sup>+</sup> (meq l <sup>-1</sup> )	4,84
RAS	1,84

CE, conductividad eléctrica; RAS, relación de absorción de sodio

### III.2.6 Caracterización climática

En general el clima de la zona es Mediterráneo y se caracteriza por presentar inviernos suaves. Las temperaturas máximas suelen darse en julio y las mínimas en enero.

#### III.2.6.1 Parcelas en regadío

En la finca experimental se ubica una estación meteorológica informatizada, que ha permitido el registro diario durante el periodo de experimentación. La Tabla III.10 muestra los valores medios mensuales de las temperaturas máximas, medias y mínimas, así como las precipitaciones totales mensuales durante el periodo experimental.

Tabla III.10. Temperatura y precipitación durante el periodo experimental “Las Torres”.

		Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago
Año 99/ 00	T max. (°C)	37,2	32,1	26,2	21,2	19,1	26,3	28,2	25,1	37,9	39,1	44,1	43,5
	T med. (°C)	21,6	18,1	10,6	9,90	6,80	12,2	14,2	13,4	19,8	24,8	26,1	26,8
	T min. (°C)	9,40	9,90	-2,70	-0,10	-2,90	1,50	2,40	3,10	8,80	9,20	13,2	11,9
	Prec. (mm)	47,4	294	7,20	36,4	31,0	1,60	33,6	159	74,4	0	0,40	0,60
Año 00/ 01	T max. (°C)	42,2	36,1	26,5	22,0	19,4	23,4	28,4	32,8	40,0	43,5	41,8	44,1
	T med. (°C)	23,7	18,0	12,9	11,0	10,7	11,7	15,5	17,9	20,1	26,6	26,3	27,6
	T min. (°C)	8,20	6,40	2,40	0,10	0,80	2,70	5,10	5,80	5,00	14,2	14,4	14,0
	Prec. (mm)	10,2	45,2	107	221	216	24,6	144	2,40	42,0	1,80	0	0
Año 01/ 02	T max. (°C)	39,1	34,4	29,0	22,7	20,3	23,0	30,5	30,7	34,7	36,9	40,8	36,9
	T med. (°C)	23,7	20,2	12,7	10,3	10,4	11,4	13,8	15,4	18,7	23,5	25,5	24,0
	T min. (°C)	11,9	10,1	-1,00	0	1,90	1,70	3,30	5,70	6,20	10,1	14,0	13,8
	Prec. (mm)	57,2	86,0	101	51,8	45,0	5,20	91,6	57,6	11,8	4,00	0	0
Año 02/ 03	T max. (°C)	32,1	30,6	30,7	21,1	19,9	19,3	26,7	25,9	34,0	35,4	40,7	45,9
	T med. (°C)	24,5	19,9	14,9	11,6	7,70	8,70	12,9	14,2	19,9	22,9	24,2	27,2
	T min. (°C)	11,4	0	3,80	3,50	-1,50	-1,80	3,90	5,70	8,90	12,3	12,2	13,2
	Prec. (mm)	108	32,6	157	102	72,0	94,4	54,4	81,6	0,80	1,20	0	0

En el primer ciclo de cultivo de la experiencia de reconversión en regadío (febrero 01-junio 01) la pluviometría fue de 214 mm, correspondiendo el 67 % al mes de marzo. Las temperaturas medias fueron óptimas para el desarrollo del cultivo y solamente se alcanzaron temperaturas elevadas de 43,5 °C al final del ciclo en el mes de Junio.

Durante el segundo ciclo de cultivo comprendido entre los meses de septiembre a diciembre de 2001. Las temperaturas medias oscilaron entre los 20°C durante los dos primeros meses del ciclo, alcanzando en los dos últimos meses temperaturas mínimas de

-1°C. La temperatura juega un papel importante en la floración de la lechuga, y su temperatura óptima de crecimiento oscila entre los 15 y 20°C (Maroto 2002) y aunque en términos generales la lechuga es sensible a la helada, algunas variedades de invierno pueden resistir varios grados bajo cero. La precipitación total a lo largo del ciclo fue de 296 mm.

En el periodo de febrero a julio de 2002 se estableció el tercer ciclo de cultivo, durante el cual la temperatura media durante este periodo osciló entre 11-25°C, estando comprendida la temperatura óptima del crecimiento de la zanahoria entre 16 y 18°C (Maroto, 2002). En cuanto a la pluviometría registrada durante este periodo fue de 170 mm correspondiendo el 53,8 % de esta al mes de marzo.

En el cuarto ciclo de cultivo que abarcó desde octubre (2002) a febrero (2003) se registraron temperaturas mínimas bajo cero en los meses de enero y febrero. En general el cultivo de espinaca resiste las bajas temperaturas, existiendo variedades muy resistentes, como la variedad sembrada “Gigante de invierno” que se clasifica como de otoño-invierno (Maroto, 2002). Las máximas precipitaciones se produjeron en los meses de noviembre y diciembre, en los que se registro el 56 % del total del periodo de cultivo, que fue de 458 mm.

El último ciclo de cultivo (mayo- agosto de 2003) se caracterizó por temperaturas máximas de 40°C en los dos últimos meses (julio y agosto). El cultivo del tomate necesita una determinada alternancia de temperaturas, debe estar sometido a un cierto termoperiodismo. Así Chauv (1972) esquematiza las temperaturas óptimas exigidas durante las diferentes etapas del cultivo del tomate: durante la floración se requiere una temperatura óptima diurna (22-25°C) y una temperatura nocturna (13-17°C) y durante la etapa de fructificación una temperatura diurna de 25°C y una nocturna de 18°C. Durante este periodo las lluvias fueron escasas (2mm) típico de la estación de verano en el clima mediterráneo.

En la primera campaña (octubre 99-abril 00), del experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío, se caracterizó por tener un invierno y una primavera suave, aunque al final de la misma se alcanzaron temperaturas de 38°C. Las plantas de habas son de desarrollo típico otoñal e invernal, perjudicándoles el exceso de calor (Maroto, 2002). Durante todo el ciclo de cultivo se registraron 564 mm de pluviometría total,

correspondiendo aproximadamente el 52% del total al mes de octubre y el 28% al mes de abril.

Durante toda la segunda campaña (abril -agosto de 2001) la pluviometría fue escasa (46 mm) típica de la estación de verano, por lo que el agua recibida por el cultivo procedió en su mayoría del riego. Las temperaturas máximas fueron elevadas superiores a 40°C.

Entre los meses de marzo y mayo de 2002 (tercera campaña), la pluviometría fue de 161 mm, correspondiendo el 57 % al mes de marzo y 36 % al de abril, que abarca el periodo de tuberización. La temperatura máxima a lo largo del cultivo fue de unos 30°C. La temperatura óptima para este cultivo está establecida entre 15-18°C, una temperatura excesivamente elevada repercute positivamente en el desarrollo de la parte aérea, en detrimento de la tuberización (Maroto, 2002).

En la última campaña (finales de octubre 02- junio 03) se caracterizó por un invierno con heladas. Durante todo el ciclo de cultivo se registraron 596 mm de pluviometría total, de la cual aproximadamente el 26 % correspondió al mes de noviembre. Por otra parte, no se registraron temperaturas primaverales por encima de los 35°C, que según Pérez Afonso (1979) pueden resultar problemáticas, ya que hacen que el brote floral no evolucione.

#### *III.2.6.2. Parcelas en secano*

En la finca experimental de Carmona se ubica otra estación meteorológica informatizada, que permitió el registro diario durante el periodo de experimentación. En la Tabla III.11 se muestran los valores medios mensuales de las temperaturas máximas, medias y mínimas, así como las precipitaciones totales mensuales durante los cuatro años de experimentación. Hay que señalar que las explotaciones agrícolas de secano están condicionadas a la pluviometría del año, lo cual limita los demás factores de producción.

Durante el primer ciclo de cultivo (abril 01- octubre 01) la pluviometría total fue escasa aproximadamente de 180 mm, correspondiendo el 30 % al mes de mayo. El girasol es un cultivo tolerante a la sequía, sin embargo, su crecimiento está fuertemente

influido por la cantidad total de agua disponible por la planta. El invierno que precedió al cultivo del girasol se caracterizó por ser lluvioso.

Tabla III.11. Temperatura y precipitación durante el periodo experimental "Tomejil".

		Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago
Año 00/ 01	T max. (°C)	34,1	27,9	18,0	16,0	15,3	18,1	21,9	25,5	26,9	34,0	34,6	34,1
	T med. (°C)	23,8	18,1	13,1	10,7	10,7	11,6	15,3	17,2	19,0	24,7	26,2	26,1
	T min. (°C)	15,2	10,8	7,00	5,90	6,50	6,00	9,50	8,50	11,4	14,0	17,8	18,1
	Prec.(mm)	7,00	77,0	72,0	181	166	19,0	188	0	54,0	4,00	0	0
Año 01/ 02	T max. (°C)	26,5	25,9	18,5	16,1	18,1	18,8	20,5	22,4	26,4	31,7	35,7	34,5
	T med. (°C)	20,2	19,7	12,0	10,3	11,5	11,1	14,1	15,3	18,2	23,2	26,6	25,8
	T min. (°C)	14,4	14,1	6,30	5,10	6,00	4,00	8,10	8,40	9,80	14,5	17,1	17,7
	Prec.(mm)	36,0	86,4	68,4	56,8	36,0	3,40	11,2	51,0	21,2	6,20	0	0
Año 02/ 03	T max. (°C)	28,4	25,4	18,7	16,6	14,5	15,8	20,8	21,2	28,9	33,5	36,2	37,1
	T med. (°C)	21,7	18,8	13,4	12,0	8,90	9,60	14,2	14,9	20,9	25,0	27,1	29,2
	T min. (°C)	15,8	13,0	7,60	7,80	3,60	3,60	8,00	8,80	12,7	17,0	17,6	21,1
	Prec (mm)	121	14,6	130	110	61,4	62,6	51,8	64,2	10,8	0,80	0	0
Año 03/ 04	T max. (°C)	32,0	22,8	19,1	15,3	16,3	17,6	18,9	21,5	24,1	34,3	36,5	35,6
	T med. (°C)	24,6	17,8	14,0	10,3	10,4	11,4	12,4	14,5	17,5	25,7	28,0	27,3
	T min. (°C)	17,6	13,6	9,15	5,61	5,10	5,76	6,26	7,31	10,8	16,8	18,8	19,4
	Prec. (mm)	33,2	148	67,2	80,6	11,4	94,4	49,6	31,0	55,4	0	0	0

En el segundo ciclo de cultivo (diciembre 01- septiembre 02) se alcanzaron temperaturas máximas de 35°C en los meses de julio y agosto y temperaturas mínimas de 5°C para los meses de diciembre a febrero. Se registraron 307 mm de pluviometría correspondiendo aproximadamente el 18% a diciembre y el 16% a abril.

Entre los meses de enero a julio del año 2003 se estableció el tercer ciclo de cultivo, durante el cual se registro una precipitación de 251 mm de la cual la mayor parte 95% correspondió entre los cuatro primeros meses del ciclo. El cultivo de la lenteja es de invierno, requiere una temperatura que oscile entre los 6 a 28°C. No obstante se registraron temperaturas máximas de algunos días de 38-40°C en el mes de julio.

En el cuarto ciclo de cultivo (enero 04-julio 04) se registró una pluviometría total de 242 mm correspondiendo el 39% al mes de febrero. El otoño anterior fue lluvioso, lo que provocó el retraso de la siembra de trigo. Se registraron temperaturas mínimas durante el cultivo de 5° C en invierno y temperaturas máximas de 25°C en primavera.

### III.3 MÉTODOS

#### III.3.1 Diseño experimental

##### *III.3.1.1. Experimento de reconversión en regadío*

El suelo de la parcela experimental cuyas características se recogen en la Tabla III.1 (Suelo A), se dividió en 12 subparcelas elementales de 200m<sup>2</sup> (20 m de longitud y 10 m de ancho) separadas una de otra por un pasillo de 4 m de distancia.

Se establecieron cuatro repeticiones de tres tratamientos: un tratamiento convencional (C) y dos orgánicos (O1 y O2). La distribución de los distintos tratamientos se ajusta a un diseño al azar que se mantuvo constante durante los cuatro años de experimentación. La Figura III.1 muestra un esquema del diseño experimental.

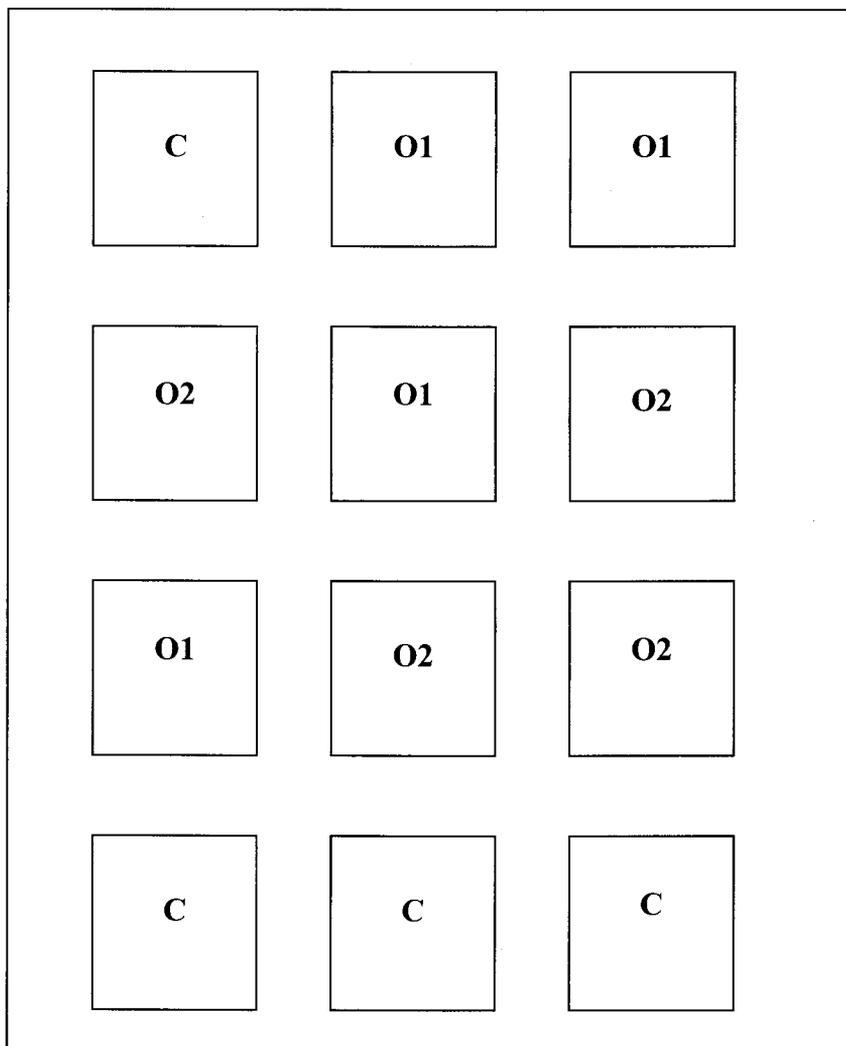
El tratamiento convencional (C) consistió en la aplicación de fertilización mineral y el uso de fitosanitarios. Los aportes de nutrientes en fondo y cobertera en las parcelas convencionales (C) se muestran en la Tabla III.12.

El manejo orgánico (O1 y O2) se llevó a cabo siguiendo las normas reguladoras (Reglamento (CEE) No 2092/91) y el control de la flora arvense se realizó mecánicamente. El tratamiento O1 consistió en la adición de compost vegetal y el tratamiento O2 de compost procedente de estiércol. En las parcelas orgánicas O1 y O2 se realizaron 5 adiciones de 30 t ha<sup>-1</sup> cada una del compost vegetal y animal respectivamente procedente de las partidas que denominamos I, II, III, IV, V (Tabla III.3 y III. 4) para el ciclo de cultivo de patata, lechuga, zanahoria, espinaca y tomate, respectivamente.

La Tabla III.13 muestra los aportes totales de nutrientes a través de las distintas enmiendas orgánicas empleadas en los diferentes ciclos de cultivo.

El agua aportada por el riego a los diferentes cultivos del experimento se muestra en la Tabla III.14.

Figura III.1 Diseño experimental. Experimento de reconversión en regadío.



**Tratamientos**

**C** Convencional      **O1** Compost vegetal      **O2** Compost animal

**Tabla III.12 Unidades fertilizantes totales aportadas en cada cultivo (kg ha<sup>-1</sup>) en las parcelas convencionales. Experimento de reconversión en regadío.**

		<b>N</b>	<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	<b>K<sub>2</sub>O</b>
<b>Patata</b>	<b>Fondo</b>	80	150	150
	<b>Cobertera</b>	138	0	0
	<b>Total</b>	<b>218</b>	<b>150</b>	<b>150</b>
<b>Lechuga</b>	<b>Fondo</b>	80	150	150
	<b>Cobertera</b>	134	0	0
	<b>Total</b>	<b>214</b>	<b>150</b>	<b>150</b>
<b>Zanahoria</b>	<b>Fondo</b>	80	150	150
	<b>Cobertera</b>	0	0	0
	<b>Total</b>	<b>80</b>	<b>150</b>	<b>150</b>
<b>Espinaca</b>	<b>Fondo</b>	80	150	150
	<b>Cobertera</b>	67	0	0
	<b>Total</b>	<b>147</b>	<b>150</b>	<b>150</b>
<b>Tomate</b>	<b>Fondo</b>	80	150	150
	<b>Cobertera</b>	220	19	250
	<b>Total</b>	<b>300</b>	<b>169</b>	<b>400</b>

**Tabla III. 13 Aporte de nutrientes con los compost aplicados en fondo (kg ha<sup>-1</sup>). Experimento de reconversión en regadío.**

	<b>Compost vegetal</b>			<b>Compost animal</b>		
	<b>N</b>	<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	<b>K<sub>2</sub>O</b>	<b>N</b>	<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	<b>K<sub>2</sub>O</b>
<b>Patata</b>	216,7	72,2	85,7	325,4	74,8	207
<b>Lechuga</b>	263,1	115,1	126,8	188,1	99	153,4
<b>Zanahoria</b>	247,4	115,3	89,4	145	110,5	115
<b>Espinaca</b>	175,8	62,5	122,6	179,3	94	175
<b>Tomate</b>	123,1	49,7	101,5	353	148,8	347,2

**Tabla III.14 Volúmenes de agua ( $m^3 ha^{-1}$ ) aportado por riego a cada campaña. Experimento de reconversión en regadío.**

	<b>Riego total</b>
<b>Cultivo Patata</b>	3200
<b>Cultivo Lechuga</b>	800
<b>Cultivo Zanahoria</b>	2400
<b>Cultivo Espinaca</b>	400
<b>Cultivo Tomate</b>	8800

El agua aportada por la lluvia se refleja en el apartado III.1.6.1

Los calendarios de las principales actuaciones llevadas a cabo en los cinco ciclos de cultivos se muestran en las Tablas III.15, III.16, III.17, III.18, III.19.

**Tabla III.15. Calendario de actuaciones durante el primer ciclo de experimentación (Patata 2001). Experimento de reconversión en regadío.**

<b>Actuación</b>	<b>Fecha</b>	<b>Incidencias*</b>
Pase de chisel	12/02/01	-Gusano de alambre ( <i>Agriotes sp.</i> )
Muestreo de suelo	13/02/01	
Abonado de fondo	19/02/01	-Mildiu ( <i>Phytophthora infestans</i> ).
	Convencionales C (8-15-15) 1 $tha^{-1}$ . Compost vegetal (O1) 30 $tha^{-1}$ . Compost animal (O2) 30 $tha^{-1}$ .	
Aplicación preventiva de insecticida	20/02/01	
- Pase cruzado de grada de disco y rotovators.	21/02/01	
- Alomado de las parcelas	22/02/01	
Siembra (marco 0,9 X 0,25 m)	22/02/01	
Aporcado con los alomadores	27/02/01	
Riego a pie	16/04/01	
-Escarda manual parcelas orgánicas	23/04/01	
-Pase de regabina parcelas convencionales	24/04/01	
- Escarda manual	24/04/01	
-Abonado cobertera parcelas convencionales	24/04/01	
Escarda manual	25/04/01	
- Escarda manual	26/04/01	
-Aporcado con los alomadores	26/04/01	
-Tratamiento preventivo	27/04/01	
	Orgánicas:1kg cola de caballo+ 2 L de Biodux en 100 L agua Convencional : Metalaxil 3 g $L^{-1}$ .	
-Riego a pie	27/04/01	
Muestreo de suelo	2/05/01	

Escarda manual	Parcelas orgánicas	14/05/01
Riego a pie		18/05/01
Tratamiento preventivo	Orgánicas : Caldo Bordoex 8 g L <sup>-1</sup> . Convencionales : Metalaxil 3 g L <sup>-1</sup>	21/05/01
Riego a pie		29/05/01
Recolección		5/06/01

\* El gusano de alambre (*Agriotes sp*) se trató con clorpirifos 5% 50kg ha<sup>-1</sup> en parcelas convencionales. El Mildiu (*Phytophthora infestans*) se trató en parcelas convencionales con Metalaxil 3 g l<sup>-1</sup> y las parcelas orgánicas con Caldo Bordoex 8 g l<sup>-1</sup>.

**Tabla III.16 Calendario de actuaciones durante el segundo ciclo de experimentación (Lechuga 2001). Experimento de reconversión en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencias*
- Pase cruzado de grada de disco y chisel	12/09/01	- Rosquillas ( <i>Agrotis sp</i> ).
Abonado de fondo	Convencional C (8-15-15) 1 t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal (O1) 30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (O2) 30 t ha <sup>-1</sup> .	17/09/01
-Aplicación preventiva de insecticida	-Parcelas convencionales: clorpirifos (5%) 50 Kg ha <sup>-1</sup> .	18/09/01
-Pase cruzado de disco		
-Alomado de las parcelas		
-Preparación sistema de riego (riego a pie).	19/09/01	
Siembra líneas pareadas (marco 0,75 X 0,25 m). Riego a pie	Variedad: Oreja de mulo. 25/09/01	
Abonado de cobertera	Convencionales: Nitrato amónico (33,5%) 0,2 t ha <sup>-1</sup> .	19/10/01
Muestreo del suelo		4/11/01
Abonado de cobertera	Convencionales : Nitrato amónico (33,5%) 0,2 t ha <sup>-1</sup> .	15/11/01
Recolección		3/12/01.

\* Rosquillas (*Agrotis sp*). las parcelas convencionales se trataron con clorpirifos (5%) 50 Kg ha<sup>-1</sup>. Las parcelas orgánicas si estaban afectadas se sustituyeron por una nueva plántula.

**Tabla III.17 Calendario de actuaciones durante el tercer ciclo de experimentación (Zanahoria 2002). Experimento de reconversión en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencias*
Pase cruzado de grada de disco	29/01/02	- Gusano de alambre
Abonado de fondo	Convencional C (8-15-15) 1 t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal (O1) 30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (O2) 30 t ha <sup>-1</sup> .	( <i>Agriotes sp</i> ).  - Rosquillas ( <i>Agrotis sp</i> ).

-Aplicación preventiva de Insecticida.	Convencionales : clorpirifos (5%) 50 Kg ha <sup>-1</sup> .	12/02/02
-Pase cruzado de chisel y rotovators.		
-Pase de alomadores 0.75m		
Siembra	Variedad: Nantesa	14/02/02
Riego por aspersión		18/02/02
Riego por aspersión		20/02/02
Riego por aspersión		3/04/02
Escarda manual		22-29/04/02
Tratamiento con herbicida	Convencionales: Prometrina( 50%) 3L ha <sup>-1</sup> .	24/04/02
Pase de regabina		13/05/02
Muestreo de suelo		27/5/02
Recolección		22/07/02

\* Gusano de alambre (*Agriotes sp*) y rosquillas (*Agrotis sp*): las parcela convencional se trataron con clorpirifos (5%) 50 Kg ha<sup>-1</sup>

**Tabla III.18. Calendario de actuaciones durante el cuarto ciclo de experimentación (Espinaca 2002-2003). Experimento de reconversión en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencia*
Pase cruzado de grada de disco	18/10/02	- Gusanos grises ( <i>Agrotis sp</i> ).
Abonado de fondo	Convencional C (8-15-15) 1 t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal (O1) 30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (O2) 30 t ha <sup>-1</sup> .	
Pase cruzado de chisel y rotovator	20/10/02	
Alomado de parcelas a 0.75 m líneas pareadas	25/10/02	
Siembra	Variedad: Gigante de invierno	28/10/02
Riego por aspersión		5/11/02
Tratamiento preventivo con insecticida	Convencionales: Teflutrin (0,5 %) 15 kg ha <sup>-1</sup> .	6/11/02
Riego por aspersión		8/11/02
Muestreo		7/01/03
Abonado cobertera	Convencionales: Nitrato amónico (33,5 %) 0,1 t ha <sup>-1</sup> .	14/01/03
Escarda manual		31/01/03
1ª Recolección		4/02/03
Abonado cobertera	Convencionales: Nitrato amónico (33,5 %) 0,1 t ha <sup>-1</sup> .	7/02/03
Escarda manual		
2ª Recolección		24/02/03
3ª Recolección		24/02/03
Pase de picadora parcelas		1/04/03

\* Gusanos grises (*Agrotis sp*) parcelas convencionales Teflutrin (0.5 %) 15 kg ha<sup>-1</sup>.

**Tabla III.19 Calendario de actuaciones durante el quinto ciclo de experimentación (Tomate 2003). Experimento de reconversión en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencia*
Pase cruzado de grada de disco	9/04/03	- Gusanos grises ( <i>Agrotis sp.</i> ).
Abonado de fondo	Convencional C (8-15-15) 1 t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal(O1) 30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (C2 y O2) 30 t ha <sup>-1</sup> .	10/04/03
Tratamiento de insecticida	Convencionales: Teflutrin (0,5%) 15 kg ha <sup>-1</sup> .	11/04/03
Pase cruzado de chisel y rotovator		12/04/03
Preparación de riego por aspersión		2/05/03
Siembra y riego	Variedad: Plato de Egipto	7/05/03
Riego por aspersión		12/05/03
Tratamiento con herbicida	Convencionales: Metribuzina (70%) 0,75 kg ha <sup>-1</sup> .	16/05/03
Escarda manual		19-20/05/03
Riego		21/05/03
Riego		27/05/03
Abonado de cobertera	Convencionales: Nitrato amónico (33,5%) 0,162 t ha <sup>-1</sup> . Polyfeed (20-5-32) 0,187 t ha <sup>-1</sup> . Nitrato potásico (13-0-46) 0,142 t ha <sup>-1</sup> .	3/06/03
Abonado de cobertera	Convencionales: Nitrato amónico (33,5%) 0,162 t ha <sup>-1</sup> . Polyfeed (20-5-32) 0,187 t ha <sup>-1</sup> . Nitrato potásico (13-0-46) 0,142 t ha <sup>-1</sup> .	17/06/03
Eliminación de hierba		18-28/06/03
Riego		1/07/03
Riego		7/07/03
Muestreo de suelo		10/7/03
1ª Recolección		15/07/03
2ª Recolección y riego		21/07/03
3ª Recolección		28/07/03
Escarda		
Siega de hierba		29/07/03
Riego		30/07/03
4ª Recolección		4/08/03
5ª Recolección		8/08/03
Riego		11/08/03
6ª Recolección		14/08/03
7ª Recolección		20/08/03

\* Gusanos grises (*Agrotis sp.*) y Gusano de alambre (*Agriotes sp.*) se trataron con Teflutrin (0.5%)15 kg ha<sup>-1</sup>). Al producirse ataques esporádicos de Mildiu (*Phytophthora infestans*) al final del ciclo y comienzo de la recolección se decidió no tratar.

### III.3.1.2. Experimento de reconversión en secano

El suelo de la parcela experimental Tomejil, cuyas características físicas y químicas del suelo al inicio del estudio se recogen en la Tabla III.1 (Suelo C), se dividió en 12 subparcelas elementales de 200m<sup>2</sup> (20 m de longitud y 10 m de ancho) separadas una de otra por un pasillo de 4 m de distancia.

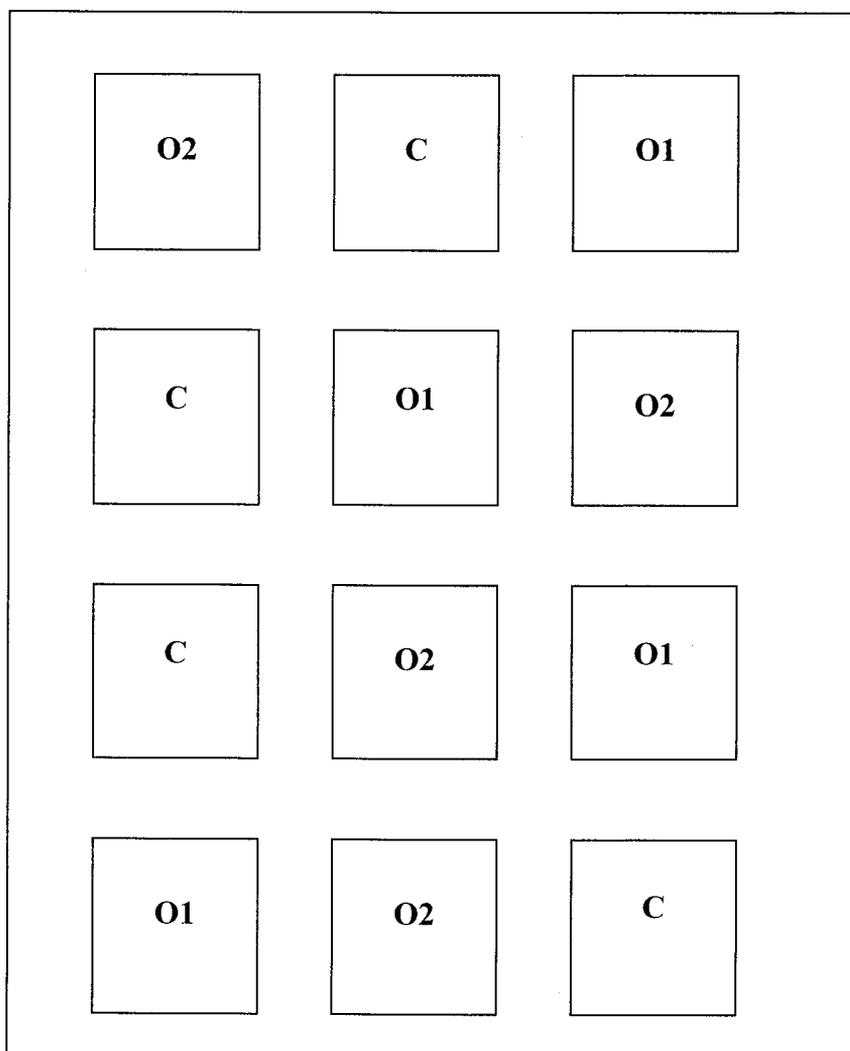
Se establecieron tres tratamientos, uno convencional (C) y dos orgánicos (O1 y O2) con cuatro repeticiones por tratamiento en un diseño al azar. La Figura III.2 muestra un esquema del diseño experimental que se mantuvo constante durante los tres años de estudio.

Los sistemas convencional y orgánico se manejaron al igual que se explicó en el apartado del experimento de reconversión en regadío. Los aportes de nutrientes en fondo y cobertera en la parcela convencional se muestran en la Tabla III.20.

**Tabla III.20 Unidades fertilizantes totales aportadas en cada cultivo (kg ha<sup>-1</sup>) en las parcelas convencionales. Experimento de reconversión en secano.**

		N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Girasol	Fondo	45	45	45
	Cobertera	-	-	-
	<b>Total</b>	<b>45</b>	<b>45</b>	<b>45</b>
Trigo	Fondo	36	92	-
	Cobertera	106	-	-
	<b>Total</b>	<b>142</b>	<b>92</b>	<b>0</b>
Lenteja	Fondo	80	150	150
	Cobertera	-	-	-
	<b>Total</b>	<b>80</b>	<b>150</b>	<b>150</b>
Trigo	Fondo	43,2	110,4	-
	Cobertera	115	-	-
	<b>Total</b>	<b>158,2</b>	<b>110,4</b>	<b>0</b>

Figura III.2 Diseño experimental. Experimento de reconversión en seco.



**Tratamientos**

C Convencional

O1 Compost vegetal

O2 Compost animal

El tratamiento O1 consistió del abonado de fondo con compost vegetal y el tratamiento O2 abonado de fondo con un compost animal. En ambas parcelas orgánicas se realizaron 4 adiciones de 30 t ha<sup>-1</sup> cada una del compost vegetal procedente de las partidas (I, II, VII, VI) y del compost animal procedente de las partidas (I, II, IV, VI) (Tabla III.3, Tabla III.4).

En la Tabla III.21 se muestran los aportes totales de nutrientes a través de las distintas enmiendas orgánicas empleadas en los diferentes ciclos de cultivo.

Los calendarios de las principales actuaciones llevadas a cabo en el experimento de reconversión en secano durante las cuatro campañas se muestran en las Tablas III.22, III.23, III.24, III.25.

**Tabla III. 21 Aporte de nutrientes con los compost aplicados en fondo (kg ha<sup>-1</sup>). Experimento de reconversión en secano.**

	Compost vegetal			Compost animal		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
<b>Girasol</b>	216,7	72,2	85,7	325,4	74,8	207
<b>Trigo</b>	263,1	115,1	126,8	188,1	99	153,4
<b>Lenteja</b>	135,5	35,4	106,5	179,3	94	175
<b>Trigo</b>	236,3	74	51	255,4	105,2	135,2

**Tabla III.22 Calendario de actuaciones durante la primera campaña de experimentación (Girasol 2001). Experimento de reconversión en secano.**

Actuación	Fecha	Incidencia
Muestreo de suelo	19/04/01	
Abonado de fondo	Convencionales (15-15-15) 0,3t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal (O1) 30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (O2) 30 t ha <sup>-1</sup> .	19/04/01
Siembra	Variedad: Sambro	20/04/01
Eliminación de malas hierbas		
Muestreo de suelo	27/7/01	
Recolección	17/10/01	

**Tabla III.23** Calendario de actuaciones durante la segunda campaña de experimentación (Trigo 2001-2002). Experimento de reconversión en seco.

Actuación		Fecha	Incidencia
Abonado de fondo	Convencional (18-46-0) 0,2 t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal (O1)30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (O2)30 t ha <sup>-1</sup> .	10/12/01	
Siembra de trigo blando (ciclo largo)	Variedad: Astral	11/12/01	
Abonado cobertera parcela convencional	Urea 46% dosis 230 kg ha <sup>-1</sup> .	30/12/01	
Herbicida parcela convencionales	MCPA 1,5 L ha <sup>-1</sup>	10/3/02	
Muestreo de suelo		25/03/02	
Recolección		15/07/02	

**Tabla III.24** Calendario de actuaciones durante la tercera campaña de experimentación (Lenteja 2002- 2003). Experimento de reconversión en seco.

Actuación		Fecha	Incidencia
Abonado de fondo	Convencional (8-15-15) 1 t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal (O1) 30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (O2) 30 t ha <sup>-1</sup> .	6/11/02	
Siembra	Variedad: Rubia Castellana	29/1/03	
Eliminación mecánica de malas hierbas		14/2/03	
Eliminación manual de hierba		12/3/03	
Tratamiento parcelas orgánicas	2 litro Biodux (Jabón Potásico) 100Litro de agua + Cal 0.5 g L <sup>-1</sup> .	9/5/03	
Muestreo de suelo		1/5/03	
Recolección	Perdida por agostamiento.	Principio de julio 2003	

**Tabla III.25** Calendario de actuaciones durante la cuarta campaña de experimentación (Trigo 2004). Experimento de reconversión en seco.

Actuación		Fecha	Incidencia
Abonado de fondo	Convencional (18-46-0) 0,24 t ha <sup>-1</sup> . Compost vegetal (O1)30 t ha <sup>-1</sup> . Compost animal (O2) 30 t ha <sup>-1</sup> .	23/1/04	Retraso siembra. Enfermedad fúngica foliar
Siembra	Variedad: Simeto	27/1/04	( Septoria;
Abonado cobertera parcela convencional	Urea 46%. Dosis 250 kg ha <sup>-1</sup> .	10/3/04	Helminthosporum, Roya Parda)
Herbicida	MCPA 1,5 L ha <sup>-1</sup>	12/4/04	
Fungicida (Lovit)	Epoxiconazol 1 L ha <sup>-1</sup>		
Muestreo de suelo		7/5/04	
Recolección		1/7/04	

### III.3.1.3. Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío

En el suelo de la parcela experimental se establecieron dos tratamientos (mineral y orgánico) en 8 subparcelas de 6 m x 12,5 m distribuidas, en dos bandas, en bloques al azar. Se realizaron cuatro repeticiones por tratamiento.

El manejo orgánico y convencional se llevaron a cabo al igual que el apartado anterior, con la salvedad de que en el manejo convencional no se emplearon plaguicidas por lo que en ambos tratamientos la flora arvense se controló mecánicamente.

En la primera campaña no se añadió ningún tipo de fertilizante en ninguna de las dos parcelas. En esta campaña se implantó un cultivo que sirvió como abono verde.

A partir de la segunda campaña, las parcelas minerales recibieron una fertilización inorgánica de fondo y en cobertera. Los aportes totales de N, P y K aplicados en las diferentes campañas de estudio se muestran en la Tabla III.26.

**Tabla III.26. Unidades fertilizantes totales aportadas ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) en las parcelas de fertilización mineral. Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

		N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
	Fondo	80	150	150
<b>Campaña 2</b>	Cobertera	171	0	368
	<b>Total</b>	<b>251</b>	<b>150</b>	<b>518</b>
	Fondo	80	150	150
<b>Campaña 3</b>	Cobertera	180	132	375
	<b>Total</b>	<b>260</b>	<b>282</b>	<b>525</b>
	Fondo	0	0	0
<b>Campaña 4</b>	Cobertera	300	129	409
	<b>Total</b>	<b>300</b>	<b>129</b>	<b>409</b>

Durante la segunda y tercera campaña en las parcelas orgánicas se añadieron  $30 \text{ t ha}^{-1}$  de del compost vegetal procedente de las partidas I y III como abonado de fondo. En la cuarta campaña se aplicaron  $30 \text{ t ha}^{-1}$  del compost animal procedente de la partida IV como abonado de fondo. La Tabla III.27 muestra la cantidad total de nutrientes (N, P, K) aportados con las diferentes partidas de compost. En la cuarta campaña además del aporte del abonado de fondo, se aplicó purín procedente del compost de estiércol en

cobertera por fertirrigación, repartido en trece aplicaciones con una aplicación media que se muestra en la Tabla III.28. Este suplemento en la fertilización se realizó porque se observaron síntomas de carencia nutricional en el cultivo (clorosis en hojas por falta de nitrógeno).

**Tabla III. 27 Aporte de nutrientes con los compost aplicados en fondo (kg ha<sup>-1</sup>). Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
<b>Campaña 2</b>	216,7	72,2	85,7
<b>Campaña 3</b>	247,5	115,3	89,4
<b>Campaña 4</b>	179,3	94	175

**Tabla III.28 Contenido medio en nutrientes del extracto de compost animal utilizado en la cuarta campaña. Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

pH	CE <sup>a</sup>	NO <sub>3</sub>	Na	K	Ca	P	Fe	Cu	Mn	Zn
7,70	11,20	387	0,10	0,70	86	0,16	0,18	0,04	0,10	0,03

<sup>a</sup>CE: dS m<sup>-1</sup>; Na, K y Ca: g kg<sup>-1</sup>; NO<sub>3</sub>, P, Fe, Cu, Mn y Zn: mg kg<sup>-1</sup>.

El agua aportada por el riego a los diferentes cultivos del experimento se muestra en la Tabla III.29.

**Tabla III.29 Volúmenes de agua (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) aportado por riego a cada campaña. Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

	Riego total
<b>Campaña 1</b>	-
<b>Campaña 2</b>	5400
<b>Campaña 3</b>	2100
<b>Campaña 4</b>	5685

El agua aportada por la lluvia se refleja en el apartado III.1.6.1

Los calendarios de las principales actuaciones llevadas a cabo en el experimento durante las cuatro campañas se muestran en las Tablas III.30, III.31, III.32, III.33.

**Tabla III. 30. Calendario de actuaciones durante la primera campaña de experimentación (Habas 1999- 2000). Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencia*
Pase de chisel	18/10/99	Jopo ( <i>Oronbanche crenata</i> )
Alomado de las parcelas	19/10/99	
Siembra	Variedad: Luz de otoño 20/10/99	
Muestreo de suelo	19/01/00	
Muestreo de suelo	25/4/00	
Recolección		
Sigue el cultivo para posteriormente ser incorporado como abono verde		

\*Al final del cultivo se apreciaron los ataques de Jopo

**Tabla III.31. Calendario de actuaciones durante la segunda campaña de experimentación (Melón-Sandía 2001). Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencias*
Plantación de semilleros	27/03/01	-Mosca blanca ( <i>Trialeurodes vaporarum</i> ).
Abonado de fondo	Mineral (8-15-15) 1t ha <sup>-1</sup> Orgánica: compost vegetal 30 t ha <sup>-1</sup> 3/04/01	
Pase de chisel y rotoavtors	4/04/01	-Pulgón negro ( <i>Aphis frangulae</i> )
Alomado de parcela	10/04/01	
Siembra melón	Variedad: Piel de sapo 25/04/01	
Siembra sandía	Variedad: Sugar baby 26/04/01	
Muestreo de suelo	14/05/01	
Escarda manual	25- 29/05/01	
Abonado cobertera parcela mineral	Nitrato amónico (33,5%) 0,05t ha <sup>-1</sup> Nitrato potásico (13-0-46) 0,2 t ha <sup>-1</sup> 7/06/01	
Riego	Nitrato amónico (33,5%) 0,05 t ha <sup>-1</sup> 20/06/01	
Abonado cobertera parcela mineral	Nitrato potásico (13-0-46) 0,2 t ha <sup>-1</sup> 25/06/01	
Riego	Nitrato amónico (33,5%) 0,05 t ha <sup>-1</sup> 25/06/01	
Abonado cobertera parcela mineral	Nitrato potásico (13-0-46) 0,2 t ha <sup>-1</sup> 29/06/01	
Tratamiento	Biodux 350 cc/15L, aceite de verano 80% y Pelitre. 29/06/01	
Abonado cobertera parcela mineral	Nitrato amónico (33,5%) 0,05 t ha <sup>-1</sup> Riego Nitrato potásico (13-0-46) 0,2 t ha <sup>-1</sup> 2/07/01	
Riego	2/07/01	
Tratamiento	Biodux 350 cc/15L, aceite de verano 80% y Pelitre. 11/07/01	
Recolección sandía	13/07/01	
Riego	17/07/01	
Riego	19/07/01	
Recolección sandía	25/07/01	
Recolección sandía	25/07/01	

Recolección melón	31/07/01
Recolección sandía	3/08/01
Recolección melón	27/08/01
Muestreo de suelo	28/08/01

\* La mosca blanca (*Trialeurodes vaporarum*) y pulgón negro (*Aphis frangulae*) se trataron usando Biodux (jabón potásico), aceite de verano 80% y Pelitre.

**Tabla III.32. Calendario de actuaciones durante la tercera campaña de experimentación (Patata 2002). Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencias*
Pase de grada de disco y chisel	20/02/02	-Mildiu ( <i>Phytophthora infestans</i> )
Muestreo de suelo (antes de abonar)	21/02/02	
Abonado de fondo		
Pase de grada de disco y chisel	22/02/02	
Pase de rotovators		
Alomado de parcelas		
Siembra (0.25 m entre tubérculos)	7/03/02	
Escarda	1/04/02	
Abonado de cobertera parcela mineral		
Riego	4/04/02	
Tratamiento por síntomas de Mildiu	17/04/02	
Abonado de cobertera parcela mineral		
Riego	18/04/02	
Riego	25/04/02	
Muestreo de suelo	27/04/02	
Abonado de cobertera parcela mineral		
Riego	8/05/02	
Recolección	29/05/02	
Muestreo de suelo	2/06/02	

\* Mildiu (*Phytophthora infestans*) se trató con cal (10 g L<sup>-1</sup> agua)

**Tabla III.33. Calendario de actuaciones durante la cuarta campaña de experimentación (Fresa-Cebolla 2002- 2003). Experimento en parcelas ecológicas establecidas en regadío.**

Actuación	Fecha	Incidencia *
Pase de grada de chisel	28/10/02	-Araña roja ( <i>Tetranychus telarius</i> ).
Abonado de fondo Compost animal 30 t ha <sup>-1</sup>	29/10/02	
Pase de rotovators	30/10/02	
Alomado de parcelas	30/10/02	
Siembra fresa Variedad: Camarosa	5/11/02	
Siembra cebolla Variedad: Babosa	7/11/02	
Aporte mineral por riego Nitrato amónico (33,5%) 0,0354 t ha <sup>-1</sup> Polyfeed (20-5-32) 0,014 t ha <sup>-1</sup> Nitrato potásico (13-0-46) 0,064 t ha <sup>-1</sup> Fosfato monoamónico (12-60-0) 0,0166 t ha <sup>-1</sup>	12/11/02	
Escarda	25/11/02	
Colocación de arquillos para construcción de microtúnel	29/11/02	
Colocación de macrotúnel	3/12/02	
Muestreo de suelo Igual cantidad fecha 12/11/02	12/11/02	
Abono mineral por riego	11/12/02	
Escarda manual	11/12/02	
Abono mineral por riego Igual cantidad fecha 12/11/02	12/11/02	
Abono mineral por riego Igual cantidad fecha 12/11/02	26/12/02	
Escarda manual	2/01/03	
Abono mineral por riego Igual cantidad fecha 12/11/02	12/11/02	
Abono mineral por riego Igual cantidad fecha 12/11/02	24/01/03	
Escarda manual	27/01/03	
1ª Recolección fresa	12/02/03	
Abono mineral por riego Igual cantidad fecha 12/11/02	12/11/02	
Escarda manual	17/02/03	
2 Recolección	19/02/03	
3 Recolección	26/02/03	
Aplicación de abono orgánico por riego. Solución de extracto de estiércol (1,25 KgL <sup>-1</sup> ) 4L.	3/03/03	
Abono mineral por riego Igual cantidad de abono mineral que en la fecha 12/11/02	3/03/03	
Escarda manual	6/03/03	
Escarda manual Solución de extracto de estiércol (1,25 KgL <sup>-1</sup> ) 4L.	7/03/03	
Aplicación de abono orgánico por riego	7/03/03	
4 Recolección fresa	7/03/03	
Aplicación de abono orgánico por riego Solución de extracto de estiércol (1,25 KgL <sup>-1</sup> ) 4L.	10/03/03	
Aplicación de abono orgánico por riego Solución de extracto de estiércol (1 KgL <sup>-1</sup> ) 6L	12/03/03	
Aplicación de abono orgánico por riego Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	17/03/03	

5 Recolección fresa		18/03/03
Aplicación de abono orgánico por riego.	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	20/03/03
Abono mineral por riego	Igual cantidad fecha 12/11/02	
Aplicación de abono orgánico por riego	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	25/03/03
6 Recolección fresa		25/03/03
Recolección cebolla		26/03/03
Aplicación de abono orgánico por riego	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	28/03/03
7 <sup>a</sup> Recolección fresa	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	31/03/03
Aplicación de abono orgánico por riego	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	2/04/03
Abono mineral por riego	Igual cantidad fecha 12/11/02	
Escarda manual	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	7/04/03
Aplicación de abono orgánico por riego		
Muestreo del suelo		
8 <sup>a</sup> Recolección fresa		8/04/03
Escarda manual		
9 Recolección fresa	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	11/04/03
Aplicación de abono orgánico por riego		
10 Recolección fresa	Solución de extracto de estiércol (1KgL <sup>-1</sup> ) 6L	16/04/03
Aplicación de abono orgánico por riego		
Abono mineral por riego	Igual cantidad fecha 12/11/02	
11 Recolección fresa		21/04/03
12 Recolección fresa		25/04/03
Escarda manual		
13 Recolección fresa		30/04/03
14 Recolección fresa		6/05/03
Escarda manual		
15 Recolección fresa	Igual cantidad fecha 12/11/02	9/05/03
Abono mineral por riego		
16 Recolección fresa		13/05/03
17 Recolección fresa		16/05/03
18 Recolección fresa		20/05/03
Escarda manual		26-27/05/03
19 Recolección fresa		28/05/03
20 Recolección fresa		3/06/03
Muestreo de suelo		26/06/03

\* La araña roja (*Tetranychus telarius*) no se realizó tratamiento preventivo debido a su baja incidencia.

### III.3.2. Toma y preparación de muestras de suelo

En las diferentes parcelas correspondientes a cada uno de los experimentos se realizaron varios muestreos en las distintas campañas.

En la Tabla III.34 se muestran los diferentes momentos de muestreo de suelo en las diferentes parcelas en reconversión y en las parcelas ecológicas establecidas en regadío respectivamente.

**Tabla III.34 Muestreos realizados durante los tres periodo de experimentación.**

Experimento	Cultivo	Periodo	Muestreo
"De reconversión en regadío"	Patata	Febrero 01- Junio 01	Dos meses después siembra
	Lechuga	Septiembre01- Diciembre 01	Mes y medio después siembra
	Zanahoria	Febrero 02- Julio 02	Tres meses después siembra
	Espinaca	Octubre 02- Febrero 03	Dos meses después siembra
	Tomate	Mayo 03- Agosto 03	Dos meses después siembra
"De reconversión en seco"	Girasol	Abril 01- Octubre 01	3 meses después siembra
	Trigo	Diciembre 01-Septiembre 02	3 meses después siembra
	Lenteja	Enero 03- Julio 03	3 meses después siembra
	Trigo	Enero 04 – Julio 04	3 meses después siembra
"Parcelas ecológicas establecidas en regadío"	Haba	Octubre 99-Abril 00	3 meses después siembra Final recolección
	Melón-Sandía	Abril 01-Agosto 01	20 días después siembra Final recolección
	Patata	Marzo 02-Mayo 02	Antes siembra 2 meses después siembra Final recolección
	Fresa-cebolla	Finales Octubre 02- Junio 03	1 mes después siembra Primeras recolecciones Final recolección

La toma de muestras se llevó a cabo a la profundidad de 0-15 cm de suelo, con una barrena tipo EL510-080 Edelman Auger de 70 mm de diámetro.

En todos los muestreos de suelo, se tomaron 3 muestras al azar por subparcela con las que se compuso una muestra conjunta. Las muestras se tamizaron a 2 mm y se subdividió cada muestra de la subparcela en dos submuestras, una de ellas se dejó secar al aire, durante el tiempo necesario según el estado de humedad del suelo, para el posterior análisis químico y la otra submuestra se congeló a -15°C para sus posteriores análisis microbiológicos. Todos los análisis se refieren al peso seco determinado en estufa a 105°C durante 24 horas.

Las propiedades bioquímicas se distorsionan rápidamente a partir del momento de la toma de muestras. No existe ningún método oficial de conservación de muestras, sino que hay varios procedimientos (refrigeración, congelación, secado al aire). Trasar-Cepeda et al. (2000) ponen de manifiesto que tanto la refrigeración a 4°C como la congelación a -20°C son técnicas adecuadas para la conservación de muestras a largo plazo ya que tanto una como otra provocaban escasa distorsión de las propiedades bioquímicas. Las mismas conclusiones fueron publicadas por (Stenberg et al., 1998) el cual estudió el efecto de la congelación y refrigeración sobre la biomasa microbiana, respiración inducida por substrato (SIR), mineralización del carbono, oxidación del amonio y desnitrificación, concluyendo que el almacenaje a -20°C durante 13 meses no afectaba a estas propiedades.

La medida de la respiración del suelo se empezó el mismo día de la recogida de muestra de suelo.

Para la determinación de los restantes parámetros bioquímicos las muestras se descongelaron durante unos 3 días (4°C), una vez retiradas las muestras del congelador a 15°C y en estas muestras se hicieron las determinaciones de actividades enzimáticas.

El nitrógeno y carbono de la biomasa microbiana se extrajeron y el extracto obtenido se congeló a -15°C hasta su posterior análisis (Joergensen y Brookes 1991).

### **III.3.3. Análisis de suelo**

#### *III.3.3.1. Determinaciones físico-químicas*

##### ***Textura***

La determinación de la textura de los suelos se realizó mediante el método de densímetro Bouyoucos (Métodos oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, 1994).

##### ***Determinación del pH***

El pH de los suelos se determinó en extracto 1:2,5 suelo: agua (Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, 1994). Las medidas se realizaron con un pHmetro CRISON micro pH 2002 con compensación automática de la temperatura.

***Determinación de la Conductividad eléctrica (CE)***

La conductividad eléctrica de los suelos se determinó en extractos 1:2,5 suelo: agua (Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, 1994). Se midió en un conductivímetro CRISON 525. Los valores de CE se expresaron en  $\text{dS m}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ .

***Carbonatos***

El contenido en carbonato de los suelos se determinó por el método de volumetría según (Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, 1994). Los carbonatos son atacados por ácido perclórico y el exceso de ácido se valora con hidróxido sódico.

***Determinación del carbono orgánico oxidable***

Las determinaciones de carbono orgánico oxidable se llevaron según el método Walkley y Black (1934) mediante oxidación de la materia orgánica presente en la muestra de suelo con dicromato potásico 1N en medio sulfúrico, valorándose el exceso de dicromato con sal de Mohr (solución 0,5 N de sulfato ferroso-amónico) por potenciometría en un autovalorador automático METTLER DL 21 hasta punto de equivalencia.

El contenido de C orgánico total se expresó en  $\text{g kg}^{-1}$  en muestra seca.

***Determinación del carbono orgánico húmico total (CEHT)***

La determinación del CEHT se realizó según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura (1994). La extracción se efectuó agitando durante una hora las muestras de suelo con pirofosfato sódico 0,1 M e hidróxido sódico 0,1 N. El carbono orgánico en el extracto se valoró por oxidación con dicromato en medio sulfúrico al igual que el apartado anterior. Se expresó en  $\text{g kg}^{-1}$  en muestra seca.

***Determinación del carbono de los ácidos húmicos (CAH)***

Su determinación se realizó según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura (1994) en una alícuota del CEHT que se llevó hasta  $\text{pH}=1$  con ácido sulfúrico 1:1. El precipitado de ácidos húmicos se lavó con sulfúrico 0,001N, se disolvió en hidróxido sódico 0,5 N. En una alícuota de este extracto, llevada a sequedad, se valoró el C orgánico oxidable mediante el método de Walkley y Black (1934). El contenido de C de los ácidos húmicos se expresó en  $\text{g kg}^{-1}$  en muestra seca.

### ***Determinación del Nitrógeno total***

Se llevó a cabo según el método Kjeldahl que se basa en la mineralización del nitrógeno orgánico de la muestra mediante digestión de la misma con ácido sulfúrico-salicílico concentrado en un bloque digestor Kjeldatherm (Gerhardt). El nitrógeno orgánico pasa a forma amoniacal que junto con el amonio ya existente en el suelo se valora por colorimetría a 660 nm mediante un autoanalizador Bran+Luebbe frente a una recta patrón preparada con distintas concentraciones de sulfato amonio (método G-188-97). Los controles y las muestras fueron tratadas con molibdato amónico y ácido ascórbico que son los compuestos que darán el color.

El contenido de N orgánico total se expresó en  $\text{g kg}^{-1}$  en muestra seca.

### ***Determinación de la relación C/N***

El valor de la relación C/N se obtuvo a partir de los valores de C y N expresados como  $\text{g kg}^{-1}$  en muestra seca.

### ***Determinación del Fósforo***

Se determinó según el método de Olsen et al. (1954), extrayendo el fósforo con una disolución de  $\text{NaHCO}_3$  (relación suelo: extractante 1:20) en presencia de carbón activo. En el extracto neutralizado se determinó el fósforo por colorimetría por el método de Murphy y Rilley (1962). Los resultados se expresaron en  $\text{mg kg}^{-1}$  en muestra seca.

### ***Determinación del K***

La concentración de K disponible se determinó en el extracto de suelo con acetato amónico 1N (relación suelo: extractante 1:10) a pH 7 (Bower et al., 1952).

La determinación en el extracto se llevó a cabo por fotometría de llama a 760 nm en un equipo Varian modelo Spectra A-220FS frente a curvas patrón preparadas en la misma matriz que las muestras. Los resultados se expresaron en  $\text{g kg}^{-1}$  en muestra seca.

## ***III.3.3.2 Determinaciones bioquímicas***

### ***Respiración del suelo***

Se determinó siguiendo el método descrito por Anderson (1982) basado en la determinación del  $\text{CO}_2$  liberado en el suelo debido a la actividad de los microorganismos del mismo durante 24 horas.

El CO<sub>2</sub> liberado por el suelo durante 24 h fue recogido en NaOH 1M y posteriormente fue precipitado con BaCl<sub>2</sub> 3M como BaCO<sub>3</sub> midiendo el NaOH residual por valoración ácido-base con HCL 1M hasta pH 8,1 en un autovalorador METTLER DL 21. Se realizaron 4 controles por muestreo para restar el CO<sub>2</sub> atmosférico.

### ***Biomasa microbiana***

Se realizó por la cuantificación indirecta de la biomasa microbiana del suelo por el método de fumigación-extracción (Brookes et al., 1985; Vance et al., 1987).

Para la extracción de la biomasa microbiana en las muestras fumigadas y no fumigadas se utilizó K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5M (suelo: extractante, 1: 4). El extracto de las muestras fumigadas y no fumigadas se congeló a -15°C hasta su posterior análisis (Joergensen y Brookes 1991).

### ***Carbono de la biomasa microbiana (Cmic)***

Se determinó siguiendo el método Vance et al. (1987), en el cual el C orgánico de los extractos se determinó por digestión con K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 0,4N, HgO y mezcla 2:1 de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> concentrado.

El K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> residual se midió por potenciometría con (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>(Fe(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>) 0,04N en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,4M en un autovalorador automático METTLER DL 21 hasta punto de equivalencia.

La cantidad de dicromato consumido por las muestras se calculó mediante la fórmula:

$$V_{\text{dicromato}} = V_{\text{blanco}} - V_{\text{muestra}}$$

siendo Vblanco el volumen de dicromato consumido al valorar K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5M, procesados del mismo modo que una muestra.

El carbono extraíble se calculó mediante la relación:

$$C_{\text{extraíble}} (\mu\text{g de C}) = V_{\text{dicromato}} * 1200$$

y la el carbono correspondiente a la biomasa microbiana mediante la relación:

$$\text{Carbono de la Biomasa} = 2,64 * Ec$$

donde  $E_c$  es la diferencia entre el carbono extraído de la muestra fumigada con cloroformo menos el extraído de la muestra no fumigada, ambos expresados como  $\mu\text{g C g}^{-1}$  de suelo seco.

#### ***Nitrógeno de la biomasa microbiana ( $N_{mic}$ )***

Se determinó siguiendo el método (Brookes et al., 1985). Se tomó una alícuota del extracto de la biomasa microbiana y se digirió con  $\text{KCr}(\text{SO}_4)_2 \times 12 \text{ H}_2\text{O}$ , Zinc y con ácido sulfúrico concentrado en un bloque digestor Kjeldahl. El nitrógeno amoniacal obtenido en la digestión se destila en álcali fuerte  $\text{NaOH}$  10M, en un destilador BUCCHI 323 y finalmente el nitrógeno destilado se valora con  $\text{HCL}$  10 mM hasta pH 4.8 en un autovalorador METTLER DL 21. Los blancos siguen el mismo procedimiento de las muestras al valorar 30 ml de  $\text{K}_2\text{SO}_4$  0,5M.

El contenido de nitrógeno del extracto es transformado en nitrógeno de la biomasa mediante la fórmula:

$$\text{Biomasa } N = [(N \text{ extracto fumigado}) - (N \text{ extracto no fumigado})] : K_{EN}$$

$K_{EN}$ : 0.54 (Brookes et al., 1985)

Los resultados se expresaron como  $\mu\text{g N g}^{-1}$  de suelo seco

#### ***Coefficiente metabólico ( $q\text{CO}_2$ )***

El coeficiente metabólico ( $q\text{CO}_2$ ) se obtuvo a partir de los valores de la respiración del suelo y del carbono de la biomasa expresado como  $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ mg}^{-1} \text{ Cmic h}^{-1}$  en muestra seca de suelo.

#### ***Relaciones $C_{mic}/COT$ y $C_{mic}/N_{mic}$***

El valor de la relación  $C_{mic}/COT$  se obtuvo a partir de los valores del carbono de la biomasa y del carbono orgánico total expresados como  $(\text{mg g}^{-1}) \times 100$  en muestra seca.

El valor de la relación  $C_{mic}/N_{mic}$  se obtuvo a partir de los valores del carbono de la biomasa y del nitrógeno de la biomasa expresados como  $\mu\text{g g}^{-1}$  en muestra seca de suelo.

#### ***Actividad Deshidrogenasa***

Se determinó según el método de Thalmann (1968), basado en la incubación de una muestra de suelo húmedo en presencia de una disolución de cloruro de 2,3,5- trifenil tetrazolio (TTC). Al final de la incubación el trifenil-formazan (TPF) formado por la reducción del TTC se extrajo con acetona.

La absorbancia del filtrado se leyó por espectrofotometría a 546 nm frente a una recta patrón preparada con distintas concentraciones de TPF. Los resultados se expresaron en  $\text{mg kg}^{-1}$  de TPF en suelo seco.

#### ***Actividad caseína-proteasa***

En la determinación de la actividad proteasa hidrolizante de la caseína, se siguió el método de Ladd y Butler (1972), en el que el suelo se incubó durante 2 horas a 50°C en presencia de caseína (2 %) y tampón Tris (pH 8.1).

La absorbancia del filtrado se leyó en espectrofotómetro a 700 nm frente a una recta patrón preparada con distintas concentraciones de tirosina. La actividad proteasa se expresó en  $\text{mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de tirosina en suelo seco.

#### ***Actividad Fosfatasa Alcalina***

Se determinó según el método de Tabatabai y Bremner (1969) basado en la incubación de una muestra de suelo en presencia de una disolución de p-nitrofenol fosfato (PNF) 15 mM y tampón MUB (pH 11), durante una hora a 37 °C. Inmediatamente después de la incubación el p-nitrofenol formado se extrae con una disolución de cloruro cálcico 0.5 M y de hidróxido sódico 0.5 M.

Se realizaron controles de cada una de las muestras para conocer la cantidad de producto que no es derivado de la actividad fosfatasa. Para ello, se procedió del mismo modo que en las muestras, pero la solución PNP se añadió después de la adición de  $\text{CaCl}_2$  0,5M y de NaOH 0,5M, es decir, inmediatamente antes de la filtración.

La absorbancia del filtrado se leyó a 400nm frente a una recta patrón preparada con distintas concentraciones de p-nitrofenol. La actividad fosfatasa se expresó en  $\text{mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de paranitrofenol en suelo seco.

#### ***Actividad $\beta$ -Glucosidasa***

Se siguió el método propuesto por Eivazi y Tabatabai (1988), basado en la incubación de una muestra de suelo en presencia de una disolución de p-nitrofenol-  $\beta$ -D-glucopiranosido (PNG) 25mM y tampón MUB (pH 6), durante una hora a 37 °C. Inmediatamente después de la incubación el p-nitrofenol formado se extrae con una disolución de cloruro cálcico 0,5 M y de tampón Tris-NaOH (pH12).

Se realizaron controles de cada una de las muestras para conocer la cantidad de producto que no es derivado de la actividad  $\beta$ -glucosidasa . Para ello, se procedió del

mismo modo que en las muestras, pero la solución PNP se añadió antes de la adición de  $\text{CaCl}_2$  0,5M y de NaOH 0,5M, es decir, inmediatamente antes de la filtración.

La absorbancia del filtrado se leyó a 400nm frente a una recta patrón preparada con distintas concentraciones de p-nitrofenol. La actividad  $\beta$ -glucosidasa se expresó en  $\text{mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$  de paranitrofenol en suelo seco.

### **III.3.4 Análisis de los residuos orgánicos**

#### *III.3.4.1 Toma y preparación de muestras*

Antes de la incorporación de los compost en las parcelas, se tomaron muestras en varios puntos del montón y a distintas profundidades, que se mezclaron para formar una muestra conjunta. De esta muestra conjunta se tomaron 3 repeticiones que se analizaron independientemente una de otra.

Las muestras en el laboratorio se cribaron en un tamiz de 2mm y se subdividieron en dos submuestras, una de ellas se congeló a  $-15^\circ\text{C}$  para su posterior análisis bioquímico y la otra se secó al aire para el análisis químico.

#### *III.3.4.2 Determinaciones analíticas*

El análisis de los productos orgánicos se realizó siguiendo los Métodos oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura (1994) para productos orgánicos fertilizantes.

#### ***Determinación de la Humedad***

La determinación de la humedad se realizó por gravimetría, secando las muestras en estufa a  $105^\circ\text{C}$  hasta peso constante. Los resultados se expresaron sobre materia seca.

#### ***Determinación del pH y Conductividad eléctrica***

El pH y la CE se determinaron en el sobrenadante del extracto (compost: agua) 1:5 p/v, después de agitar la mezcla durante 30 minutos.

Las medidas se realizaron con un pH-metro CRISON micro pH 2002 con compensación automática de la temperatura y la CE se midió en un conductímetro CRISON 525. Los valores de CE se expresaron en  $\text{dS m}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ .

***Determinación de la materia orgánica total (MO)***

La MO total se determinó por la pérdida de peso de las muestras calcinadas en cápsula de porcelana a 55°C hasta cenizas blancas (Ministerio de Agricultura, 1994). El contenido de carbono total ( C ) se calculó mediante la siguiente expresión (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992): en la que los valores de MO y C se expresan en g kg<sup>-1</sup> del producto seco inicial.

$$C = MO / 1.84$$

***Determinación del N-Kjeldahl***

Esta determinación se realizó siguiendo los mismos procedimientos descritos en el apartado de análisis de los suelos.

***Determinación del Fósforo***

La determinación del fósforo en compost se llevó a cabo tras someter las muestras a un proceso de digestión Kjeldhal con ácido sulfúrico concentrado y posterior determinación colorimétrica del P mediante un autoanalizador Bran+Luebbe a 660nm, frente a una recta patrón preparada con distintas concentraciones de potasio dihidrógeno fosfato (método G-189-97). Los controles y las muestras fueron tratadas con amonio molibdato y ácido ascórbico que son los compuestos que darán el color.

El contenido de P orgánico total se expresó en g kg<sup>-1</sup> de muestra seca.

***Determinación de la relación C/N***

El valor de la relación C/N se obtuvo a partir de los valores de C y N expresados como g kg<sup>-1</sup> sobre materia seca.

***Determinación de Na, Ca, K, Mg y metales pesados***

Para la determinación de estos elementos se siguió la metodología de AOAC (Método 975.03) en la cual un gramo de muestra molida de compost se calcinó a 500°C durante dos horas. Una vez fría se atacó las muestras con agua regia HCl:HNO<sub>3</sub> (3:1) en un horno a 100-120°C y se volvió a calcinar durante una hora a 500°C. Finalmente se disolvieron con 10 ml de HCl (1:1).

La determinación de los distintos nutrientes en el extracto filtrado y diluido se midieron en un espectrofotómetro de absorción atómica Varian modelo Spectra A-220FS.

Los macronutrientes se expresaron en  $\text{g kg}^{-1}$  sobre muestra seca y los metales pesados en  $\text{mg kg}^{-1}$  sobre muestra seca.

#### ***Determinación de la biomasa microbiana y actividades enzimáticas***

Estas determinaciones se realizaron siguiendo los mismos procedimientos descritos en el apartado de análisis de los suelos.

### **III.3.5 Tratamiento estadístico de los resultados**

El análisis estadístico de los resultados se llevó a cabo mediante el paquete estadístico SPSS 11.5 para Windows.

En general los resultados se presentan como los valores medios de los replicados acompañados por las correspondientes desviaciones típicas (estándar) (DS) o los errores típicos (estándar) (ES).

La comparación de los resultados de las distintas variables entre los distintos tratamientos en el experimento de reconversión en regadío y secano se efectuó mediante análisis de la varianza ANOVA, considerando como variable independiente los tratamientos y utilizando el test de Tukey para la comparación de los valores medios y un nivel de significación  $p < 0,05$ .

La comparación de los resultados entre los dos tratamientos en el experimento de fertilización orgánica en parcelas establecidas en regadío se efectuó mediante una test de t-student y un nivel de significación  $p < 0,05$ .

Las correlaciones entre las distintas variables se realizaron mediante coeficientes de Pearson, considerando niveles de significación  $p < 0,05$  y  $p < 0,01$ . Para indicar el nivel de significación obtenido se siguió el método más usual: los símbolos \* y \*\* a la derecha del coeficiente de correlación indican una significación del 95 y 99 % respectivamente. Todas las correlaciones con un nivel de significación inferior se consideraron no significativas.

## **IV. RESULTADOS Y DISCUSION “RECONVERSIÓN EN REGADÍO”**

---

### **IV.1. INTRODUCCIÓN**

### **IV.2 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO**

**IV.2.1 Efecto sobre el pH**

**IV.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica**

**IV.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo**

*IV.2.3.1 Carbono orgánico total*

*IV.2.3.2 Sustancias húmicas*

**IV.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno**

**IV.2.5 Efecto en la relación C/N**

**IV.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo**

**IV.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio**

### **IV.3 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DEL SUELO**

**IV.3.1 Efecto sobre la respiración del suelo**

**IV.3.2 Efecto sobre la biomasa microbiana**

*IV.3.2.1 Carbono de la biomasa microbiana (Cmic)*

*IV.3.2.2 Nitrógeno de la biomasa microbiana (Nmic)*

**IV.3.3 Coeficiente metabólico ( $qCO_2$ )**

**IV.3.4 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total ( $C_{mic}/COT$ )**

**IV.3.5 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa ( $C_{mic}/N_{mic}$ )**

**IV.3.6 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa**

**IV.3.7 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína**

**IV.3.8 Efecto sobre la actividad  $\beta$ - Glucosidasa**

**IV.3.9 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina**

**IV.4 CORRELACIONES ENTRE LOS DIFERENTES PARÁMETROS**

**IV.5 EFECTO SOBRE LA PRODUCCIÓN**

## **IV.1. INTRODUCCIÓN**

Este experimento se desarrolló en un suelo con un bajo contenido en materia orgánica típico de los suelos agrícolas de la zona, por lo que es de especial interés el estudio de los efectos de la adición de compost al suelo.

En el presente capítulo se exponen los resultados del ensayo de campo con cultivos hortícolas en regadío, desde el inicio de la reconversión a la agricultura ecológica. Se han estudiado los cambios en la fertilidad del suelo, comparando el manejo ecológico, en el que establecieron dos tratamientos con dos enmiendas orgánicas diferentes, con el manejo convencional. El estudio se llevó a cabo a lo largo de tres años durante los cuales se desarrollaron cinco ciclos de cultivo.

## **IV.2 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO**

### **IV.2.1 Efecto sobre el pH**

El valor del pH de un suelo es determinante, ya que influye en los procesos que en él tienen lugar, afectando en muchas ocasiones a la disponibilidad de los elementos necesarios para la nutrición de las plantas.

En la Tabla IV.1 se muestran los cambios del pH en el suelo durante los cinco ciclos de cultivo. Los valores de pH fueron ligeramente superiores para los suelos bajo manejo orgánico e incluso se observaron diferencias significativas entre el tratamiento convencional y los tratamientos orgánicos en los ciclos de cultivo patata, lechuga y espinaca. Generalmente la aplicación de materia orgánica lleva consigo la adición de cationes básicos que producen un incremento del pH de los suelos.

En experimentos de reconversión a la agricultura ecológica los resultados con respecto a los efectos sobre el pH son discordantes: Clark et al. (1998) observaron aumentos de pH en los suelos bajo manejo orgánico respecto a los suelos bajo manejo convencional. Sin embargo, Bulluck et al. (2002) observaron como los suelos bajo manejo orgánico presentaban valores inferiores de pH respecto a los suelos fertilizados inorgánicamente en los primeros años de reconversión. Sin embargo en estos mismos

experimentos a largo plazo los valores de pH en las parcelas fertilizadas orgánicamente aumentaban, alcanzando valores incluso superiores a los de las parcelas inorgánicas.

**Tabla IV.1 Valores medios de pH y CE del suelo durante el periodo de experimentación.**

Parámetro	Tratamiento	Patata	Lechuga	Zanahoria	Espinaca	Tomate
pH	C	8,16 a	8,17 a	8,43 a	8,4 a	8,26 a
	O1	8,32 b	8,34 b	8,49 a	8,61 b	8,34 a
	O2	8,33 b	8,34 b	8,50 a	8,64 b	8,50 b
CE (dS m <sup>-1</sup> )	C	0,25 b	0,28 a	0,29 b	0,24 a	0,53 a
	O1	0,20 a	0,28 a	0,27 a	0,17 a	0,56 a
	O2	0,24 b	0,24 a	0,37 b	0,16 a	0,45 a

Valores seguidos de la misma letra en la misma columna no difieren significativamente (p<0,05)

#### IV.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica

El riesgo de elevar la salinidad del suelo por la aplicación de compost es uno de los factores que más puede limitar su uso agrícola (Gallardo-Lara y Nogales, 1987) sobre todo en condiciones de clima semi-árido en el cual el lavado de sales está muy limitado por la escasez de precipitaciones.

La evolución de los valores de CE durante los cinco ciclos de cultivo de estudio se muestra en la Tabla IV.1. En general no se observaron diferencias significativas en los valores de CE entre los tratamientos convencional y orgánicos a lo largo del periodo de experimentación, por lo que puede decirse que en los tres primeros años de reconversión a la agricultura ecológica no se detectaron signos de salinización del suelo en las parcelas bajo fertilización orgánica.

#### IV.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo

Los residuos orgánicos están constituidos en gran parte por materia orgánica cuya cantidad y composición dependerá de su origen y de los tratamientos a los que se les haya sometido. Los residuos orgánicos sufren una serie de transformaciones al

incorporarlos al suelo: mineralización dando lugar a dióxido de carbono y nutrientes, inmovilización por la biomasa microbiana y humificación (Tate, 1987).

En este apartado se ha estudiado la evolución del contenido en materia orgánica del suelo, ya que es uno de los factores que más influye en la fertilidad del mismo. Se determinó el contenido de carbono orgánico total, así como el carbono de las sustancias húmicas, en la cual están incluidos los ácidos húmicos y los ácidos fúlvicos, más resistentes a la biodegradación.

#### *IV.1.3.2 Carbono orgánico total (COT)*

Los valores medios de COT a lo largo de los cinco ciclos de cultivo se muestran en la Tabla IV.2.

Como era de esperar, la aplicación de compost aumentó el contenido de carbono orgánico del suelo (Leita et al., 1999; Madejón et al., 2001a; Schjonning et al., 2002; Bulluck et al., 2002; Ruiz 2002; Edmeades, 2003; Marschner et al., 2003). Aunque los incrementos en materia orgánica en el proceso de reconversión al manejo orgánico ocurren lentamente y generalmente llevan varios años en detectarse (Drinkwater et al., 1995; Werner, 1997). En el presente estudio las diferencias entre los tratamientos orgánicos y convencional empezaron a detectarse desde el segundo ciclo de cultivo comprobándose la eficacia de la reconversión aumentando el contenido de COT del suelo.

Los valores medios de carbono orgánico fueron aumentando progresivamente durante el experimento para todos los tratamientos. Así los valores de COT al final del estudio se incrementaron respecto al contenido de COT al inicio del experimento en un 12,4 % para el tratamiento C, un 78,6 % en O1 y un 85,2 % en O2.

Los fertilizantes minerales aumentan el crecimiento de los cultivos y con ello existe una entrada indirecta de carbono proveniente de los restos de cultivos y raíces aumentando también el carbono de la biomasa y en general del carbono orgánico del suelo

Los contenidos medios de carbono orgánico, al final del estudio, siguieron la siguiente tendencia: O2 >O1 >C. Esta tendencia no está tan claramente relacionada con las cantidades totales de C orgánico total aportado en cada tratamiento: O2 (18254 kg

ha<sup>-1</sup>); O1 (18995 kg ha<sup>-1</sup>), y podría también atribuirse a la mayor entrada de restos de cultivo procedente de la mayor producción del tratamiento O2 con respecto al tratamiento O1, en la mayoría de las campañas (Figura IV.7), lo cual se comentará más adelante con los resultados de producción.

**Tabla IV.2** Valores medios de carbono orgánico total (COT), nitrógeno Kjeldahl y relación C/N del suelo durante el periodo de experimentación.

Parámetro	Tratamiento	Patata	Lechuga	Zanahoria	Espinaca	Tomate
COT (g kg <sup>-1</sup> )	C	7,74 a	8,10 a	7,60 a	8,30 a	8,50 a
	O1	7,80 a	9,78 b	9,10 ab	12,2 b	13,5 b
	O2	8,20 a	9,80 b	10,5 b	13,3 b	14,0 b
N- Kjeldahl (g kg <sup>-1</sup> )	C	0,86 a	0,97 a	0,99 a	0,90 a	0,96 a
	O1	0,92 a	1,00 a	1,08 a	1,20 b	1,50 b
	O2	0,93 a	1,10 a	1,20 a	1,20 b	1,60 b
C/N	C	8,97 a	8,45 a	7,72 a	9,00 a	8,80 a
	O1	8,41 a	9,33 a	8,50 b	10,7 b	9,00 a
	O2	8,81 a	8,97 a	8,80 b	9,80 ab	8,80 a

Valores seguidos de la misma letra en la misma columna no difieren significativamente (p<0,05)

En general puede concluirse, que la aplicación sucesiva de enmiendas orgánicas a dosis razonables durante cinco ciclos de cultivo incrementó el contenido de carbono orgánico total de los suelos bajo manejo orgánico respecto al suelo bajo manejo convencional. Este hecho supone un aumento importante de la fertilidad del suelo sobre todo teniendo en cuenta el bajo contenido en materia orgánica que presentan los suelos agrícolas de la zona.

#### IV.2.3.2 Sustancias húmicas

Dentro de la materia orgánica del suelo se encuentra la fracción denominada *humus*, en ella se incluyen tres tipos diferentes de compuestos: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas.

El estudio de las sustancias húmicas en los experimentos se llevó a cabo mediante determinaciones de carbono en el extracto húmico total (CEHT) y de los ácidos

húmicos (CAH). Dichas determinaciones se realizaron: al inicio y final del experimento (Tabla IV.3).

Después de tres años de reconversión a la agricultura ecológica, los valores de CEHT y CAH fueron estadísticamente superiores en los suelos enmendados con los compost respecto al los fertilizados con fertilizante mineral. En cualquier caso, en el tratamiento convencional también se observó un aumento en los contenidos de sustancias húmicas, debido a la entrada de carbono por efecto indirecto de los fertilizantes químicos, los cuales aumentan el crecimiento de los cultivos y con ello existe una entrada de carbono procedente de los restos de cultivos, y a los procesos de humificación que naturalmente se dan en el suelo.

**Tabla IV.3** Evolución del carbono del extracto húmico total (CEHT) y del carbono de los ácidos húmicos (CAH) al inicio de la primera campaña y final del experimento ( $\text{g kg}^{-1}$ ). Los valores para cada parámetro con distinta letra difieren significativamente ( $p < 0,05$ ).

	Tratamiento	Inicio	Final
CEHT	C		3,15 a
	O1	2,69	4,50 b
	O2		5,13 b
CAH	C	1,47	1,68 a
	O1		2,32 ab
	O2		3,08 b

De entre los dos tratamientos orgánicos, el tratamiento con compost animal aumentó más notablemente el contenido de CEHT y CAH que el compost vegetal debido al mayor aporte de sustancias húmicas realizado con el compost animal con respecto al compost vegetal (Tabla III.3 y 4).

Numerosos autores (Albiach et al., 2001; Madejón et al., 2001a; Dorado et al., 2003; Rivero et al., 2004) han constatado el aumento de sustancias húmicas en el suelo tras la adición de residuos orgánicos o compost lo que indica un aumento de la calidad en suelos bajo manejo orgánico.

#### IV.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno

La entrada de nitrógeno orgánico en el suelo conlleva el proceso de mineralización en el cual se produce nitrato y amonio soluble que constituyen las formas de nitrógeno disponibles para las plantas. Simultáneamente a este proceso, tiene lugar el de inmovilización del N inorgánico del suelo mediante la síntesis proteica de los microorganismos del mismo (Brady, 1990). El nitrógeno es un factor limitante para los organismos del suelo y su cantidad y dinámica puede cambiar la biomasa microbiana, actividad y composición de especies (Saratchandra et al., 2001).

En la Tabla IV.2 se muestran los valores medios de N-Kjeldahl en el suelo en los diferentes muestreos a lo largo del estudio. Desde el primer muestreo las parcelas fertilizadas orgánicamente presentaron concentraciones de N-Kjeldahl superiores a las de las parcelas convencionales, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos hasta después del cuarto ciclo de cultivo. En general, tras los cinco ciclos de cultivos consecutivos de aplicación de enmiendas orgánicas, se observaron aumentos del contenido medio de N-Kjeldahl en los suelos respecto a los valores de N-Kjeldahl del suelo al inicio del estudio, sobre todo aumentos considerables en las parcelas fertilizadas orgánicamente: C, 9%; O1, 70,5%; O2, 82%. Estos resultados no estuvieron directamente relacionados con las cantidades aportadas de N en cada tratamiento que fueron bastante parecidas: O2 (1191 kg ha<sup>-1</sup>); O1 (1026 kg ha<sup>-1</sup>); C (959 kg ha<sup>-1</sup>). Hay que señalar que la mayoría del N que se aportó por la fertilización inorgánica pudo ser absorbido por los cultivos, de hecho las producciones convencionales fueron siempre superiores a las producciones orgánicas (Figura IV.7) como posteriormente se comentará en el apartado de resultados de la producción. Además hay que tener en cuenta que pudo perderse por lixiviación en forma de nitrato. No obstante el aumento de N en las parcelas fertilizadas orgánicamente fue considerablemente mayor que a la entrada de N vía compost, por lo que se podría argumentar que la adición de materia orgánica a los suelos favorece el aumento de la reserva de N en los mismos.

El aumento de N en suelos en los que se han hecho aportes orgánicos está ampliamente constatado (Warren y Lesoing 1985; Marschner et al., 2003), lo cual implica también una mejora en la fertilidad del suelo en tanto en cuanto aumenta la

reserva de N, un nutriente fundamental para el desarrollo de los cultivos y la población microbiana.

#### **IV.2.5 Efecto en la relación C/N**

La evolución de la relación C/N, a lo largo de los cinco ciclos de cultivo se muestra en la Tabla IV.2.

Sólo se observaron diferencias significativas en los valores de C/N entre los tratamientos convencional y orgánicos durante los cultivos de la zanahoria y espinaca, mostrando una razón mayor los tratamientos orgánicos respecto al tratamiento convencional, lo cual está relacionado con la mayor entrada de carbono en estas parcelas.

En general tras los cinco ciclos de cultivos consecutivos de aplicación de enmiendas orgánicas, no se observaron aumentos considerables de los valores medios de C/N en los suelos respecto a los valores de C/N del suelo al inicio del estudio. Lo que puede atribuirse a que no hubo diferencia significativa en el balance de entrada de C y N a lo largo del estudio.

#### **IV.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo**

El P es uno de los elementos fertilizantes más valorados en su utilización agronómica. La disminución de la disponibilidad de fósforo en el suelo es principalmente debida a los procesos de adsorción y precipitación. A bajas concentraciones de fósforo predominan los procesos de adsorción, mientras que el proceso de precipitación predomina a concentraciones altas de fósforo (Matar et al.1992).

A partir del segundo ciclo de cultivo los contenidos de P-Olsen en el suelo mostraron diferencias significativas entre tratamientos, siendo los valores correspondientes al tratamiento O2 en general los más altos y los correspondientes al tratamiento O1 los más bajos (Tabla IV.4). Estos resultados pueden estar relacionados con los menores aportes de fósforo realizados con el compost vegetal (O1, 415 kg ha<sup>-1</sup>; C, 769 kg. ha<sup>-1</sup>; O2, 527 kg ha<sup>-1</sup>) y con la naturaleza menos biodegradable del mismo.

**Tabla IV.4 Valores medios de fósforo y potasio disponible del suelo durante el periodo de experimentación.**

		Patata	Lechuga	Zanahoria	Espinaca	Tomate
<b>Parámetro</b>	<b>Tratamiento</b>					
<b>P-Olsen (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>C</b>	17,7 a	23,0 ab	23,2 b	36,4 ab	18,0 a
	<b>O1</b>	13,5 a	14,0 a	11,7 a	27,0 a	30,0 a
	<b>O2</b>	16,6 a	24,6 b	32,7 c	47,0 b	62,0 b
<b>K- disponible (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>C</b>	290 a	241 ab	464 b	419 a	386 a
	<b>O1</b>	264 a	217 a	324 a	403 a	409 a
	<b>O2</b>	300 a	288 b	510 b	486 a	527 b

Valores seguidos de la misma letra en la misma fila no difieren significativamente ( $p < 0,05$ )

Es interesante destacar que los suelos tratados con compost animal presentaron valores de P-Olsen superiores a los encontrados en el tratamiento convencional a pesar de que las cantidades de P aportadas con este compost fueron inferiores a las realizadas con la fertilización mineral. El aumento de los contenidos de P-Olsen en los suelos tratados con compost ha sido un hecho constatado por numerosos autores (Cabrera et al., 1991; Levi-Minzi et al., 1992; Toor y Bahl 1997; Clark et al., 1998). Especialmente el estiércol incrementa la disponibilidad y movimiento de P en los suelos (Meek et al., 1982; Parham et al., 2002; Ruiz 2002; Edmeades, 2003).

La principal causa que reduce la disponibilidad de fósforo en los suelos calcáreos, como es este suelo, es la formación de precipitados insolubles de fosfatos cálcicos. Un estudio en dos suelos calcáreos demostró que el ión calcio en la fase líquida es el principal responsable de la formación de precipitados Ca-fosfatos (Tunesi et al. 1999). Para los suelos calcáreos con una gran concentración de iones calcio intercambiable la precipitación de Ca-P es el proceso predominante que reduce la disponibilidad de fósforo para las plantas (Braschi et al., 2003). En los suelos calcáreos la adición de materia orgánica incrementa la disponibilidad de fósforo (Braschi et al., 2003). Esto puede explicar el mayor contenido de P-Olsen en los suelos fertilizados orgánicamente.

El aumento de la disponibilidad de fósforo en los suelos manejados orgánicamente también podría ser atribuible a la mayor actividad microbiana en ellos, inducida por la aplicación de materia orgánica, incrementando el ciclo del fósforo en el suelo (Parham et al., 2002). Laboski y Lamb (2003) en un experimento de incubación estudiaron los cambios que se producían en el suelo tras la aplicación de las mismas dosis de fósforo

mediante fertilización mineral y con estiércol, observando que en el suelo al cual se le añadió estiércol existía más fósforo disponible que en el suelo que recibió fertilización mineral. Estos autores concluyeron que los ácidos orgánicos producidos durante la descomposición microbiana del estiércol previenen la adsorción de fósforo al suelo incrementando su disponibilidad, ya que estos ácidos orgánicos forman quelatos estables con el Fe y Al previniendo así su adsorción.

En general los valores de P-Olsen al final del experimento siguieron siendo bajos en el tratamiento convencional, normales en el tratamiento O1 y altos en el tratamiento O2.

#### **IV.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio**

Las plantas obtienen el K del suelo proveniente de la meteorización de los minerales, directamente de los abonos o fertilizantes y del potasio unido al complejo de cambio de las enmiendas orgánicas. El K de la solución de suelo está inmediatamente disponible y puede ser absorbido por las plantas en forma inmediata, pero las cantidades presentes son muy pequeñas, apenas una mínima porción del K total del suelo se encuentra en esta forma. El proceso de adsorción-desorción es el que repone y equilibra la concentración de K de la solución del suelo.

En general los valores medios de K-disponible fueron más altos en el tratamiento O2 respecto al tratamiento O1, aunque no siempre se observaron diferencias significativas, lo cual pudo ser debido a que fue el residuo orgánico que más K aportó (O2, 998 kg. ha<sup>-1</sup>; O1, 526 kg. ha<sup>-1</sup>).

Incrementos en los contenidos de K-disponible en suelos tratados con compost han sido observados por Meek et al. (1982); Warren y Lesoing (1985); Ruiz (2002); Xiying y Chang et al. (2003).

En general tras cinco ciclos de cultivos consecutivos de aplicación de enmiendas orgánica, se observaron aumentos considerables en el contenido medio de K-disponible en suelo respecto a los valores de K-disponible en el suelo al inicio del estudio: C, 47%; O1, 56%; O2, 100%.

### **IV.3 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DEL SUELO.**

El interés científico por la productividad agrícola y el papel que en ella desarrolla la actividad biológica de los suelos han llevado a realizar estudios sobre la función de los microorganismos en los procesos en que están involucrados los principales elementos nutrientes. Los procedimientos empleados en un sistema tan complejo como es el suelo, suponen un conocimiento tanto en la biomasa microbiana como de su actividad y producción de enzimas (Nannipieri et al., 1990).

Dentro de los parámetros biológicos, se ha estudiado la biomasa microbiana estimada como carbono y nitrógeno y la respiración de los microorganismos. De forma que se puede cuantificar indirectamente la cantidad de microorganismos presentes en el suelo (Jenkinson y Ladd, 1981). Por otra parte, la respiración del suelo nos informará de la actividad en la descomposición de la materia orgánica que se añade.

Para estimar la actividad de los microorganismos del suelo no es suficiente con determinar la biomasa sino que debe acompañarse de otros índices específicos bioquímicos como la medida de actividades enzimáticas. La determinación de enzimas de tipo hidrolasas permite evaluar el estado metabólico del suelo con respecto a los principales nutrientes: carbono ( $\beta$ -glucosidasa), nitrógeno (proteasa), fósforo (fosfatasa). El estudio de la actividad deshidrogenasa, perteneciente al grupo de las oxidoreductasas, informará sobre la actividad metabólica general de la biomasa microbiana.

#### **IV.3.1 Efecto sobre la respiración del suelo**

Los microorganismos del suelo son capaces de descomponer la materia orgánica con objeto de obtener energía produciendo dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). La medida del  $\text{CO}_2$  se ha utilizado para determinar la actividad biológica en los suelos con relación a los cambios que se producen por las prácticas agrícolas (Nannipieri et al., 1990).

La evolución de la respiración del suelo, durante el experimento se muestra en la Figura IV.1a. Durante los cinco ciclos de cultivos, los valores más altos de respiración se obtuvieron en los suelos del tratamiento O2, aunque sólo se observaron diferencias

significativas entre el tratamiento C y el O2 en el segundo, tercer y cuarto ciclo de cultivo.

Este aumento de la respiración en los suelos indica una mayor actividad microbiana en los suelos enmendados con compost animal respecto al suelo bajo manejo convencional. Otros autores han constatado que suelos bajo tratamientos orgánicos presentaban tasas de respiración más altas que los fertilizados bajo tratamientos convencionales (Werner, 1997; Castillo y Joergensen, 2001).

Los valores de la respiración del suelo mostraron fluctuaciones a lo largo del periodo de estudio en todos los tratamientos, probablemente debido a la variabilidad estacional en los diferentes muestreos. Por ello, el incremento de la respiración en el quinto ciclo de cultivo (verano) para todos los tratamientos, podría ser debido al incremento de las temperatura del suelo (Sarathchandra et al., 1988; Sarathchandra et al., 1989; Mitsoulov, 1998; Conant et al., 2004) por la misma razón los valores medios más bajos en la respiración en el suelo en el cuarto ciclo de cultivo, podrían explicarse por las bajas temperaturas de la estación de muestreo (invierno). Mitsoulov (1998) encontró una relación exponencial entre la temperatura y la respiración del suelo.

Los valores de respiración del suelo se encuentran dentro de los intervalos obtenidos en experimentos en campo por Buyanovsky et al. (1986). Estos valores oscilan entre 42-792 mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> en muestreos realizados respectivamente desde la estación de invierno a verano y de 167-334 mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para suelos agrícolas en barbecho.

### **IV.3.2 Efecto sobre la biomasa microbiana**

La biomasa microbiana representa la fracción activa de la materia orgánica, siendo una reserva de nutrientes y un paso obligado para muchas de las reacciones que se producen en el suelo. Por todo ello, se considera importante su determinación y correlación con otros parámetros de tipo biológico y bioquímico, pues en conjunto podrán informar sobre los procesos que se producen en el suelo (Nannipieri et al., 1990).

#### *IV.3.2.1 Carbono de la biomasa microbiana (Cmic)*

En la Figura IV.1b, se muestra la evolución de los valores medios de la biomasa microbiana, estimada según su contenido en carbono, durante el experimento. Puede

observarse, como en general, la aplicación de compost animal incrementa la biomasa microbiana, estimada según su contenido en carbono ( $C_{mic}$ ), del suelo con respecto al tratamiento convencional existiendo diferencias significativas entre ellos en casi todos los ciclos de cultivo, excepto en los ciclos de la zanahoria y de la espinaca. Gunapala y Scow, (1998), Glover et al. (2000) y Schjonning et al. (2002) obtuvieron resultados parecidos observando un mayor contenido en  $C_{mic}$  en las parcelas fertilizadas orgánicamente respecto a las fertilizadas convencionalmente.

El incremento en biomasa microbiana en el suelo bajo manejo orgánico, es debido por una parte a la capacidad protectora que la materia orgánica ejerce sobre la misma (Pascual et al., 1997), y por otra el aporte de biomasa microbiana recibido a través del compost (Tabla III.6). En este caso el compost animal tuvo un efecto más notable en la biomasa microbiana, ya que se trata de una fuente de carbono más fácilmente degradable, lo cual implica una mayor estimulación y crecimiento microbiano.

Como se ha comentado en la evolución de la respiración del suelo, los cambios estacionales en la humedad del suelo, temperatura y entrada de C orgánico de las raíces de los cultivos, productos de la rizosfera y residuos de cultivos tienen un efecto en la biomasa microbiana y su actividad (Sarithchandra et al., 1988, 1989; Drury et al., 1991) por lo que las fluctuaciones ocurridas en el periodo de estudio pueden también atribuirse a estos cambios.

Los valores medios de  $C_{mic}$  obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía para suelos agrícolas y enmendados con compost (Albiach et al., 1999; Schjonning et al., 2002; Shannon et al., 2002).

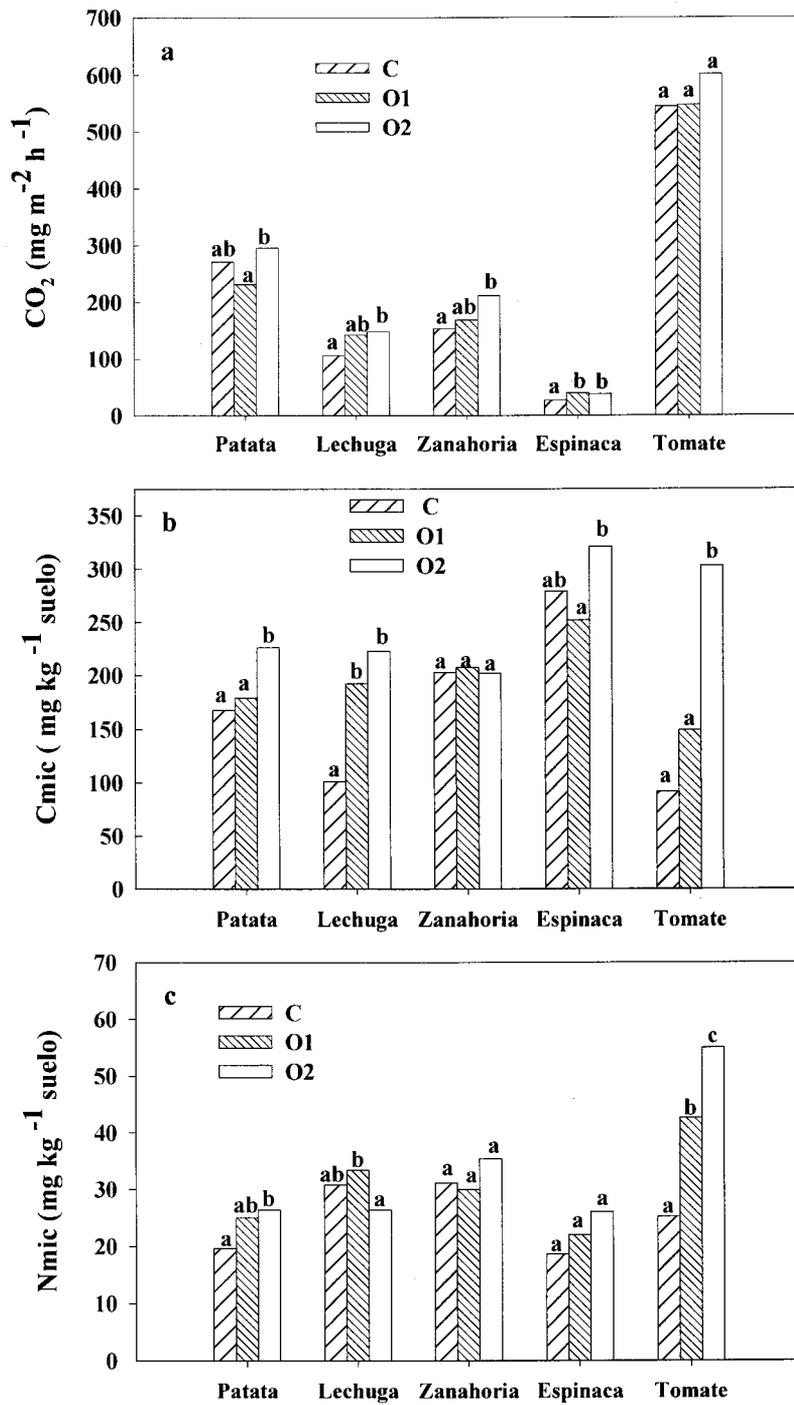


Figura IV.1. Evolución de la respiración del suelo (a), carbono de la biomasa (Cmic) (b) y nitrógeno de la biomasa (Nmic) (c) para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

#### IV.3.2.2 Nitrógeno de la biomasa microbiana ( $N_{mic}$ )

La evolución de los valores medios de la biomasa microbiana, estimada según su contenido en nitrógeno, a lo largo de los cinco ciclos de cultivo se muestra en la (Figura IV.1c). En general, durante los cuatro primeros ciclos de cultivo no se observaron diferencias entre los tres tratamientos.

En el quinto ciclo de cultivo se comenzaron a observar diferencias significativas entre los diferentes tratamientos, observándose los valores más altos de biomasa microbiana, estimada según su contenido en nitrógeno ( $N_{mic}$ ), en los suelos bajo manejo orgánico y especialmente los suelos tratados con el compost animal. Existen pocos resultados y no son coincidentes respecto al nitrógeno microbiano, Perucci et al.(2000) encontraron aumentos en  $N_{mic}$  en los suelos tratados con compost. Sin embargo, Glover et al. (2000) observaron que no existían diferencias en  $N_{mic}$  entre parcelas convencionales y orgánicas.

Los resultados obtenidos de  $N_{mic}$  se encuentran dentro de los intervalos obtenidos por otros autores para suelos agrícolas bajo rotación de cultivos (Moore et al., 2000) y suelos enmendados con residuos orgánicos (Robertson y Morgan, 1996).

En general, puede decirse que la biomasa microbiana es un indicador temprano, más que el nitrógeno ó carbono orgánico total, de los cambios en la materia orgánica inducidos por los cambios de manejo en el suelo (Jenkinson y Ladd, 1981; Carter, 1986; Werner, 1997). La incorporación de compost incrementa la biomasa microbiana incluso cuando el contenido en materia orgánica no lo hace (Sneh Goyal et al.,1992; Werner, 1997).

#### IV.3.3 Coeficiente metabólico ( $qCO_2$ )

El parámetro definido en la bibliografía como coeficiente metabólico ( $qCO_2$ ) expresa la respiración producida en un suelo por unidad de biomasa ( $\mu g C-CO_2 h^{-1} mg^{-1} C_{mic}$ ), conocido también como tasa de respiración específica (Anderson y Domsch, 1985).

El  $qCO_2$  varía de acuerdo con la composición y estado fisiológico de la comunidad microbiana, la disponibilidad de sustratos y varios factores abióticos (Anderson, 1994). Su estudio sirve para cuantificar el estado metabólico del suelo y también proporciona información sobre los efectos que sobre la biomasa microbiana tienen algunas

alteraciones medioambientales (Anderson y Domsch, 1993). Este coeficiente suele disminuir durante la sucesión primaria de un ecosistema natural (Insam y Haselwandter, 1989) y durante la adaptación de un sistema a las distintas prácticas agrícolas (Anderson y Domsch, 1990).

En general los valores más altos de este coeficiente se dieron en los suelos bajo manejo convencional (Figura IV.2a). En los suelos enmendados con materiales orgánicos los microorganismos requieren menos carbono y energía, existiendo una menor competencia por los nutrientes, lo que se refleja en un menor  $qCO_2$ , (Kandeler y Eder, 1993).

Los valores del coeficiente metabólico del suelo muestran una dependencia estacional como puede observarse entre el cuarto y quinto ciclo de cultivo (invierno-verano respectivamente).

Los valores más bajos de  $qCO_2$  para todos los tratamientos se observaron en el cuarto ciclo de cultivo, indicando que una mayor biomasa respira a una menor razón. Este hecho puede ser debido a que una gran parte de esta población se encuentre inactiva, bien debido a la estación de muestreo (invierno) o bien porque se estuviera produciendo un cambio de población durante este cuarto ciclo de cultivo (Wardle y Ghani, 1995), aspecto que podrá ser comentado más adelante, teniendo en cuenta la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  que es un indicador más fiable de los cambios en la población microbiana del suelo.

Los valores más altos de  $qCO_2$  para todos los tratamientos se obtuvieron en el quinto ciclo de cultivo, lo cual podría ser causa del stress debido al aumento de la respiración por el incremento de la temperatura del suelo en verano como se comentó en el apartado de los resultados de la respiración.

No se han encontrado datos del coeficiente metabólico en condiciones de campo, como es el caso de este estudio, ya que la mayoría de los resultados citados en la bibliografía se han obtenido en experimentos de laboratorio.

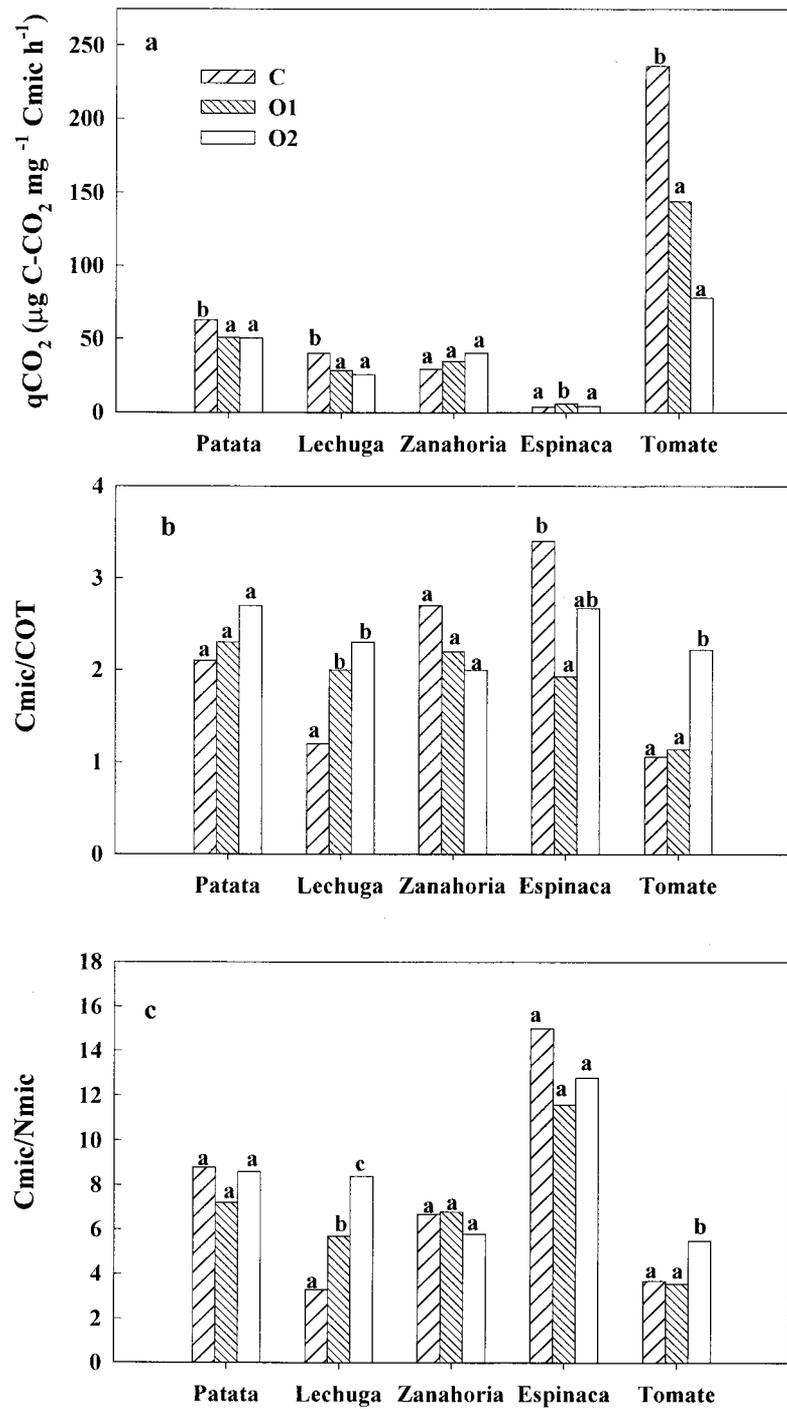


Figura IV.2. Evolución del coeficiente metabólico (a), relación Cmic/COT (b) y Cmic/Nmic (c) para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

#### **IV.3.4 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total (Cmic/COT)**

La relación Cmic/COT es un indicador de la disponibilidad de carbono para los microorganismos (Anderson y Domsch, 1989). También informa sobre la entrada de materia orgánica, de la eficiencia de conversión a Cmic, de las pérdidas de carbono del suelo y de la estabilización del carbono del suelo (Sparling, 1992).

En los agroecosistemas, los microorganismos dependen de la fuente de carbono y energía derivada de las raíces y residuos del cultivo, por lo tanto según que entrada de carbono haya, se puede explicar la variabilidad de la razón Cmic/COT. Entre otros autores Kandeler y Eder. (1993) y García et al. (2000) demostraron una relación directa entre la entrada de carbono y Cmic.

La biomasa microbiana expresado en porcentaje del carbono orgánico total del suelo indica la proporción de biomasa con respecto al contenido total de materia orgánica, encontrándose valores comprendidos entre el 1-4% (Sparling, 1992) aunque depende del tipo de suelo (textura, mineralogía, contenido en carbono etc).

En la Figura IV.2b se muestran los valores de la razón Cmic/COT a lo largo del estudio.

Los valores de Cmic/COT no siempre mostraron diferencias significativas entre tratamientos.

Sin embargo en general podría comentarse la mayor eficiencia en la conversión a Cmic de las parcelas convencionales en las cuales, ya que en dichas parcelas la población microbiana utiliza con más eficiencia las fuentes de carbono disponible.

Los valores obtenidos en el presente ensayo se encuentran dentro del rango citado en bibliografía. Así Anderson y Domsch (1989) encuentran una razón Cmic/COT de 2,3 % y 2,9 % para suelos bajo monocultivo y rotación de cultivo respectivamente, incrementando esta razón a un 4 % en suelos fertilizados orgánicamente.

#### **IV.3.5 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa (Cmic/Nmic)**

La mayoría de las bacterias poseen una razón Cmic/Nmic menor que los hongos (Holland y Coleman, 1987; Sarathchandra et al., 1988), debido a su menor eficiencia en la asimilación y almacenamiento del C (Adu y Oades, 1978). Así los hongos asimilan del 30-40% del C y las bacterias del 5-10% del sustrato de carbono en sus estructuras

(Alexander 1977). De ahí que la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  sea un indicador de la proporción relativa de hongo a bacteria en el suelo (Anderson y Domsch 1980, Wheatley et al., 1990, Fauci y Dick 1994). Así Jenkinson (1976) obtuvo una razón comprendida entre 3,5-4,2 para un conjunto de siete especies de bacterias y de 11,4-12,8 para dos especies de hongos.

En la Figura IV.2c se reflejan los valores resultantes de la razón entre el carbono y nitrógeno de la biomasa para cada ciclo de cultivo durante el periodo de estudio.

En general se observaron pocas diferencias entre los tratamientos en los distintos muestreos, exceptuando el correspondiente al periodo del cultivo de lechuga y tomate en el que los valores de esta razón fueron estadísticamente superiores en el tratamiento orgánico con compost animal. No obstante, en el periodo del cultivo de lechuga se observan claras diferencias significativas entre los tres tratamientos reflejando durante este ciclo una diferente composición microbiana entre los tratamientos.

Es interesante resaltar los altos valores de esta razón obtenidos en todos los tratamientos en el cuarto muestreo, muestreo invernal. Saratchandra et al. (1989) observó una mayor biomasa menos activa dominada por hongos durante el invierno y un incremento de la actividad bacteriana rizógena a últimos de primavera con el aumento de las temperaturas. Así se podría argumentar que durante este cuarto ciclo de cultivo existe una mayor proporción de hongos que de bacterias, los cuales liberan menos  $CO_2$  por unidad de carbono metabolizable (Sakamoto y Oba 1994). Dichos autores encontraron una correlación negativa entre la razón hongo-bacteria y el coeficiente metabólico, aunque no se muestra en la Tabla IV.5 también se encontró en este estudio una correlación negativa entre la razón hongo-bacteria y el coeficiente metabólico ( $r = -0,583$ ,  $p < 0,001$ ).

Los valores medios de  $C_{mic}/N_{mic}$  obtenidos en este experimento estuvieron comprendidos en los intervalos obtenidos por Moore et al. (2000) (4,3-11,4) y por Gunapala y Scow, (1998) (7-25).

### IV.3.6 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa

La actividad deshidrogenasa es una actividad intracelular y está asociada a procesos respiratorios de los microorganismos (Nannipieri, 1994); por ello, se estima que es más dependiente del estado metabólico y de la actividad biológica general que cualquiera de las demás enzimas presentes en el suelo. De esta manera ha sido utilizada como un índice de fertilidad o como indicador de la actividad microbiana de los suelos (García et al., 1997).

Las deshidrogenasas reflejan los procesos de oxidación biológicos de los microorganismos del suelo (Nannipieri et al., 1995), representando la actividad de la comunidad microbiana activa. Además las deshidrogenasas han sido propuestas como biomarcadores del manejo del suelo bajo diferentes prácticas agrícolas y climas (Ceccanti et al., 1994).

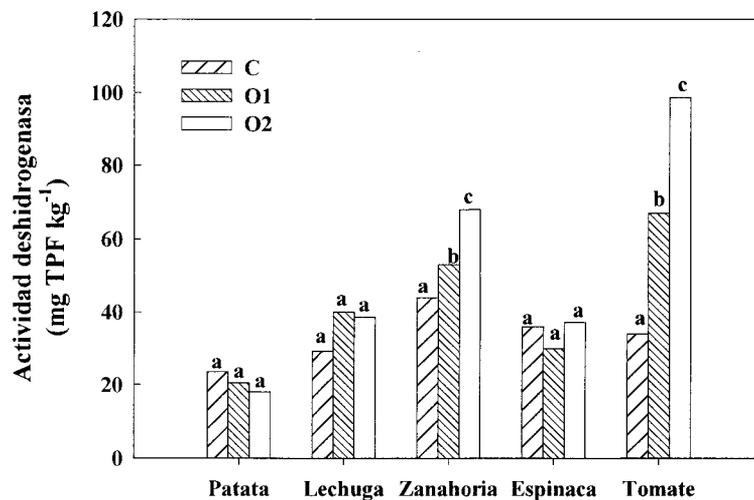
En la Figura IV.3 se muestran los valores medios de la actividad deshidrogenasa durante los cinco ciclos de cultivo del estudio.

Los valores medios de la actividad deshidrogenasa fueron en general superiores en los tratamientos orgánicos a partir del segundo de los muestreos realizados, existiendo diferencias significativas entre los tratamientos C, O1 y O2 en el tercer y quinto ciclo de cultivo, lo cual indica una mayor actividad de los microorganismos en los suelos con enmiendas orgánicas y/o un aumento de la biomasa en estos tratamientos, ya que los microorganismos en los suelos fertilizados orgánicamente se encuentran menos limitados por los nutrientes, como se ha observado en el  $qCO_2$ , por lo tanto pueden invertir más energía en el crecimiento que en el mantenimiento de la población microbiana con la entrada de materia orgánica. De entre los dos tratamientos orgánicos de nuevo se comprueba, como ocurría en otros parámetros bioquímicos analizados, que el compost animal (O2) causó aumentos más notables de la actividad que el compost vegetal (O1) debido a su mayor biodegradabilidad.

Numerosos autores han demostrado el aumento de la actividad deshidrogenasa tras la incorporación de residuos orgánicos (Martens et al., 1992; Herrero et al., 1998; Parham et al., 2002; Madejón et al., 2001b, 2003).

En general, la actividad deshidrogenasa experimentó un aumento progresivo en todos los tratamientos a lo largo del experimento, exceptuando el descenso producido en el

cuarto ciclo al igual que ocurría con la respiración y, lo que pudo estar relacionado con la menor actividad de la biomasa microbiana en invierno debido a las bajas temperaturas del suelo (Wander et al., 1995; Saratchandra et al., 1989).



**Figura IV.3. Evolución de la actividad deshidrogenasa para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).**

Los valores medios de actividad deshidrogenasa obtenidos por Emmerling et al. (2001) siguiendo el método utilizado en este experimento para suelos agrícolas variaban desde  $51,3 \pm 15 \mu\text{g TPF g}^{-1}$  suelo para suelo de arena franca. En suelos de textura franco arenosa y franco arcillosa variaban desde  $170,4 \pm 51$  y  $200,6 \pm 69 \mu\text{g TPF g}^{-1}$  suelo, respectivamente. Beyer et al. (1992b) obtuvieron, para doce tipos diferentes de suelos agrícolas, valores comprendidos entre ( $69\text{-}327 \mu\text{g TPF g}^{-1}$  suelo).

#### **IV.3.7 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína**

La actividad proteasa es catalizadora de reacciones que degradan proteínas y péptidos (Nannipieri et al., 1990), por lo que está involucrada en el ciclo del nitrógeno y su seguimiento permitirá evaluar los cambios producidos en las transformaciones de este elemento esencial en los suelos.

La evolución de los valores medios en la actividad proteasa-caseína a lo largo del estudio se muestra en la (Figura IV.4).

En general los valores de la actividad proteasa-caseína fueron claramente superiores en los tratamientos orgánicos existiendo diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos (O1 y O2) y el tratamiento convencional a partir del tercer ciclo de cultivo.

El aumento de la actividad proteasa en las parcelas fertilizadas orgánicamente puede ser debido por una parte a la estimulación de la biomasa microbiana por parte de los compost incorporados en ellas (Pascual et al., 2000; Marschner et al., 2003) y por otra parte al aumento de materia orgánica la cual juega un papel importante protegiendo a las enzimas extracelulares en los complejos órgano-minerales del suelo (Tabatabai, 1994).

Los valores de la actividad proteasa mostraron una fluctuación a lo largo del periodo de estudio, lo cual podría estar relacionado con la variabilidad estacional de los distintos muestreos y con la diferente biodegradabilidad de los compost. Los valores medios de esta actividad obtenidos en este estudio se encuentran dentro del intervalo obtenido por Kandeler et al, (1999a) de 50,7-128,6  $\mu\text{g}$  tirosina  $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$  y de Marscher et al. (2003) de 67- 127  $\mu\text{g}$  tirosina  $\text{g}^{-1} 2\text{h}^{-1}$  para suelos agrícolas.

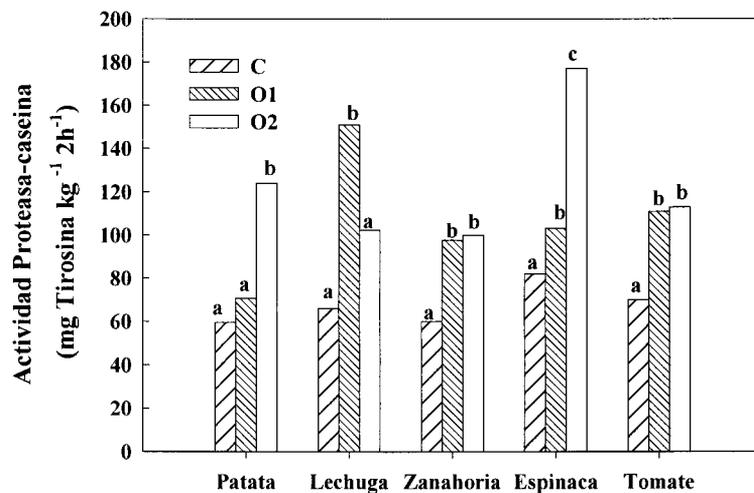


Figura IV.4. Evolución de la actividad proteasa-caseína para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

### IV.3.8 Efecto sobre la actividad $\beta$ - Glucosidasa

La enzima  $\beta$ -glucosidasa está implicada en el ciclo del carbono, catalizando las reacciones de hidrólisis de cadenas no reducibles de  $\beta$ -D-glucósidos para formar  $\beta$ - glucosa. Esta enzima por tanto podrá reflejar el estado de la materia orgánica en el suelo y todos los procesos que tengan lugar en ella, desde la mineralización hasta la humificación (García et al., 1994b).

Su distribución en la naturaleza es bastante amplia estando presente tanto en plantas como en microorganismos, interviniendo en la descomposición de residuos vegetales en los suelos (Hayano y Tubaki, 1985).

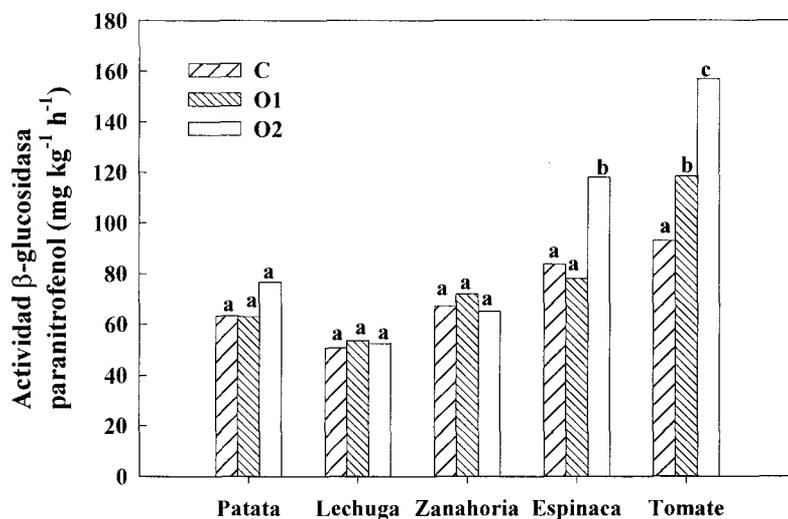


Figura IV.5. Evolución de la actividad  $\beta$ -glucosidasa para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

Los valores de actividad  $\beta$ -glucosidasa fueron en general ligeramente superiores en los suelos bajo manejo orgánico, aunque no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos y el tratamiento convencional hasta el quinto ciclo de cultivo (Figura IV.5), observándose los valores más altos de actividad  $\beta$ -glucosidasa el tratamiento con el compost animal (O2), este resultado podría ser contradictorio ya que se esperaría una mayor actividad  $\beta$ -glucosidasa en el tratamiento vegetal, el cual posee

mayor contenido de carbohidratos, sustrato de dicha enzima. No obstante, en este experimento como más adelante se comentará (Tabla IV.5), la actividad  $\beta$ -glucosidasa mostró una fuerte correlación con la actividad y biomasa microbiana, por lo que los resultados anteriores podrían estar más relacionados con la mayor actividad y biomasa del tratamiento O2 que con la cantidad de sustrato añadido al suelo vía compost.

En general, la actividad  $\beta$ -glucosidasa experimentó, desde el segundo ciclo de cultivo, un aumento progresivo en todos los tratamientos, aunque más notable en los tratamientos orgánicos y al final del experimento, lo cual puede estar relacionado a la diferente entrada de los restos de cultivos en rotación y con ello la mayor calidad de fuente de carbono en ellas.

Los valores medios de actividad  $\beta$ -glucosidasa en este estudio estuvieron dentro del intervalo obtenido para suelos agrícola por Pascual et al. (2000) (20,8-370  $\mu\text{g}$  paranitrofenol  $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) y por Bandick y Dick (1999) (30,6-293  $\mu\text{g}$  paranitrofenol  $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ).

#### **IV.3.9 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina**

La absorción del fósforo por los cultivos depende en gran parte de la mineralización que experimenten las diferentes fracciones unidas a formas orgánicas, por lo que las enzimas fosfatasas del suelo tendrán un papel importante en la mineralización y la disponibilidad del fósforo orgánico en el suelo.

En el presente estudio se observaron aumentos de la actividad fosfatasa en las parcelas fertilizadas orgánicamente (O1 y O2) con respecto a las parcelas convencionales (Figura IV.6), siendo estas diferencias significativas a partir del tercer ciclo de cultivo.

Numerosos autores han reflejado aumentos significativos de la actividad fosfatasa alcalina en suelos enmendados con productos orgánicos (Reganold 1988; Albiach et al., 1999; Parham et al., 2002; Liang et al., 2003; Marschner et al., 2003; Kremer y Li 2003). Este aumento en la actividad fosfatasa alcalina es debido al aumento y activación de los microorganismos tras la incorporación de residuos orgánicos.

A lo largo del estudio se observó un aumento progresivo en la actividad fosfatasa alcalina (Figura IV.10), siendo este aumento especialmente notable en los suelos bajo manejo orgánico.

Los valores medios de actividad fosfatasa alcalina fueron similares a los obtenidos por Albiach et al., (1999) (80-440  $\mu\text{g}$  paranitrofenol  $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ); Herrero et al., (1998) (45- 3430  $\mu\text{g}$  paranitrofenol  $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ); Madejón et al., (2003) (400-800  $\mu\text{g}$  paranitrofenol  $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) para suelos cultivados y enmendados con residuos orgánicos.

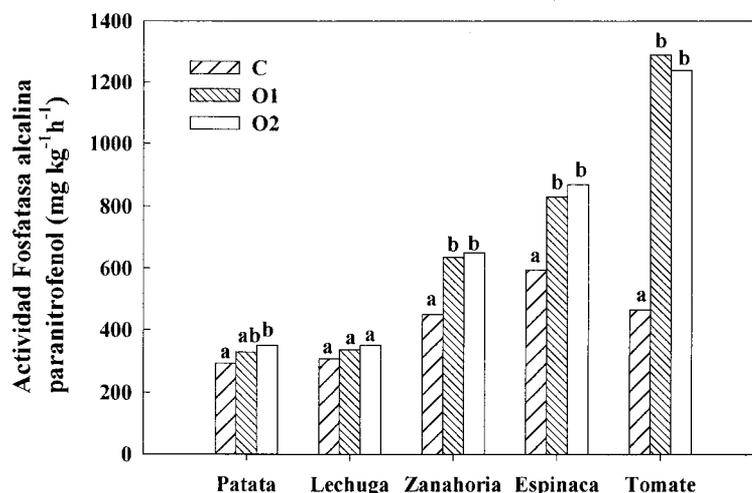


Figura IV.6. Evolución de la actividad fosfatasa alcalina para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

#### IV.4 CORRELACIONES ENTRE LOS DIFERENTES PARÁMETROS

Los coeficientes de correlación lineal de Pearson entre las actividades enzimáticas, respiración del suelo, carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana, carbono orgánico total y contenido en nutrientes se muestran en la Tabla IV.5.

El carbono orgánico al igual que el contenido de nutrientes (N-Kjeldahl, P-Olsen y K-disponible) muestra una alta correlación ( $p < 0,01$ ) con las actividades enzimáticas y biomasa microbiana, indicando la activación de los microorganismos del suelo con la adición de las enmiendas orgánicas (Dick, 1994; Masciandaro et al., 1997): También podría argumentarse que el aumento de nutrientes en el suelo puede aumentar indirectamente el contenido en enzimas y la flora microbiana vía los restos de cultivos. La biomasa y las actividades enzimáticas desempeñan un papel fundamental en la

descomposición de la materia orgánica y en el ciclo de los nutrientes necesarios para el desarrollo de los cultivos.

Las actividades enzimáticas extracelulares implicadas en la mineralización del C, N, S y P orgánico se encuentran significativamente correlacionadas con el contenido en C orgánico (Deng y Tabatabai, 1997, Haynes, 1999), ya que como se ha comentado anteriormente, por una parte la materia orgánica juega un papel importante protegiendo las enzimas en los complejos arcillo-húmicos del suelo (Tabatabai, 1994), como también aumenta el contenido de enzimas vía adicionadas por los residuos así como las secretadas por la activación de la flora microbiana.

Así la actividad  $\beta$ -glucosidasa está altamente correlacionada con el C orgánico (Eivazi y Tabatabai, 1990; Fauci y Dick, 1994; Madejón et al., 2001b, 2003; Jiménez et al., 2002) al igual que la actividad fosfatasa alcalina (Frankenberger y Dick, 1983; Madejón et al., 2001 b).

En general las actividades enzimáticas presentaron una alta correlación ( $p < 0,01$ ) con la biomasa microbiana.

Hay que destacar la ausencia de correlación entre la biomasa microbiana, estimada según su contenido en carbono, y la actividad microbiana medida tanto como respiración del suelo como actividad deshidrogenasa. Sin embargo, se encontró una alta correlación entre la biomasa microbiana, estimada según su contenido en nitrógeno, y la actividad microbiana, lo cual podría explicarse por un cambio de población microbiana durante el proceso de reconversión o también podría indicar que sólo una proporción de la biomasa microbiana estuviera activa. Sakamoto y Oba (1994) encontraron que la composición microbiana depende de la biomasa microbiana de carbono y que en condiciones normales sobre un 15% de los microorganismos están activos, mientras que la mayoría se encuentran inactivos o no son viables (Jenkinson y Ladd, 1981; Mc Gill et al., 1986).

La actividad fosfatasa alcalina en este estudio presentó una correlación positiva con el P-Olsen; sin embargo otros autores como Madejón et al. (2001b) encontraron un coeficiente de correlación negativo debido a la inhibición de la actividad a altas concentraciones de P-Olsen en el suelo. En este caso, el fósforo no ha sido el factor limitante de la actividad fosfatasa alcalina sino que esta ha estado más influenciada por el efecto positivo de la materia orgánica.

Exceptuando la actividad proteasa y deshidrogenasa, todas las actividades enzimáticas estuvieron altamente correlacionadas entre sí. Estas altas correlaciones sugieren que, a pesar de que cada enzima depende individualmente de un sustrato específico y toma parte en una reacción específica, la medida de cualquiera de estas actividades enzimáticas del suelo pueden ser una herramienta válida para estimar la actividad microbiológica total del suelo y la respuesta de las prácticas agrícolas (García et al., 1994b).

En general, en condiciones de regadío, los parámetros químicos y bioquímicos analizados mostraron una mejora de la calidad de los suelos fertilizados con los compost, siendo esta mejora más evidente con el paso del tiempo tras las sucesivas adiciones de materia orgánica. En el caso de las propiedades bioquímicas, esta mejora está influenciada por la adición de materia orgánica y el aumento de actividad microbiana que la misma provoca. Además en este sentido tampoco puede ignorarse el posible aumento de la protección de la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas como resultado del incremento del contenido en sustancias húmicas observado en el suelo.

La mejora de las propiedades bioquímicas se hacen más evidente en el último ciclo de cultivo, excepto en las actividades enzimáticas proteasa y fosfatasa alcalina, en las cuales se detecta un aumento más temprano en las parcelas fertilizadas orgánicamente, siendo estas actividades las que mejor diferenciaron entre los tratamientos estudiados.

Con respecto a la influencia de los plaguicidas utilizados en los tratamientos convencionales no se han observado posibles efectos de estos sobre las propiedades biológicas estudiadas, también hay que destacar que los muestreos realizados fueron muy posteriores a la aplicación de los plaguicidas por lo que solo podemos observar el efecto de los plaguicidas a más largo plazo. Como se ha comentado en el apartado de introducción la aplicación de plaguicidas depende de muchos factores; no obstante la aplicación de los mismos a dosis normales en campo no muestra efectos apreciables (ni estimulan ni inhiben) ni en la biomasa ni en la actividad de las enzimas del suelo.

**Tabla IV.5 Coeficientes de correlación entre las actividades enzimáticas, respiración del suelo, biomasa microbiana, carbono orgánico total, contenido en nutrientes en las muestras de suelo.**

	N-Kjel	K-disp	P-Olsen	COT	Resp	Proteasa	$\beta$ -Glu	DHA	Phosp	Cmic	Nmic
<b>N- Kjel</b>		0,545**	0,666**	0,896**	0,408**	0,409**	0,685**	0,742**	0,864**	0,297 *	0,705**
<b>K-disp</b>			0,716**	0,520**	0,198	0,146	0,629**	0,582**	0,655**	0,473**	0,365**
<b>P-Olsen</b>				0,651**	0,189	0,334**	0,709**	0,590**	0,658**	0,562**	0,480**
<b>COT</b>					0,245	0,494**	0,607**	0,569**	0,796**	0,366**	0,474**
<b>Resp</b>						-0,097	0,560**	0,499**	0,432**	-0,261*	0,589**
<b>Proteasa</b>							0,332**	0,175	0,345**	0,505**	0,205
<b><math>\beta</math>-Glu</b>								0,632**	0,839**	0,440**	0,557**
<b>DHA</b>									0,744**	0,254	0,823**
<b>Phosp</b>										0,384**	0,612**
<b>Cmic</b>											0,101
<b>Nmic</b>											

n= 60

\*\* correlación es significativa al nivel 0,01.

\* correlación es significativa al nivel 0,05.

Cmic: carbono de la biomasa; Nmic: nitrógeno de la biomasa; Resp: respiración; Phosp: fosfatasa alcalina;  $\beta$ -glu:  $\beta$ - glucosidasa; DHA: deshidrogenasa; COT: carbono orgánico total; N-Kjel: N-Kjeldahl.;K-disp: potasio disponible.

## IV.5 EFECTO SOBRE LA PRODUCCIÓN

Los datos de producción para cada ciclo de cultivo se muestran en las Figuras IV.7. Para realizar la estimación de la producción, se escogió una zona al azar de cada subparcela de estudio y los datos se extrapolaron a toda la superficie. La superficie muestreada para la estimación de la producción en cada uno de los ciclos fueron las siguientes: primer ciclo de cultivo (patata 40 m<sup>2</sup>); segundo ciclo de cultivo (lechuga 3 m<sup>2</sup>); tercer ciclo de cultivo (zanahoria 24 m<sup>2</sup>); cuarto ciclo de cultivo (espinaca 15 m<sup>2</sup>) y quinto ciclo de cultivo (tomate 15 m<sup>2</sup>).

Debido al tipo de cultivo establecido en el cuarto y quinto ciclo de cultivo se realizaron varias recolecciones, así en el cuarto ciclo se realizaron 3 recolecciones de espinaca y en la quinta 7 recolecciones de tomate, considerándose en los resultados la producción acumulada total.

En el primer ciclo de cultivo (Figura IV.7a), los rendimientos fueron superiores en el tratamiento convencional respecto a los orgánicos, aunque sólo se observaron diferencias significativas entre el tratamiento C y O1. Los rendimientos en un cultivo de patata varían entre 20-30 t ha<sup>-1</sup> según Maroto (2002), por lo que las producciones en los tratamientos convencionales estuvieron dentro de este intervalo, no así en el caso en los tratamientos orgánicos donde se obtuvieron producciones inferiores.

En el segundo ciclo de cultivo no se observaron diferencias significativas en los rendimientos del cultivo de lechuga entre los tratamientos C, O1 y O2 (Figura IV.7b). Al igual que la anterior campaña los rendimientos más bajos se obtuvieron para el tratamiento O1. Los rendimientos en el segundo ciclo de cultivo estuvieron por encima de los esperados para este cultivo entre 30-40 t ha<sup>-1</sup> (Maroto 2002).

Aunque los rendimientos del cultivo de zanahoria no mostraron diferencias significativas entre tratamientos (Figura IV.7c), hay que destacar la baja producción obtenida en el tratamiento O2, incluso por debajo del rendimiento medio de este 25 - 35 t ha<sup>-1</sup> (Maroto 2002).

En el cuarto ciclo de cultivo (Figura IV. 7d), se observaron diferencias significativas entre los tratamientos siendo las producciones más altas las correspondientes al tratamiento convencional, por encima de los esperados para este tipo de cultivo 10-15 t ha<sup>-1</sup> (Maroto, 2002).

En el quinto ciclo de cultivo de nuevo se observaron claras diferencias significativas entre el tratamiento C y los tratamientos orgánicos (O1 y O2), los cuales presentaron las producciones más bajas (Figura IV. 7e).

No se encontraron correlaciones entre las producciones de los cultivos y los diferentes parámetros químicos y bioquímicos.

En general las producciones de las parcelas bajo manejo orgánico en la mayoría de los ciclos de cultivo fueron inferiores a las obtenidas bajo manejo convencional. Según la bibliografía se requieren de 3-5 años para que los aumentos en la producción sean visibles en las parcelas que están en reconversión a la agricultura ecológica (USDA 1980; Liebhardt et al., 1989; Temple et al., 1994; Parr et al., 1992; Altieri, 1995;). Gliessman et al. (1996) observaron, en un estudio durante los tres primeros años de reconversión a la agricultura ecológica, rendimientos menores en el cultivo de fresas ecológicas respecto a las convencionales. No obstante, Swezey et al. (1994) en un estudio que abarcaba los tres primeros años de reconversión a la agricultura ecológica observó una mayor producción de manzanas en el manejo orgánico. Numerosos autores (Liebhardt et al., 1989; Temple et al., 1994) han explicado el aumento de producción a largo plazo por una mejora de la calidad del suelo con los años de manejo orgánico.

En cualquier caso hay que tener en cuenta que en este estudio hemos observado una mejora química y bioquímica de las parcelas fertilizadas orgánicamente, lo cual no se correlaciona con aumentos de la producción, no obstante hay que señalar que el control de la flora arvense en el caso de las parcelas fertilizadas orgánicamente se realizó mecánicamente y en ocasiones la falta de mano de obra no permitió un control eficaz que sin duda causó un descenso de la producción en las parcelas fertilizadas orgánicamente.

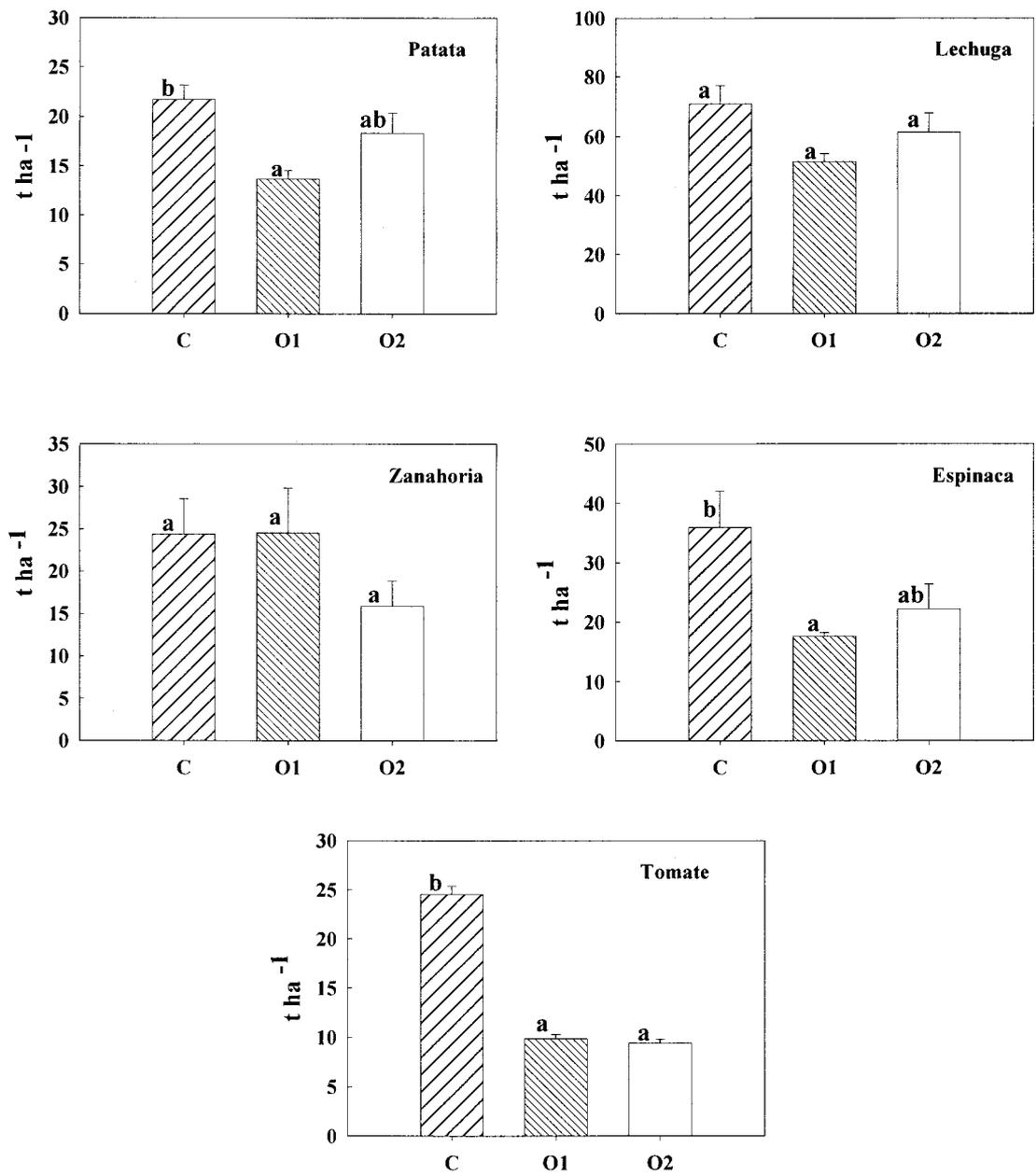


Figura IV.7 Producciones durante los cinco ciclo de cultivo para los tratamientos: C= convencional; O1= compost vegetal; O2= compost animal. Las barras verticales indican el error estándar, ES. Los tratamientos con la misma letra no difieren significativamente ( p < 0.05).

## **V. RESULTADOS Y DISCUSION “RECONVERSIÓN EN SECANO”**

---

### **V.1. INTRODUCCIÓN**

### **V.2 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO**

**V.2.1 Efecto sobre el pH**

**V.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica**

**V.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo**

*V.2.3.1 Carbono orgánico total*

*V.2.3.2 Sustancias húmicas*

**V.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno**

**V.2.5 Efecto en la relación C/N**

**V.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo**

**V.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio**

### **V.3 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DEL SUELO**

**V.3.1 Efecto sobre la biomasa microbiana**

*V.3.1.1 Carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana*

**V.3.2 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total (Cmic/COT)**

**V.3.3 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa (Cmic/Nmic)**

**V.3.4 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa**

**V.3.5 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína**

**V.3.6 Efecto sobre la actividad  $\beta$ - Glucosidasa**

**V.3.7 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina**

### **V.4 CORRELACIONES ENTRE LOS DIFERENTES PARÁMETROS**

### **V.5 EFECTO SOBRE LA PRODUCCIÓN**

## **V.1. INTRODUCCIÓN**

En España existe una mayor superficie dedicada a los cultivos de secoano que a los de regadío, ya que los cereales y leguminosas, excepto el arroz y gran parte del maíz, se cultivan mayoritariamente en secoano. Según el Anuario Estadístico del MAPA (2001) las tierras de regadío en España ocupaban alrededor de 3,7 millones de hectáreas en 1999 y la superficie de secoano dedicada a cultivos de cereales fue de 5,45 Mha sobre un total de 7,93 Mha de cultivos herbáceos. Es por ello que en la presente memoria también se aborda la repercusión del proceso de reconversión a la agricultura ecológica en dicho sistema, el cual ocupa tan extensa superficie en nuestro país.

En el presente capítulo se exponen los resultados del ensayo de campo con cultivos en secoano, desde el inicio de la reconversión a la agricultura ecológica, abarcando un periodo de cuatro campañas de experimentación (2001-2004), con cuatro ciclos de cultivo. A su vez también se pretende estudiar el proceso de reconversión a la agricultura ecológica en un suelo de textura arcillosa.

## **V.2 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO**

### **V.2.1 Efecto sobre el pH**

En la Tabla V.1 se muestran los valores medios del pH en los suelos durante las cuatro campañas de experimentación.

Los valores de pH mostraron diferencias significativas entre el tratamiento orgánico con compost vegetal (O1) y el tratamiento convencional (C) en el primer y tercer año de estudio, observándose valores ligeramente superiores para los suelos bajo manejo orgánico con compost vegetal.

En general al cabo de cuatro años de estudio no se mostraron aumentos significativos de los valores de pH para cada tratamiento, lo cual se debe como en el capítulo anterior, a que estos valores de pH se ven mínimamente afectados como resultado de la fuerte capacidad tampón de este tipo de suelo.

## V.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica

La evolución de los valores de CE durante los cuatro años de estudio se muestra en la Tabla V.1.

No se observaron diferencias significativas en los valores de CE entre los tratamientos convencional y orgánicos, excepto en el primer y tercer año de cultivo presentando las parcelas convencionales los valores más altos.

En el primer año (girasol), los valores de CE fueron, en general, los más altos, probablemente debido a la concentración de sales en superficie como consecuencia de la estación de muestreo, verano (aumento de las temperaturas y ausencia de precipitación), destacando que el menor valor de CE obtenido en el tratamiento O1 pudo estar relacionado a la menor CE de la partida de este compost vegetal  $1,3 \text{ dSm}^{-1}$  con respecto al valor de CE obtenido para la partida correspondiente al compost animal (Tabla III.4).

Al igual que se comentó en capítulos anteriores, en general la adición de compost no produjo, una salinización del suelo durante los cuatro años de estudio.

Tabla V.1 Valores medios de pH y CE del suelo durante el periodo de experimentación.

Parámetro	Tratamiento	Girasol	Trigo (2002)	Lenteja	Trigo (2004)
pH	C	7,91 a	8,35 a	8,30 a	8,20 a
	O1	8,20 b	8,40 a	8,38 b	8,19 a
	O2	7,98 a	8,39 a	8,32 ab	8,22 a
CE ( $\text{dS m}^{-1}$ )	C	0,57 b	0,17 a	0,31 b	0,19 a
	O1	0,26 a	0,16 a	0,28 ab	0,20 a
	O2	0,57 b	0,17 a	0,26 a	0,20 a

Valores seguidos de la misma letra en la misma columna no difieren significativamente ( $p < 0,05$ )

## V.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo

### V.2.3.1 Carbono orgánico total (COT)

Los valores medios de COT a lo largo de los cuatro años de cultivo se muestran en la Tabla V.2.

Desde el comienzo del experimento los valores medios de COT presentaron diferencias significativas entre el tratamiento convencional y los tratamientos orgánicos. Respecto a los tratamientos orgánicos hay que señalar que el tratamiento O2 (compost animal) presentó valores de COT ligeramente más altos, aunque no se detectaron diferencias significativas entre ellos.

En el cuarto año de cultivo se observó un aumento en el contenido de COT en los tres tratamientos, siendo este aumento más notable en los tratamientos orgánicos. Dicho aumento se atribuye a la entrada de carbono orgánico procedente de los restos del cultivo anterior, una leguminosa, que no se cosechó, permaneciendo en las parcelas hasta que se sembró el cuarto cultivo.

La utilización de leguminosas aporta al suelo materia orgánica enriqueciendo el suelo de nutrientes disponibles para los cultivos (Aulakh et al., 2000; Ashraf et al., 2004). Se puede decir que la inclusión de una leguminosa en este tipo de suelo aumentó considerablemente el contenido en materia orgánica mejorando la fertilidad del suelo.

**Tabla V.2** Valores medios de carbono orgánico total (COT), nitrógeno Kjeldahl y relación C/N del suelo durante el periodo de experimentación.

Parámetro	Tratamiento	Girasol	Trigo (2002)	Lenteja	Trigo (2004)
		COT (g kg <sup>-1</sup> )	C	9,87 a	10,1 a
	O1	10,0 a	12,5 b	11,3 ab	22,1 b
	O2	13,0 b	12,8 b	12,0 b	23,5 b
N- Kjeldahl (g kg <sup>-1</sup> )	C	1,15 ab	1,07 a	1,06 a	1,23 a
	O1	1,05 a	1,21 b	1,06 a	1,90 ab
	O2	1,27 b	1,35 c	1,22 a	2,20 b
C/N	C	8,60 a	9,35 a	9,11 a	10,7 a
	O1	9,53 ab	10,3 b	10,7 b	11,6 a
	O2	10,1 b	9,50 ab	9,87 ab	10,7 a

Valores seguidos de la misma letra en la misma columna no difieren significativamente (p<0,05)

Al final del experimento, los valores de COT en todos los tratamientos, al igual que se expone en el capítulo IV de reconversión a la agricultura ecológica en regadío, fueron superiores respecto al contenido de COT al comienzo del estudio y siguieron la tendencia: O2 > O1 > C. Esta tendencia está relacionada con la entradas de C orgánico

aportadas en los tratamientos: O1 (12547 kg. ha<sup>-1</sup>) y O2 (14330 kg. ha<sup>-1</sup>) y suponen un aumento del 35,2% para el tratamiento C, un 126 % para O1 y un 141 % para O2. Los aumentos observados en el tratamiento C se deben a los restos de los cultivos de las distintas cosechas, al igual que se explicó en capítulos anteriores.

Los incrementos de COT obtenidos en este experimento fueron muy superiores a los obtenidos en el experimento en reconversión en regadío (suelo franco A), lo cual puede estar relacionado con la menor entrada de agua vía riego y/o con la diferente textura de los suelos.

La humedad es un parámetro que afecta notablemente en la degradación de la materia orgánica, ya que la disminución en el contenido de agua en el suelo decrece la actividad metabólica de la biomasa microbiana (Gianfreda y Bollag 1996).

Los suelos de textura fina poseen mayor contenido en carbono y nitrógeno que los de textura gruesa bajo condiciones similares de clima y vegetación (Jenny, 1941). La capacidad de los suelos para proteger la materia orgánica de su mineralización y a la biomasa microbiana de su depredación depende del contenido en arcilla (Wang et al., 2003; Muller y Hoper, 2004), de esta manera los suelos con un alto contenido en arcilla sufren una menor mineralización de la materia orgánica, y presentan en general una mayor biomasa y materia orgánica que los suelos con un contenido bajo en arcilla de la misma área climática.

La incorporación de materia orgánica a suelos arcillosos resulta especialmente positiva para mantener bien estructurados los coloides de arcilla, mediante la formación de complejos de adsorción arcillo-húmico (Oades 1988).

#### *V.2.3.2 Sustancias húmicas*

Los valores medios de los contenidos en CEHT y CAH en los suelos se muestran en la Tabla V.3. Las determinaciones de CEHT y CAH se realizaron al inicio y final del experimento.

Después de cuatro años de reconversión a la agricultura ecológica, al igual que sucedió en el caso de las parcelas en reconversión en regadío, los valores medios de CEHT y CAH fueron estadísticamente superiores en los suelos bajo manejo orgánico respecto al manejo convencional.

El tratamiento O2 (compost animal) mostró los valores más altos de CEHT y CAH respecto al tratamiento con compost vegetal debido al mayor aporte de sustancias húmicas realizado con el compost animal con respecto al compost vegetal (Tabla III.3 y 4).

En general la entrada de carbono orgánico a partir de los composts incrementó la formación de sustancias húmicas a lo largo del estudio, al igual que ocurría en los anteriores experimentos. Es importante resaltar que en este experimento, se observó un mayor aumento en los valores de CEHT y CAH respecto a los valores obtenidos en el experimento de reconversión en regadío. Este hecho pudo estar relacionado con la menor entrada de agua y/o con el tipo de textura (arcillosa) de este suelo, ya que el mayor contenido en arcilla favorece la formación de complejos estables arcillo-húmicos (Reuter 1991).

**Tabla V.3 Evolución del carbono del extracto húmico total (CEHT) y del carbono de los ácidos húmicos (CAH) al inicio de la primera campaña y final del experimento ( $\text{g kg}^{-1}$ ). En cada muestreo los valores con distinta letra difiere significativamente ( $p < 0.05$ ).**

	Tratamiento	Inicio	Final
CEHT	C		5,56 a
	O1	3,10	8,45 b
	O2		10,0 b
CAH	C		3,14 a
	O1	2,00	5,13 b
	O2		5,87 b

#### V.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno

Los valores medios de N-Kjeldahl a lo largo de los cuatro años de estudio se muestran en la Tabla V.2.

Excepto durante el tercer ciclo de cultivo (leguminosa), en el resto de los muestreos se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos y el convencional, observándose los valores más altos las parcelas fertilizadas orgánicamente.

De entre los tratamientos orgánicos, el tratamiento con compost animal es el que presentó, a lo largo del estudio, los valores más altos de N-Kjeldahl con respecto al tratamiento orgánico con compost vegetal.

En general los valores de N-Kjeldahl al final del estudio, tras cuatro años consecutivos de aporte de compost, mostraron un aumento más notable en las parcelas fertilizadas orgánicamente con respecto a los valores de N-Kjeldahl al inicio del experimento: O1, 36 % y O2, 57 %. Estos resultados se deben a la entrada de N a través de los compost (O2, 948 kg. ha<sup>-1</sup>; O1, 851.6 kg. ha<sup>-1</sup>) y particularmente por el cultivo de la leguminosa. No obstante los incrementos de N-Kjeldahl en este experimento no fueron tan elevados como los observados en el experimento en reconversión en regadío (Suelo A), debido a la menor cantidad de N aportada por los compost y a la posible menor entrada de restos vegetales debido a las bajas producciones obtenidas en este experimento como veremos más adelante.

El aumento de nitrógeno en el suelo procedente de los restos de cultivo cuando se cultiva una leguminosa es un hecho constatado por diversos autores como se comentó en el capítulo V (Aulakh et al., 2000; Ashraf et al., 2004; Dinesh et al., 2004).

### **V.2.5 Efecto en la relación C/N**

La Tabla V.2 muestra la evolución de la relación C/N a lo largo de los cuatro años de estudio.

Se observaron diferencias estadísticas en la relación C/N entre el tratamiento orgánico con compost animal y el tratamiento convencional, excepto en la primera y tercera campaña, mostrando una mayor relación C/N el tratamiento orgánico O2.

En general tras cuatro años de abonado con enmiendas orgánicas se observó un incremento de la razón C/N al final del periodo de experimentación en tanto en los tratamientos orgánicos y como en el convencional, debido a la entrada de carbono procedente de los compost y restos de cultivos en los suelos fertilizados orgánicamente y de restos de cultivos en los suelos fertilizados inorgánicamente.

### V.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo

Desde el principio del estudio los valores medios de P-Olsen fueron estadísticamente superiores en los suelos fertilizados con composts, especialmente en los suelos enmendados con el compost animal (Tabla V.4). En general, aunque los tratamientos orgánicos recibieron menos aporte de P que el tratamiento convencional (C, 397 kg. ha<sup>-1</sup>; O1, 297 kg. ha<sup>-1</sup>; O2, 373 kg. ha<sup>-1</sup>), se observó una mayor disponibilidad de fósforo en los suelos bajo manejo orgánico al igual que ocurría en los dos capítulos anteriores. Como se explicó anteriormente este hecho podría ser debido por una parte a la mayor actividad microbiana en estos, inducida por la aplicación de materia orgánica, favoreciendo el ciclo del fósforo en el suelo (Parham et al., 2002) y por otra parte a la formación de complejos fosfohumatos.

Tras cuatro años de estudio se observa un aumento de los niveles de P-Olsen en los tres tratamientos estudiados respecto a los valores al comienzo del estudio, aunque el mayor aumento fue para los tratamientos orgánicos O1 y O2 que aumentaron 9 y 10 veces respectivamente su valor, y el tratamiento C aumento aproximadamente 3,6 veces. Los incrementos de P-Olsen obtenidos en este experimento fueron muy superiores a los obtenidos en el experimento en reconversión en regadío estando posiblemente relacionado con el mayor contenido en arcilla de este tipo de suelo y a la naturaleza predominante de la misma, esmectita, ya que gran parte del fósforo puede estar fijado a los cationes adsorbidos en la superficie de los complejo arcillo-húmicos.

**Tabla V.4 Valores medios de fósforo y potasio disponible del suelo durante el periodo de experimentación.**

Parámetro	Tratamiento	Cultivo			
		Girasol	Trigo (2002)	Lenteja	Trigo (2004)
P-Olsen (mg kg <sup>-1</sup> )	C	16,0 b	13,7 a	9,71 a	27,6 a
	O1	9,20 a	26,7 b	16,8 b	70,7 b
	O2	26,8 c	29,2 b	16,1 b	77,5 b
K- disponible (mg kg <sup>-1</sup> )	C	613 ab	612 a	508 a	574 a
	O1	580 a	703 b	558 a	577 a
	O2	694 b	746 b	538 a	610 a

Valores seguidos de la misma letra en la misma columna no difieren significativamente (p<0,05)

En general los valores de P-Olsen al final del experimento para un suelo de textura arcillosa siguieron siendo bajos en el tratamiento convencional, si embargo fueron altos en ambos tratamientos orgánicos.

### **V.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio**

Los minerales arcillosos son la fuente principal de K en el suelo (Buhman, 1993). En general cuanto mayor es el contenido de arcilla en el suelo, más grande será su capacidad para adsorber el K y mayor será su habilidad para reponerlo en la solución de suelo cuando esté disminuyendo en su concentración.

La reserva de K intercambiable y no intercambiable depende fundamentalmente de la cantidad y calidad de arcillas presentes en el suelo. En este estudio el tipo principal de arcilla es del grupo esmectita; este grupo mantiene el K en forma intercambiable en superficie y también profundamente entre las capas expansibles cuando el suelo está húmedo. En condiciones ambientales más secas, el espacio intercapas se contrae, atrapando y fijando el K que es dificultosamente liberado a la solución del suelo. En el tipo de las esmectitas se favorece el proceso de fijación de K; si los sitios de fijación se encuentran poco saturados, la entrada de K al sistema puede implicar una disminución de la disponibilidad en el cultivo pero una fuente de reserva futura de K.

Aunque hubo una menor entrada de K a través de los fertilizantes inorgánicos, los valores de K en el tratamiento C fueron similares a los orgánicos, por lo que este K debe de provenir del K intercambiable en los coloides arcillo-húmicos.

Se observaron diferencias significativas entre los tratamiento orgánicos y el convencional solo en el segundo año de estudio (Tabla V.4), debido posiblemente a la mayor entrada de K a través de los compost en estas partidas (Tabla III.20 y 21).

Durante todo el estudio el tratamiento orgánico O2 fue el que presentó valores más altos de K-disponible, lo cual podría estar relacionado con los mayores aporte de K realizados con el compost animal (O2, 670,4 kg ha<sup>-1</sup>; O1, 369,3 kg ha<sup>-1</sup>; C, 195 kg ha<sup>-1</sup>).

Los valores medios de K-disponible en el suelo variaron ligeramente durante los cuatro años de estudio. De la Horra et al. (1998) observaron que en los suelos bien regulados (entrada de K- extracción cultivos), el poder de suministro de K no se afecta sensiblemente por la extracción de los cultivos y que el K en solución se mantiene

regularmente constante a lo largo de todo el ciclo de cultivo, de un año al otro. Por otra parte las pérdidas de potasio en un suelo arcilloso son generalmente pequeñas, debido a la mayor capacidad de adsorción.

### **V.3 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DEL SUELO**

La biomasa y actividad microbiana así como las actividades enzimáticas se ven afectadas indirectamente por la textura del suelo siendo el contenido en arcilla un factor determinante en las propiedades microbianas (Emmerling et al., 2001, Turner et al., 2002; Muller y Hoper, 2004).

#### **V.3.1 Efecto sobre la biomasa microbiana**

##### *V.3.1.1 Carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana*

La evolución de la biomasa microbiana, estimada según su contenido en carbono, a lo largo de los cuatro años de estudio se muestra en la Figura V.1a.

A partir del tercer año, se observaron diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos, siendo los valores correspondientes al tratamiento O2 los más altos y los correspondientes al tratamiento O1 los más bajos. Al igual que en el capítulo IV de reconversión en regadío, el compost animal causó una mayor estimulación y crecimiento de la biomasa microbiana. En el cuarto año de experimentación también se observaron diferencias significativas entre los tres tratamientos, siendo las diferencias con el tratamiento convencional más notables en el caso del tratamiento orgánico O2.

Es de destacar como en el cuarto año de estudio se observa un importante aumento de los valores de la biomasa microbiana para todos los tratamientos, debido posiblemente al cultivo de leguminosa utilizado en el ciclo anterior, que produce un crecimiento de la biomasa microbiana (Robertson y Morgan, 1996; Dinesh et al., 2004).

Los valores medios de biomasa microbiana, estimada según su contenido en nitrógeno ( $N_{mic}$ ), durante los cuatro años de estudio se muestran en la Figura V.1b.

En general, sólo se observaron diferencias significativas en Nmic entre los tratamientos orgánicos durante los dos primeros años de estudio, aunque a lo largo de todo el periodo de estudio el tratamiento con compost animal fue el que mostró los valores más altos de biomasa microbiana, estimada según su contenido en nitrógeno, al igual que sucedió en el experimento en regadío.

Tanto los valores medios de Cmic como los de Nmic obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía del capítulo anterior.

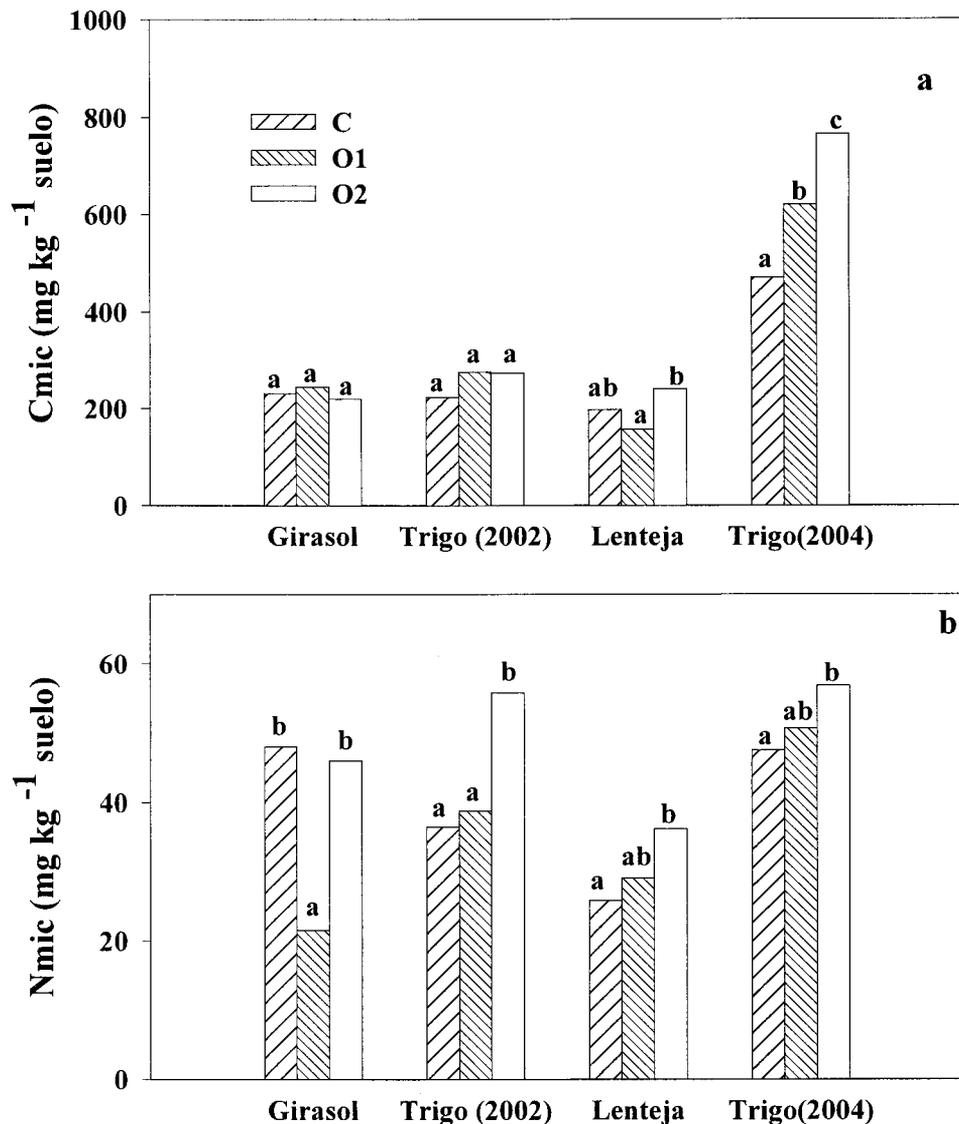


Figura V.1. Evolución del carbono de la biomasa (Cmic) (a) y nitrógeno de la biomasa (Nmic) (b) para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

En general, se observa como los valores de biomasa microbiana en este experimento son superiores a los valores obtenidos en el experimento de reconversión en regadío, lo cual puede estar relacionado con el mayor contenido en arcilla de este suelo. Habría que destacar que la menor entrada de agua en los suelos del experimento de reconversión en seco no tuvo un efecto negativo en la biomasa microbiana, ya que un descenso en el contenido en agua del suelo puede crear una desecación osmótica de las células microbianas (Gianfreda y Bollag 1996).

Muller y Hoper (2004) observaron como el contenido de arcilla se correlacionaba positivamente con la biomasa microbiana y negativamente con el  $qCO_2$ . Ambas correlaciones sostienen la hipótesis de la capacidad protectora que tiene el contenido en arcilla en suelo sobre la biomasa microbiana. Otros autores Acosta-Martinez et al. (2004) también observaron como el contenido de biomasa microbiana era más bajos en los suelos arenosos con respecto a suelos con alto contenido en arcilla.

### **V.3.2 Relación carbono de la biomasa/ carbono orgánico total (Cmic/COT)**

La razón Cmic/COT puede proporcionar información sobre la mejora o deterioro de la calidad del suelo y generalmente la adición de materia orgánica causa un incremento de esta razón (Powlson 1994).

Los valores medios de la razón Cmic/COT durante los cuatro años de estudio se reflejan en la Figura V.2a.

En general no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos y el convencional, excepto en el tercer año de cultivo, durante el cual el tratamiento O1 mostró los valores de la razón Cmic/COT más bajos con respecto a los tratamientos C y O2.

Los valores más altos de esta razón se observaron en el cuarto ciclo de cultivo, lo cual puede estar relacionado con la entrada de carbono orgánico procedente del cultivo de leguminosa del ciclo de cultivo anterior. Este incremento en los valores de la razón Cmic/COT refleja un mayor crecimiento de la biomasa microbiana. Anderson y Domsch (1989) encontraron una mayor razón Cmic/COT en los sistemas de rotación de cultivos que incorporaban una leguminosa, atribuyéndolo a la entrada de una mayor

variedad de residuos orgánicos, lo cual permite una mayor eficiencia en la utilización de la materia orgánica por unidad de biomasa.

Los valores medios de la razón  $Cmic/COT$  obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en el capítulo anterior.

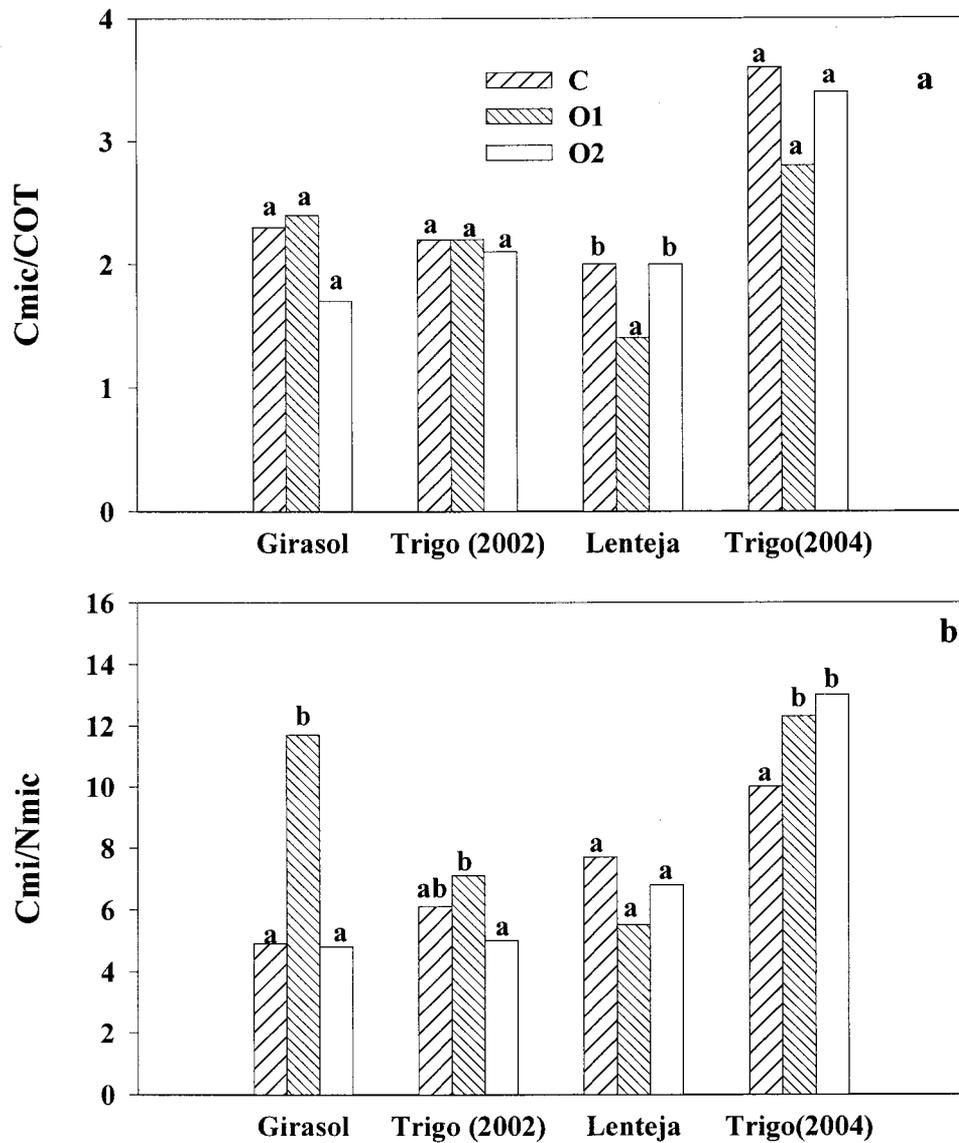


Figura V.2. Evolución de la relación  $Cmic/COT$  (a) y  $Cmic/Nmic$  (b) para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

En general, excepto para el aumento de los valores  $C_{mic}/COT$  experimentado en el cuarto ciclo, se observa como los valores de  $C_{mic}/COT$  en este experimento son similares a los valores obtenidos en el experimento de reconversión en regadío.

### **V.3.3 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa ( $C_{mic}/N_{mic}$ )**

Los valores medios de la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  durante los cuatro años de estudio se reflejan en la Figura V.2b

No se observaron diferencias significativas entre el tratamiento convencional y los tratamientos orgánicos hasta el cuarto ciclo de cultivo, siendo los valores más altos los encontrados en los tratamientos orgánicos. El aumento de la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  durante el cuarto ciclo podría ser atribuido a un cambio de población debido al incremento en la entrada de carbono procedente del cultivo de la leguminosa anterior.

Los valores medios de la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  obtenidos están dentro de los valores recogidos en la bibliografía del capítulo anterior.

En general se observa como los valores de  $C_{mic}/N_{mic}$  en este experimento no son diferentes a los valores obtenidos en el experimento de reconversión en regadío.

### **V.3.4 Efecto sobre la actividad deshidrogenasa**

En la Figura V.3 se muestran los valores medios de la actividad deshidrogenasa correspondiente para las cuatro campañas de estudio.

A partir del tercer año de cultivo, se observaron diferencias entre el tratamiento convencional y los tratamientos orgánicos, siendo estas diferencias significativas en el caso del tratamiento con compost animal. Al igual que ocurría en el experimento en reconversión en regadío la aplicación del compost animal (más biodegradable) aumenta la actividad intracelular microbiana del suelo.

Los valores medios de actividad deshidrogenasa obtenidos se encuentran comprendidos entre los valores recogidos en bibliografía y citados en el capítulo anterior.

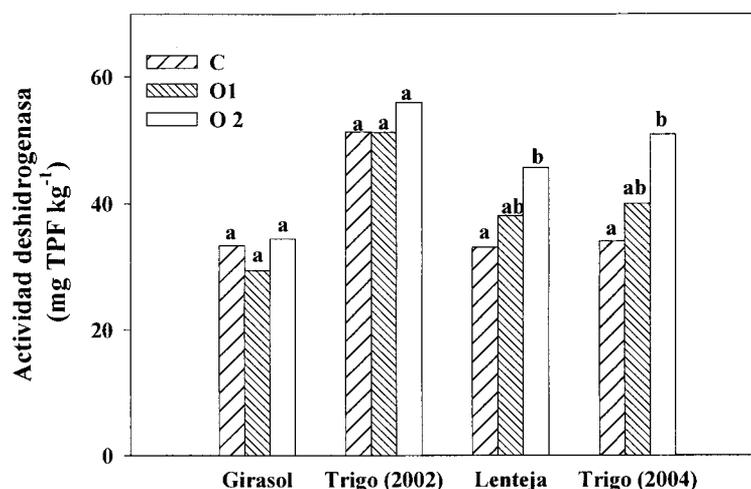


Figura V.3. Evolución de la actividad deshidrogenasa para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

En general los valores de actividad deshidrogenasa en este experimento no son diferentes a los valores obtenidos en el experimento de reconversión en regadío.

### V.3.5 Efecto sobre la actividad proteasa-caseína

Los valores de la actividad proteasa-caseína fueron superiores en los tratamientos orgánicos respecto al tratamiento convencional desde el inicio del estudio (Figura V.4).

El aumento en los valores de actividad proteasa durante el cuarto ciclo de cultivo, como ocurría en el caso del carbono de la biomasa podría ser debido a una mayor entrada proteína de la leguminosa anterior.

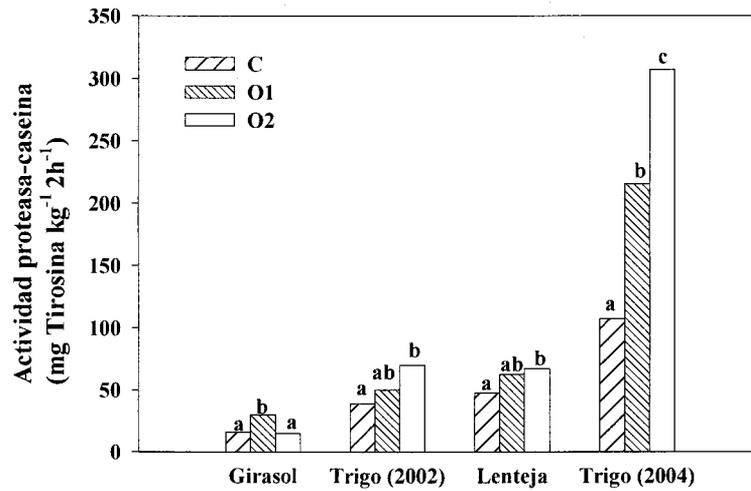


Figura V.4. Evolución de la actividad proteasa-caseína para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

En general al final del estudio los valores de actividad proteasa fueron superiores a los obtenidos en el experimento de reconversión en regadío. Los minerales de arcilla a través de su estabilización y protección sobre las enzimas, contribuyen a su acumulación en el suelo y a que las moléculas de enzimas sobrevivan en el microambiente del mismo (Gianfreda y Bollag 1996). La actividad enzimática de los suelos de textura fina, depende en parte de las enzimas extracelulares inmovilizadas por los coloides de arcilla, las cuales pueden ser menos sensibles a los factores medioambientales que la biomasa microbiana (Nannipieri, 1994). Sin embargo, en los suelos de textura gruesa las enzimas extracelulares son menos activas debido a su corta vida (Burns, 1982), y la actividad enzimática en estos suelos depende mayoritariamente de las enzimas intracelulares, las cuales son igual de sensibles a los factores medioambientales que la actividad de la biomasa microbiana (Caravaca et al., 2002).

Los valores medios de actividad proteasa obtenidos se encuentran comprendidos entre los valores registrados en bibliografía y citados en el capítulo anterior.

### V.3.6 Efecto sobre la actividad $\beta$ -glucosidasa

La evolución de los valores medios de la actividad  $\beta$ -glucosidasa durante los cuatro años de estudio se refleja en la Figura V.5.

En general no se observaron diferencias significativas entre el tratamiento convencional y los orgánicos.

Es importante resaltar que lo mismo que ocurría con la biomasa microbiana y la actividad proteasa, en el cuarto año de cultivo se observó un notable aumento de los valores de actividad  $\beta$ -glucosidasa en los tres tratamientos estudiados, lo cual podría estar relacionado con la entrada de carbono procedente del cultivo de la leguminosa (Dinesh et al., 2004).

En general los valores de actividad  $\beta$ -glucosidasa fueron superiores a los obtenidos en el capítulo de reconversión en regadío, lo cual puede atribuirse a la protección de la arcilla como anteriormente se ha comentado en la anterior actividad enzimática.

Los valores medios de actividad  $\beta$ -glucosidasa obtenidos se encuentran recogidos entre los valores citados en la bibliografía del capítulo anterior

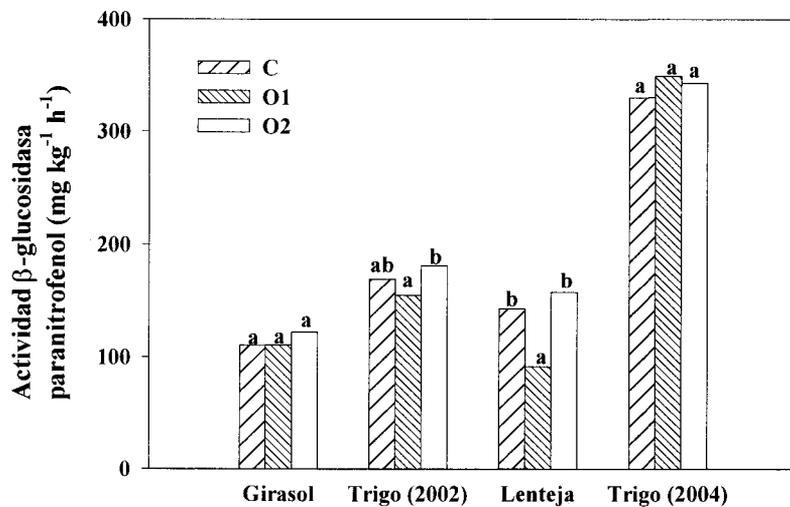


Figura V.5. Evolución de la actividad  $\beta$ -glucosidasa para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

### V.3.7 Efecto sobre la actividad fosfatasa alcalina

Los valores medios de actividad fosfatasa alcalina durante los cuatro años de estudio se muestran en la Figura V.6.

A partir del tercer ciclo de cultivo se empezaron a observar claras diferencias significativas entre los tratamientos orgánicos y convencional, siendo los valores más altos de actividad fosfatasa alcalina los correspondientes a los tratamientos orgánicos O1 y O2. El aumento de la actividad fosfatasa alcalina en los suelos fertilizados orgánicamente es un hecho constatado por numerosos autores como se comentó en el capítulo anterior.

En general se observa un aumento progresivo de los valores de actividad fosfatasa alcalina durante los cuatro años de estudio.

Los valores medios de actividad fosfatasa alcalina obtenidos se encuentran recogidos entre los valores citados en la bibliografía del capítulo anterior.

En general los valores de actividad fosfatasa alcalina en este experimento no son diferentes a los valores obtenidos en el experimento de reconversión en regadío.

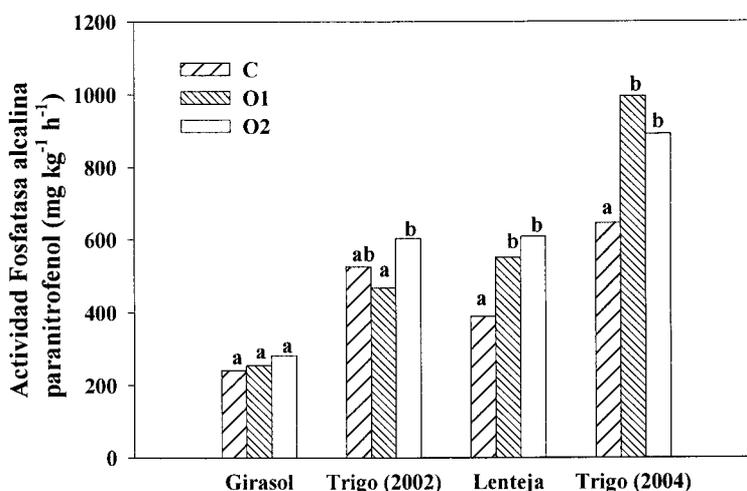


Figura V.6. Evolución de la actividad fosfatasa alcalina para los tres tratamientos durante los diferentes ciclos de cultivo del estudio. En cada ciclo de cultivo los valores con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

Al igual que ocurría con los resultados obtenidos en las parcelas de reconversión en regadío, los parámetros químicos y bioquímicos analizados mostraron una mejora de la fertilidad de los suelos fertilizados con los compost esta mejora fue más evidente tras cuatro años de incorporación de materia orgánica.

En general al final del estudio tanto la biomasa microbiana como las actividades enzimáticas (extracelulares) mostraron valores superiores en el experimento de reconversión en secano, donde el factor hídrico limitante no tuvo efecto negativo, con respecto al de reconversión en regadío. En general la disminución en el contenido de agua en el suelo puede afectar negativamente a las actividades enzimáticas, ya que puede causar la desecación y lisis de las células microbianas y la liberación de enzimas al medio. Las enzimas liberadas pueden ser inhibidas por los procesos de proteólisis o inmovilización en los coloides del suelo (Gianfreda y Bollag 1996). Sin embargo, los experimentos desarrollados en la presente memoria no se observó una disminución de las actividades enzimáticas en el suelo de secano con respecto al de regadío. Esta respuesta que en principio podría resultar contradictoria pudo estar relacionada con la composición de los suelos: el mayor contenido en arcilla del suelo del experimento en reconversión en secano, confiere una mayor protección y estabilización microbiana, proporcionándole una mayor resistencia al stress hídrico.

En el caso de las propiedades biológicas, esta mejora está también influenciada por la adición de materia orgánica y la activación microbiana en general que la misma provoca. Además en este sentido tampoco puede ignorarse el posible aumento de la protección de la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas como resultado del incremento del contenido en sustancias húmicas observado en el suelo.

La mejora de las propiedades biológicas y bioquímicas se hace más evidente en el cuarto ciclo de cultivo, probablemente debido al cultivo de la leguminosa anterior. En el caso de la actividad fosfatasa alcalina, se detecta un aumento más temprano en las parcelas fertilizadas orgánicamente, siendo esta actividad la que mejor diferenció los tratamientos estudiados al igual que sucedió en el experimento de reconversión en regadío.

Con respecto a la influencia de los plaguicidas utilizados en los tratamientos convencionales no se han observado posibles efectos de estos sobre las propiedades biológicas estudiadas, ya que se han empleado a dosis normales, y como se comentó en

el capítulo de introducción a estas dosis no se muestran efectos apreciables en las propiedades biológicas estudiadas. Al igual que sucedió en el experimento en reconversión en regadío, también hay que destacar que los muestreos realizados fueron muy posteriores a la aplicación de los plaguicidas por lo que solo podemos observar su efecto a más largo plazo.

#### **V.4 CORRELACIONES ENTRE LOS DIFERENTES PARÁMETROS**

Los coeficientes de correlación lineal de Pearson entre las actividades enzimáticas, respiración del suelo, carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana, carbono orgánico total y contenido en nutrientes se muestran en la Tabla V.5.

Se observó una alta correlación entre el C orgánico con la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas, excepto la actividad deshidrogenasa, lo cual parece indicar la influencia positiva de la materia orgánica sobre las actividades enzimáticas. Las actividades enzimáticas extracelulares implicadas en la mineralización del C, N, S y P orgánico han sido correlacionadas con el contenido en C orgánico en numerosos trabajos (Deng y Tabatabai, 1997, Haynes, 1999). Además la materia orgánica juega un papel importante protegiendo las enzimas en los complejos arcillo-húmicos del suelo (Tabatabai, 1994).

El contenido en nutrientes (N-Kjeldahl y P-Olsen) al igual que el COT mostró una fuerte correlación con la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas, al igual que se mencionó en el capítulo de reconversión en regadío, lo cual pone de manifiesto de nuevo el papel fundamental que la biomasa y las actividades enzimáticas desempeñan en la descomposición de la materia orgánica y en el ciclo de los nutrientes necesarios para el desarrollo de los cultivos.

También se observa una alta correlación ( $p < 0,01$ ) entre las actividades enzimáticas y el carbono y nitrógeno microbiano. La adición de residuos orgánicos promueve la actividad enzimática de los suelos (Nannipieri et al., 1983; Dick, 1994; Bandick y Dick 1999; Jiménez et al., 2002 y aportan al suelo microorganismos exógenos que aumentan su microflora y microfauna.

**Tabla V.5 Coeficientes de correlación entre las actividades enzimáticas, biomasa microbiana, carbono orgánico total, contenido en nutrientes en las muestras de suelo.**

	N-Kjel	K-disp	P-Olsen	COT	Proteasa	$\beta$ -Glu	DHA	Phosp	Cmic	Nmic
<b>N- Kjel</b>		0,090	0,918 **	0,969 **	0,842 **	0,752 **	0,306 *	0,743 **	0,827 **	0,676 **
<b>K-disp</b>			0,121	0,046	- 0,106	- 0,083	0,427 **	- 0,104	- 0,027	0,490 **
<b>P-Olsen</b>				0,954 **	0,906 **	0,806 **	0,322 *	0,797 **	0,890 **	0,661 **
<b>COT</b>					0,881 **	0,801 **	0,261	0,816 **	0,871 **	0,634 **
<b>Proteasa</b>						0,835 **	0,306 *	0,866 **	0,937 **	0,520 **
<b><math>\beta</math>-Glu</b>							0,218	0,836 **	0,907 **	0,605 **
<b>DHA</b>								0,427 **	0,192	0,412 **
<b>Phosp</b>									0,785 **	0,500 **
<b>Cmic</b>										0,605 **
<b>Nmic</b>										

n= 48

\*\* correlación es significativa al nivel 0,01.

\* correlación es significativa al nivel 0,05.

Cmic: carbono de la biomasa; Nmic: nitrógeno de la biomasa; Resp: respiración; Phosp: fosfatasa alcalina;  $\beta$ -glu:  $\beta$ -glucosidasa; DHA: deshidrogenasa; COT: carbono orgánico total; N-Kjel: N-Kjeldahl.; K-disp: potasio disponible.

Al igual que en la experiencia del capítulo IV no existió una correlación entre la actividad deshidrogenasa y el Cmic, lo cual podría explicarse tanto a un cambio de población microbiana durante el proceso de reconversión como también podría indicar que sólo una proporción de la biomasa microbiana estuviera activa.

La actividad fosfatasa alcalina en este estudio presentó una correlación positiva con el P-Olsen, al igual que sucedió en el capítulo anterior la actividad fosfatasa alcalina ha estado más influenciada por el efecto positivo de la materia orgánica.

## **V.5 EFECTO SOBRE LA PRODUCCIÓN**

Los datos de producción para cada campaña se muestran en la Figura V.7.

En el primer ciclo de cultivo los valores de producción no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos convencionales y orgánicos (Figura V.7a) y son similares a los publicados por López-Bellido Garrido y López-Bellido (2000) para este cultivo en condiciones de secano.

El girasol es un cultivo tolerante a la sequía, sin embargo, su rendimiento al igual que la producción de los cultivos de secano está fuertemente influido por la cantidad total de agua disponible. Los rendimientos de cosecha han estado seguramente más influenciados por las condiciones favorables (invierno lluvioso que precedió al cultivo) que por los diferentes tratamientos establecidos en el ensayo.

La rotación girasol-trigo representa un sistema agrícola estable y muy adaptado a los suelos de secano (López-Bellido Garrido y López-Bellido, 2000). El girasol es un cultivo de inputs reducidos y tiene un impacto positivo en la rotación con el trigo, debido a la complementariedad en el uso del agua y del N. En el segundo ciclo de cultivo (trigo), se observaron diferencias significativas entre el tratamiento convencional y los orgánicos (Figura V.7b), siendo los rendimientos de cosecha más altos en suelo bajo manejo convencional. Los rendimientos de producción de trigo fueron más bajos de las obtenidas por (López-Bellido Garrido y López-Bellido 2000) para el mismo cultivo, aunque estaban dentro de los obtenidos por los mismos autores en periodos lluvioso otoño-invierno, como fue ese año (Tabla III.11).

En el tercer ciclo de cultivo el registro de temperaturas altas de 38-40°C en algunos días de julio cercanos a la recolección, fueron la causa de la no producción en el cultivo de lenteja, que terminó agostándose.

En el cuarto ciclo de cultivo los valores de producciones de trigo de nuevo mostraron diferencias significativas entre el tratamiento convencional y los orgánicos, siendo los rendimientos más altos los correspondientes al tratamiento convencional C (Figura V.7c). En este ciclo las producciones también fueron menores de las esperadas para un cultivo de trigo, probablemente debido a la siembra tardía del cultivo a causa del periodo otoñal lluvioso que imposibilitó la siembra. Además el menor rendimiento en las parcelas fertilizadas orgánicamente pudo ser también afectado por la presencia de diversas enfermedades fúngicas las cuales no pudieron ser controladas (Tabla III.25).

Existen pocos trabajos que estudian el proceso de reconversión a la agricultura ecológica en sistemas de secoano (Meco et al., 1994; Meco y Lacasta, 1996;). Como se comentó en el capítulo de reconversión en regadío son necesarios de 3-5 años para que los aumentos en la producción sean visibles en las parcelas que están en reconversión a la agricultura ecológica. Varios autores (Korva y Varis,1990; Eltum 1996; Halberg y Kristensen, 1997) observaron en suelos arcillosos que las producciones de cereal bajo manejo orgánico eran menores frente al convencional, explicando los resultados anteriores debido a la falta de nitrógeno al principio de la estación de crecimiento como consecuencia de la pobre mineralización del N en este tipo de suelo.

No obstante, los resultados obtenidos en el estudio de cuatro años no clarifican la producción orgánica debido a que los resultados han estado muy condicionados por las condiciones climáticas durante este periodo de estudio (lluvia invernal en el trigo, exceso de calor en las lentejas). Solamente el cultivo del girasol proporcionó datos comparables con los rendimientos que generalmente se obtienen en los sistemas tradicionales de secoano observándose una producción orgánica semejante a la producción convencional.

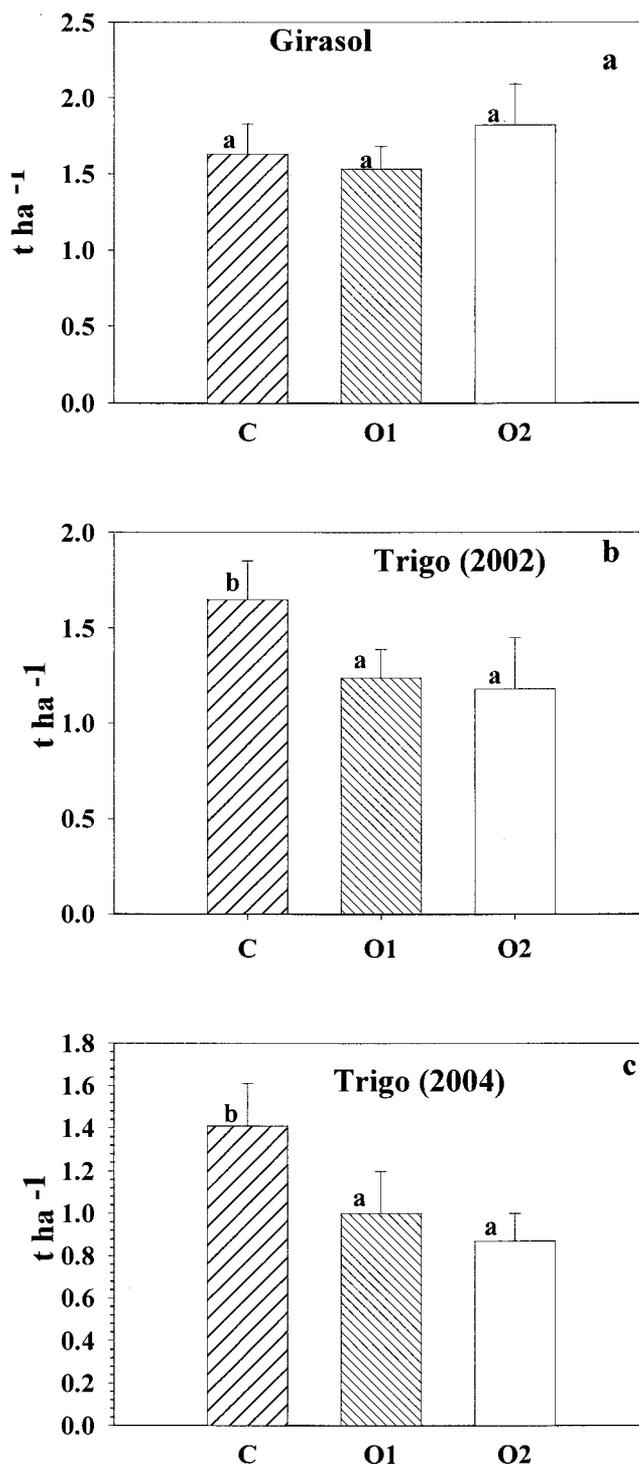


Figura V.7 Producción de los diferentes cultivos para los tres tratamientos del estudio en la primera campaña a), segunda campaña b) y cuarta campaña c). Las barras verticales indican el error estándar, ES. Los tratamientos con la misma letra no difieren significativamente ( $p < 0.05$ ).

## **VI. RESULTADOS Y DISCUSION “PARCELAS ECOLÓGICAS ESTABLECIDAS EN REGADIO”**

---

### **VI.1 INTRODUCCION**

### **VI.2 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO**

#### **VI.2.1 Efecto sobre el pH**

#### **VI.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica**

#### **VI.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo**

##### ***VI.2.3.1 Carbono orgánico total***

##### ***VI.2.3.2 Sustancias húmicas.***

#### **VI.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno**

#### **VI.2.5 Efecto en la relación C/N**

#### **VI.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo**

#### **VI.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio**

### **VI.3 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DEL SUELO**

#### **VI.3.1 Efecto sobre la respiración del suelo**

#### **VI.3.2 Efecto sobre la biomasa microbiana**

##### ***VI.3.2.1 Carbono de la biomasa microbiana (Cmic)***

##### ***VI.3.2.2 Nitrógeno de la biomasa microbiana.(Nmic)***

#### **VI.3.3 Coeficiente metabólico (qCO<sub>2</sub>)**

#### **VI.3.4 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total (Cmic/COT)**

#### **VI.3.5 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa (Cmic/Nmic)**

#### **VI.3.6 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa**

#### **VI.3.7 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína**

#### **VI.3.8 Efecto sobre la actividad β- Glucosidasa**

#### **VI.3.9 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina**

#### **VI.4 CORRELACIONES ENTRE LOS DIFERENTES PARÁMETROS**

#### **VI.5 EFECTO SOBRE LA PRODUCCIÓN**

## **VI.1. INTRODUCCIÓN**

El siguiente experimento comenzó tras un periodo de cuatro años de fertilización orgánica (1995-1999) bajo agricultura ecológica. En el presente capítulo se exponen los resultados del ensayo de campo llevado a cabo durante los cuatro años de experimentación (1999-2003) siguientes.

Se pretende comparar la fertilidad del suelo bajo dos sistemas de fertilización diferentes, mineral y orgánico, de tal manera que permita estudiar el efecto de la adición de compost a medio-largo plazo en las propiedades químicas y bioquímicas del suelo, y su posterior incidencia sobre los rendimientos del cultivo.

## **VI.2 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO**

### **VI.2.1 Efecto sobre el pH**

La evolución del pH en los suelos durante las cuatro campañas de estudio se muestra en la Tabla VI.1. En general, no existieron diferencias significativas entre los valores de pH de los suelos de los dos tratamientos (orgánico y mineral) en ninguno de los muestreos realizados en las diferentes campañas.

Muchos autores han observado que la aplicación de residuos orgánicos a suelos ácidos o con poca capacidad tampón provoca aumentos del pH (Cavallaro et al., 1993; Burgos, 2001; Bulluck et al., 2002). Sin embargo, en suelos alcalinos con altos contenidos de  $\text{CaCO}_3$ , los cambios de pH son insignificantes o no llegan a producirse (Madejón et al., 2001a).

En la segunda campaña y en el segundo muestreo de la cuarta campaña, el pH del suelo sufrió una disminución en ambos tratamientos. Esta disminución en los valores de pH pudo ser debida a la mayor actividad microbiana en el suelo en estos momentos de muestreo, como veremos más adelante. En suelos con alto contenido en carbonato cálcico, como es el caso de los suelos de estudio, la variación de la presión parcial de  $\text{CO}_2$  es un parámetro fundamental de variación del pH (Bruckert y Rouiller, 1987).

**Tabla VI.1 Valores medios de pH y CE del suelo en los distintos muestreos de cada campaña de experimentación.**

Campaña	Muestreo	pH		CE (dS m <sup>-1</sup> )	
		Mineral	Orgánico	Mineral	Orgánico
1 (Habas)	1	8,51 a	8,38 a	0,33 a	0,57 b
	2	8,50 a	8,33 a	0,24 a	0,37 b
2 (Melón-sandía)	1	7,37 a	7,37 a	0,43 a	0,49 a
	2	7,81 a	7,70 a	0,93 a	0,76 a
3 (Patata)	1	8,25 a	8,20 a	0,35 a	0,30 a
	2	8,24 a	8,24 a	0,36 a	0,30 a
	3	8,27 a	8,16 a	0,31 a	0,38 a
4 (Fresa-cebolla)	1	8,36 a	7,98 a	0,38 a	1,06 b
	2	7,95 a	7,78 a	0,55 a	1,15 b
	3	8,30 a	8,12 a	0,55 a	0,72 a

Valores seguidos de la misma letra en la misma fila no difieren significativamente (p<0,05)

### VI.2.2 Efecto sobre la conductividad eléctrica

En la Tabla VI.1 se muestran los valores de CE en el suelo durante las cuatro campañas de experimentación. No se observaron diferencias significativas entre tratamientos, excepto en la primera campaña y en los dos primeros muestreos de la cuarta campaña. Es de destacar en los dos primeros muestreos de la cuarta campaña, que los valores de CE de los suelos bajo manejo orgánico fueron ligeramente superiores a 1 dS m<sup>-1</sup>. La adición del compost animal y del extracto de compost procedente de estiércol, con una relativamente alta concentración de sales, pudo provocar una cierta salinización del suelo en estas condiciones. Hao y Chang (2003) mostraron que la CE se incrementaba con dosis crecientes de aplicación de estiércol y los aumentos eran mayores en condiciones sin riego. Sin embargo, Clark et al. (1998) observaron como la aplicación de estiércol no causó aumentos en la CE del suelo durante un periodo de 8 años de estudio.

Después de cuatro campañas de experimentación se observó un ligero aumento de la CE del suelo en ambos tratamientos, debido a la adición de sales a través de la fertilización orgánica y mineral. No obstante, los valores de CE de los suelos al final de la experimentación no parecen indicar una salinización en los mismos.

En cualquier caso es conocido que las continuas aplicaciones de compost pueden causar incrementos de CE (Shiralipour et al., 1992; Madejon et al., 2001a, Xiyang y

Chang, 2003), por lo que deberían tomarse precauciones cuando se añaden compost a altas dosis a los suelos con poco drenaje. No obstante, también hay que señalar como otros autores (Canet et al., 1998) observaron que la aplicación de materia orgánica causaba notables descensos de la CE en los suelos.

### **VI.2.3 Efecto sobre la materia orgánica del suelo**

#### *VI.2.3.1 Carbono orgánico total (COT)*

Desde el principio de este experimento ya se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos presentando los suelos bajo fertilización orgánica los valores más altos de COT (Tabla VI.2).

La evolución del contenido de COT fué similar en ambos tratamientos, siendo notable el aumento de los valores de COT en los dos tratamientos en el primer muestreo de la segunda campaña. Este aumento se debe al abono verde cultivado en la campaña anterior. La utilización de las leguminosas como abonado verde aporta al suelo materia orgánica y nitrógeno, enriqueciendo el suelo de nutrientes disponibles para los siguientes cultivos (Aulakh et al., 2000; Ashraf et al., 2004). En el segundo muestreo de la segunda campaña se produce una disminución del COT, debido a la mineralización de la materia orgánica.

El aumento en el contenido de COT en las parcelas fertilizadas mineralmente, comprendido desde el inicio del experimento hasta el final del mismo (8,4 a 10,6 g kg<sup>-1</sup>), es debido a las entradas de carbono provenientes de los restos de cultivos anteriores (Moreno et al., 1998). En el caso de las parcelas fertilizadas orgánicamente este aumento fue superior (20,0 a 23,3 g kg<sup>-1</sup>) debido a la aplicación de los composts.

El incremento de materia orgánica implica una mejora importante de la calidad de los suelos, especialmente de los que presentan un bajo contenido de la misma, como los son los suelos agrícolas en Andalucía (Costa et al., 1991).

**Tabla VI.2 Valores medios de carbono orgánico total (COT), nitrógeno Kjeldahl y relación C/N del suelo en los distintos muestreos de cada campaña de experimentación.**

Campaña	Muestreo	COT (g kg <sup>-1</sup> )		N-Kjeldahl (g kg <sup>-1</sup> )		C/N	
		Mineral	Orgánico	Mineral	Orgánico	Mineral	Orgánico
1 (Habas)	1	8,40 a	20,00 b	1,10 a	2,70 b	7,31 a	7,38 a
	2	8,34 a	22,00 b	1,10 a	2,40 b	7,58 a	8,90 b
2 (Melón-sandía)	1	10,60 a	23,30 b	1,10 a	2,20 b	9,20 a	10,27 b
	2	8,70 a	20,50 b	1,10 a	2,00 b	7,88 a	9,89 b
3 (Patata)	1	10,50 a	19,70 b	1,10 a	1,80 b	9,73 a	10,50 a
	2	10,30 a	22,00 b	1,00 a	2,00 b	10,00 a	10,70 b
	3	10,40 a	24,60 b	1,00 a	2,10 b	10,20 a	11,50 b
4 (Fresa-cebolla)	1	12,10 a	25,30 b	1,20 a	2,40 b	9,80 a	10,40 a
	2	11,00 a	22,50 b	1,20 a	2,20 b	9,20 a	10,00 a
	3	10,60 a	23,30 b	1,10 a	2,10 b	9,40 a	10,90 b

Valores seguidos de la misma letra en la misma fila no difieren significativamente (p<0,05)

### VI.2.3.2 Sustancias húmicas

El estudio de las sustancias húmicas en el suelo de las parcelas se llevó a cabo mediante determinaciones al inicio y final del experimento (Tabla VI.3).

Los valores de CEHT y CAH fueron aproximadamente 2,5 veces superiores en los suelos enmendados con composts respecto a los suelos que recibieron fertilización mineral tanto al inicio como al final del experimento.

La mayor entrada de carbono, desde el principio de la reconversión, en las parcelas fertilizadas orgánicamente se traduce en un aumento en las sustancias húmicas del suelo (Brown et al., 2000).

Sin embargo durante el periodo de este experimento, tanto el contenido en el CEHT como en el CAH apenas evolucionó en ambos tratamientos. Aunque no se tienen datos del contenido en sustancias húmicas del principio de la reconversión (año 1995), por los resultados obtenidos se puede concluir que durante el primer periodo de la reconversión (1995-1999) se produjo un proceso de humificación mucho más importante que el que ocurrió en los años siguientes que abarcan el presente estudio. En este suelo el contenido en sustancias húmicas alcanza un valor constante debido posiblemente al equilibrio que se produce en los procesos de humificación, mineralización e incorporación de la materia orgánica a la biomasa microbiana. Dorado et al. (2003)

observaron como la continua entrada de materia orgánica no incrementaba sustancialmente la calidad de la misma en el suelo atribuyéndolo a que la maduración de la materia orgánica en condiciones semiáridas se limita a una corta estación, en la que la humedad y la temperatura son favorables para la transformación de los residuos orgánicos.

**Tabla VI.3. Evolución del carbono del extracto húmico total (CEHT) y del carbono de los ácidos húmicos (CAH) al inicio de la primera campaña y final de la cuarta campaña (g kg<sup>-1</sup>). En cada muestreo los valores con distinta letra difiere significativamente (p<0,05).**

	Tratamiento	Inicio	Final
CEHT	Mineral	3,00 a	3,47 a
	Orgánico	7,56 b	8,00 b
CAH	Mineral	1,60 a	2,00 a
	Orgánico	4,40 b	4,90 b

Valores en cada columna seguidos de la misma letra no difieren significativamente (p < 0,05)

#### VI.2.4 Efecto sobre el contenido de nitrógeno

En la Tabla VI.2 se muestran los valores medios de N-Kjeldahl para cada muestreo y campaña. Durante todo el periodo de experimentación los valores medios de N en las parcelas fertilizadas orgánicamente fueron estadísticamente superiores a los obtenidos en los suelos de las parcelas fertilizadas mineralmente. Los altos valores de N desde el principio del experimento se deben al cultivo de una leguminosa realizado durante la primera campaña.

El aumento de nitrógeno en el suelo cuando se aplica abono en verde procedente de una leguminosa es un hecho constatado por diversos autores (Aulakh et al., 2000; Ashraf et al., 2004; Dinesh et al., 2004). También es sabido que las leguminosas incrementan la mineralización del nitrógeno nativo del suelo, lo que representa un mecanismo importante a través del cual el abonado en verde aumenta la productividad (Fox et al., 1990; Azam et al., 1993; Hood 2001). En campañas sucesivas la adición de los compost ayudó a mantener estos altos valores de N en las parcelas fertilizadas orgánicamente, a pesar de las altas producciones que se alcanzaron en algunas campañas como veremos más adelante (Figura VI.4 y 5).

En cualquier caso este aumento de la concentración de N en el suelo al que se aplican compost ha de estar controlado para evitar una acumulación excesiva de nitratos que puede conllevar a la lixiviación en suelos con baja retención o dar lugar a pérdidas por escorrentía (Edmeades, 2003).

### **VI.2.5 Efecto en la relación C/N**

La Tabla VI.2 muestra la evolución de la relación C/N a lo largo del periodo de experimentación. Las parcelas fertilizadas orgánicamente mostraron una mayor relación C/N que las minerales, debido a la mayor entrada de carbono proveniente de las enmiendas orgánicas en estos suelos. No obstante, sólo se observaron diferencias significativas entre tratamientos en algunos muestreos de la experimentación. Marschner et al. (2003) observaron a largo plazo valores superiores en la razón C/N en los suelos bajo fertilización orgánica respecto a los fertilizados mineralmente.

En general se observó un incremento al final del periodo de experimentación en los dos tratamientos en la relación C/N. Este aumento fue debido al incremento en el contenido de C en ambos tratamientos, como se ha comentado en el apartado de evolución del contenido en COT del suelo. Aunque se produjo también un importante aumento del contenido en N del suelo, el aumento del C procedente de restos vegetales y de los compost fue más significativo en el balance de entrada.

### **VI.2.6 Efecto sobre el contenido de fósforo**

Las concentraciones medias de P-Olsen fueron estadísticamente superiores en los suelos fertilizados orgánicamente (aproximadamente tres veces mayores) respecto a los suelos con fertilización mineral (Tabla VI.4), en todos los muestreos realizados a lo largo del periodo de experimentación.

La falta de datos en el primer muestreo de la primera campaña se debió a la falta de muestra de suelo.

Al igual que se comentó en el capítulo de reconversión en regadío, el mayor aumento de P-Olsen en las parcelas fertilizadas orgánicamente es debido a que la adición de materia orgánica aumenta la disponibilidad de fósforo en los suelos, induciendo una mayor actividad microbiana, como más adelante podremos observar en este capítulo.

En general los valores de P-Olsen al final del experimento siguieron siendo normales en el tratamiento convencional y muy altos en los tratamientos orgánicos por lo que hay que tener en cuenta el aumento considerado de fósforo disponible a largo plazo tras la incorporación sucesiva de materia orgánica..

**Tabla VI.4 Valores medios de fósforo y potasio disponible del suelo en los distintos muestreos de cada campaña de experimentación.**

Campaña	Muestreo	P-Olsen ( mg kg <sup>-1</sup> )		K- disponible ( mg kg <sup>-1</sup> )	
		Mineral	Orgánico	Mineral	Orgánico
1 (Habas)	1	-	-	400,80 a	908,00 b
	2	23,80 a	93,60 b	320,60 a	550,00 b
2 (Melón-sandía)	1	32,50 a	91,00 b	289,00 a	370,50 a
	2	22,30 a	65,30 b	265,90 a	353,20 b
3 (Patata)	1	25,10 a	71,00 b	374,00 a	487,00 a
	2	26,30 a	80,70 b	505,70 a	585,20 a
	3	24,70 a	80,50 b	388,40 a	580,60 b
4 (Fresa-cebolla)	1	30,00 a	92,00 b	574,80 a	675,50 b
	2	48,00 a	122,70 b	704,00 a	821,00 a
	3	37,20 a	81,80 b	417,00 a	465,30 a

Valores seguidos de la misma letra en la misma fila no difieren significativamente ( $p < 0,05$ )

### VI.2.7 Efecto sobre el contenido en potasio

Los valores medios de potasio durante el experimento fueron en general más altos en los suelos fertilizados con abonos orgánicos existiendo diferencias significativas respecto a los suelos minerales en casi todos los muestreos realizados (Tabla VI.4).

Este aumento de la disponibilidad de K en los suelos fertilizados orgánicamente aparece ampliamente recogido en la bibliografía (Reganol., 1988; Drinkwater et al., 1995; Clark et al., 1998; Bulluck et al., 2002; Edmeades, 2003), lo cual se relaciona indirectamente con el mayor contenido en materia orgánica.

Dinesh et al. (2004) observó tras un estudio de diez años, al utilizar leguminosas como abonado en verde, incrementos en los niveles de potasio de del suelo. Xiying y Chang et al. (2003) observaron aumentos en la concentración de potasio en el suelo abonado con estiércol, debido al alto contenido de éste en potasio y a la baja movilidad del potasio en el suelo.

En general los contenidos medios de K-disponible a lo largo del periodo de experimentación disminuyeron en las parcelas fertilizadas orgánicamente, en cambio no presentaron cambios en las parcelas fertilizadas mineralmente (Tabla VI.4). Esto podría explicarse por las mayores extracciones de biomasa en la segunda campaña obtenida en las parcelas fertilizadas orgánicamente, como se explicara más adelante.

En resumen se puede decir que la rotación de cultivos utilizando una leguminosa como abono en verde y la adición de residuos orgánicos aumentó considerablemente el contenido en COT, del nitrógeno total, del P-Olsen y K disponible mejorando por tanto la fertilidad de dichos suelos con respecto a aquellos que fueron fertilizados mineralmente.

Se debe indicar no obstante que las aplicaciones repetidas de altas dosis de materia orgánica pueden saturar la capacidad de los suelos para retener nitratos y resultar en una lixiviación y contaminación de los acuíferos (James et al. 1996; Edmeades, 2003).

### **VI.3 EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS Y BIOQUÍMICAS DEL SUELO**

#### **VI.3.1 Efecto sobre la respiración del suelo**

Durante el periodo experimental se observó un aumento de la respiración en ambos tratamientos desde el principio hasta el final de la segunda campaña, debido a la entrada de carbono fácilmente disponible proveniente de los residuos de los cultivos y el abonado en verde (Figura VI.1a). Sin embargo, la alta respiración observada en el último muestreo de la segunda campaña (melón-sandía) podría, además de lo anterior, ser estacional debido al incremento de la temperatura del suelo en verano (Mitsoulov, 1998).

Durante la tercera campaña los valores de la respiración en ambos tratamientos sufrieron un descenso en el primer muestreo seguido de un ligero aumento en el segundo y posteriormente sufrieron un descenso más acusado que se prolongó hasta el principio de la cuarta campaña.

El laboreo realizado en el primer muestreo de la tercera campaña pudo tener influencia sobre la actividad microbiana en el primer muestreo de la tercera campaña. El

laboreo influye en la distribución vertical de los residuos de cultivo y del COT en el perfil del suelo. Calderón et al. (2000, 2001) encontraron una disminución en la respiración y de la actividad microbiana

después del laboreo, siendo estos parámetros los mejores indicadores de la degradación del suelo inducida por el mismo (Palma et al., 2000).

El descenso de la respiración del suelo en el primer muestreo de la cuarta campaña (fresa-cebolla) pudo estar ocasionado por el aumento de la CE (Tabla VI.1). La salinidad afecta negativamente a la respiración del suelo (Sommers et al., 1978; García et al., 2000). El aumento de la respiración en el siguiente muestreo pudo ser debido a la proliferación de una población microbiana más adaptada a esta elevada conductividad.

En general, los valores de la respiración del suelo fueron mayores en las parcelas del tratamiento orgánico que en las del tratamiento mineral, aunque solo se observaron diferencias estadísticamente significativas en la primera y cuarta campaña y en el último muestreo de la tercera campaña. Una mayor tasa de respiración indica que existe una mayor actividad microbiana en el suelo bajo fertilización orgánica. De hecho, la biomasa microbiana (Figuras VI.1b,c) fue también significativamente mayor en las parcelas fertilizadas orgánicamente en comparación con las minerales como se comentará a continuación. La base para esta relación es que la respiración, al igual que la biomasa, se regula por la entrada a largo plazo de carbono en el suelo (Mc Gill et al., 1986, Witter et al., 1993).

Los valores medios de respiración del suelo obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores.

### **VI.3.2 Efecto sobre la biomasa microbiana**

#### *VI.3.2.1 Carbono de la biomasa microbiana (Cmic)*

La evolución de los valores medios de la biomasa microbiana, estimada según su contenido en carbono (Cmic), se muestra en la (Figura VI.1b). Durante la primera campaña se observó un ligero descenso en los valores de Cmic en ambos tratamientos. Los aumentos observados en el primer muestreo de la segunda campaña y en el segundo de la tercera campaña pueden atribuirse al crecimiento de la biomasa microbiana por la

adición de fertilizantes (orgánico e inorgánico). No obstante el gran incremento en los valores de Cmic durante el primer muestreo de la segunda campaña podría estar también relacionado con la incorporación del abonado en verde.

En el último muestreo de la segunda campaña la disminución en Cmic pudo ser debida al bajo crecimiento de la biomasa microbiana durante el verano. Alvarez et al. (1995) encontró una relación inversa entre el carbono de la biomasa y la temperatura del suelo. Se puede decir según lo obtenido en el apartado de la respiración, que en este muestreo existe una menor biomasa más activa, estando esta actividad más centrada en el mantenimiento que en el crecimiento de la población microbiana. Consecuentemente cuando se utiliza el carbono de la biomasa microbiana como índice de actividad, la influencia de la temperatura debe tenerse en cuenta.

En la tercera campaña los valores de Cmic en ambos tratamientos sufrieron un descenso en el primer muestreo, al igual que ocurría con la respiración, el laboreo que se llevó a cabo tuvo una gran influencia en este resultado ya que tiene un efecto negativo en el desarrollo de la biomasa (Kandeler et al., 1999c; Balota et al., 2003).

Durante la cuarta campaña las parcelas fertilizadas orgánicamente mostraron un descenso en el Cmic probablemente como consecuencia del aumento de la salinidad (Tabla VI.1). El carbono de la biomasa es un parámetro muy sensible a la salinidad en pequeñas concentraciones y una vez alcanzado el umbral de inhibición el aumento de la salinidad no implica una mayor disminución de la biomasa microbiana, tal vez debido a la existencia de microorganismos adaptados al medio (García et al., 2000).

En general, los valores más altos de Cmic se encontraron en las parcelas fertilizadas orgánicamente, debido a la mayor disponibilidad de carbono en las mismas. Estos resultados también fueron obtenidos por otros autores (Werner 1997; Leita et al., 1999; Castillo y Joergensen, 2001; Schjonning et al., 2002) los cuales observaron mayores valores del Cmic en los suelos tratados con fertilizantes orgánicos con respecto a los suelos fertilizados mineralmente.

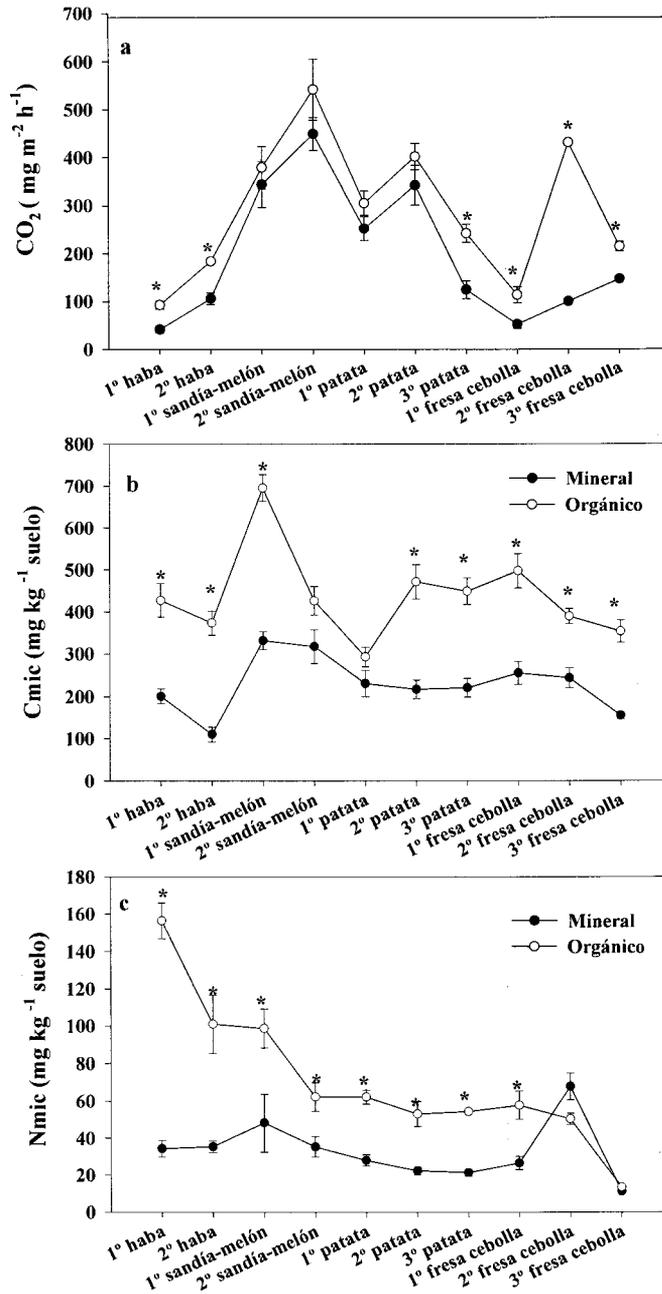


Figura VI.1. Evolución de la respiración del suelo (a), carbono de la biomasa (Cmic) (b) y nitrógeno de la biomasa (Nmic) (c) durante el periodo de experimentación para los dos tratamientos. Las diferencias significativas (Test de Student  $p < 0,05$ ) se muestran con el símbolo\*.

El incremento en carbono orgánico después de la incorporación de residuos orgánicos a menudo lleva a un incremento de la actividad y biomasa microbiana (Robertson y Morgan, 1996; Kandeler et al., 1999c; Leita et al., 1999; Schjonning et al., 2002; Dinesh et al., 2004).

Los valores medios de  $C_{mic}$  obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores.

#### *VI.3.2.2 Nitrógeno de la biomasa microbiana ( $N_{mic}$ )*

La biomasa microbiana, estimada según su contenido en nitrógeno ( $N_{mic}$ ), disminuyó desde el principio del estudio en las parcelas fertilizadas orgánicamente (Figura VI.1c). Este descenso podría estar relacionado con sucesos tales como cambio en la composición de la biomasa e incremento de la mineralización de N por las bacterias (Sarathchandra et al., 1988).

Sin embargo, los valores de  $N_{mic}$  apenas variaron en las parcelas fertilizadas mineralmente después de cuatro campañas, exceptuando un ligero incremento en el segundo muestreo de la cuarta campaña.

El  $N_{mic}$  al igual que  $C_{mic}$  en las parcelas fertilizadas orgánicamente mostró un descenso durante la cuarta campaña como consecuencia de la mayor CE del suelo que afecta el general a la biomasa del suelo.

Exceptuando en los dos últimos muestreos de la cuarta campaña, los valores de nitrógeno de la biomasa fueron estadísticamente superiores en las parcelas fertilizadas orgánicamente

En general los valores medios de  $N_{mic}$  obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores.

El manejo orgánico (abonado en verde, compost vegetal y animal) durante las cuatro campañas de experimentación produce un aumento de la biomasa microbiana (carbono y nitrógeno) lo que redundará en una mejora de la fertilidad del suelo, ya que estos nutrientes quedarán almacenados y más protegidos por los microorganismos.

### VI.3.3 Coeficiente metabólico ( $qCO_2$ )

Los valores de  $qCO_2$  fluctuaron en ambos tratamientos durante el periodo experimental, al igual que ocurrió con la respiración del suelo, mostrándose únicamente diferencias significativas entre las parcelas fertilizadas orgánicamente y minerales en el primer muestreo de la segunda campaña y los dos últimos muestreos de la cuarta campaña. Sin embargo, los valores calculados de  $qCO_2$  fueron mayores en las parcelas fertilizadas mineralmente que en las parcelas fertilizadas orgánicamente, exceptuando el segundo muestreo de la cuarta campaña en el que se invirtió esta tendencia (Figura VI.2a). En el primer muestreo de la cuarta campaña el mayor  $qCO_2$  en las parcelas fertilizadas orgánicamente, al igual que ocurría con la respiración, pudo ser debido a la mayor CE en dichas parcelas lo que pudo ocasionar stress a la población microbiana

Numerosos autores (Sparling, 1992; Witter et al., 1993; Hopkins y Shiel, 1996) han usado este coeficiente para estudiar el efecto del manejo en la comunidad microbiana obteniendo mayores coeficientes en los suelos con fertilización mineral que en los fertilizados orgánicamente, lo que indica que en las parcelas fertilizadas mineralmente una menor comunidad microbiana respira a una mayor razón. Agnelli et al. (2001) atribuyeron el aumento del  $qCO_2$  a la menor disponibilidad de nutrientes del suelo tratado con abonos minerales, sin embargo, Pascual et al. (1997) indicaban que el suelo bajo fertilización orgánica tenía menor  $qCO_2$  debido al efecto protector de la materia orgánica hacia la biomasa microbiana. Por el contrario Werner (1997) no observó diferencias en  $qCO_2$  entre tratamientos orgánicos y minerales. Otros autores han mostrado que los suelos bajo fertilización mineral presentan menor valor en  $qCO_2$  que los bajo fertilización orgánica (Leita et al., 1999; Carpenter-Boggs et al., 2000) sugiriendo con ello que la biomasa microbiana en dichas parcelas fertilizadas orgánicamente estaban sujetas a condiciones de stress (Leita et al., 1999) o tienen una mayor proporción de comunidad activa (Carpenter-Boggs et al., 2000). Leita et al. (1999) postula que no solo la cantidad sino la calidad la materia orgánica añadida afecta al  $qCO_2$ , ya que encontró que los suelos tratados con estiércol de corral presentaban menor  $qCO_2$  que los tratados con compost proveniente de residuos sólidos urbanos. Este resultado lo atribuyó a la menor degradabilidad del estiércol de corral y el estrés de la

población microbiana por el incremento de metales en los suelos tratados con residuos sólidos urbanos.

No obstante, también podrían explicarse estos resultados basándonos en que en los suelos tratados con los materiales orgánicos, el carbono disponible es más abundante y la adición de más carbono lábil no produce un incremento en la tasa de respiración por biomasa microbiana comparado con los suelos minerales en los cuales el carbono disponible limita más la actividad microbiana.

En estudios sobre microbiología del suelo, el  $qCO_2$ , la respiración y la biomasa microbiana han sido los parámetros que más claramente han indicado los diferentes cambios producidos en el manejo del suelo (fertilización y laboreo) y en las propiedades químicas como la CE, siendo estos parámetros indicadores rápidos y sensibles de los cambios que se puedan producir en el suelo.

Como en el capítulo IV se comentó, no se han encontrado datos del coeficiente metabólico en condiciones de campo, ya que la mayoría de los resultados citados en la bibliografía se han obtenido en experimentos de laboratorio.

#### **VI.3.4 Relación carbono biomasa/ carbono orgánico total ( $C_{mic}/COT$ )**

En la primera campaña de cultivo la razón  $C_{mic}/COT$  disminuyó en ambos tratamientos especialmente en las parcelas fertilizadas mineralmente debido probablemente al descenso del  $C_{mic}$  en ellas (Figura VI.2b). Sin embargo en el primer muestreo de la segunda campaña, los valores de  $C_{mic}/COT$  aumentaron en ambos tratamientos, debido posiblemente al mayor contenido de  $C_{mic}$ , como resultado de la gran entrada de carbono del abonado en verde y de los exudados y células muertas de la rizosfera.

En este estudio los valores de  $C_{mic}/COT$  fueron mayores en los suelos fertilizados mineralmente aunque sólo se observaron diferencias significativas entre tratamientos en el último muestreo de la segunda campaña.

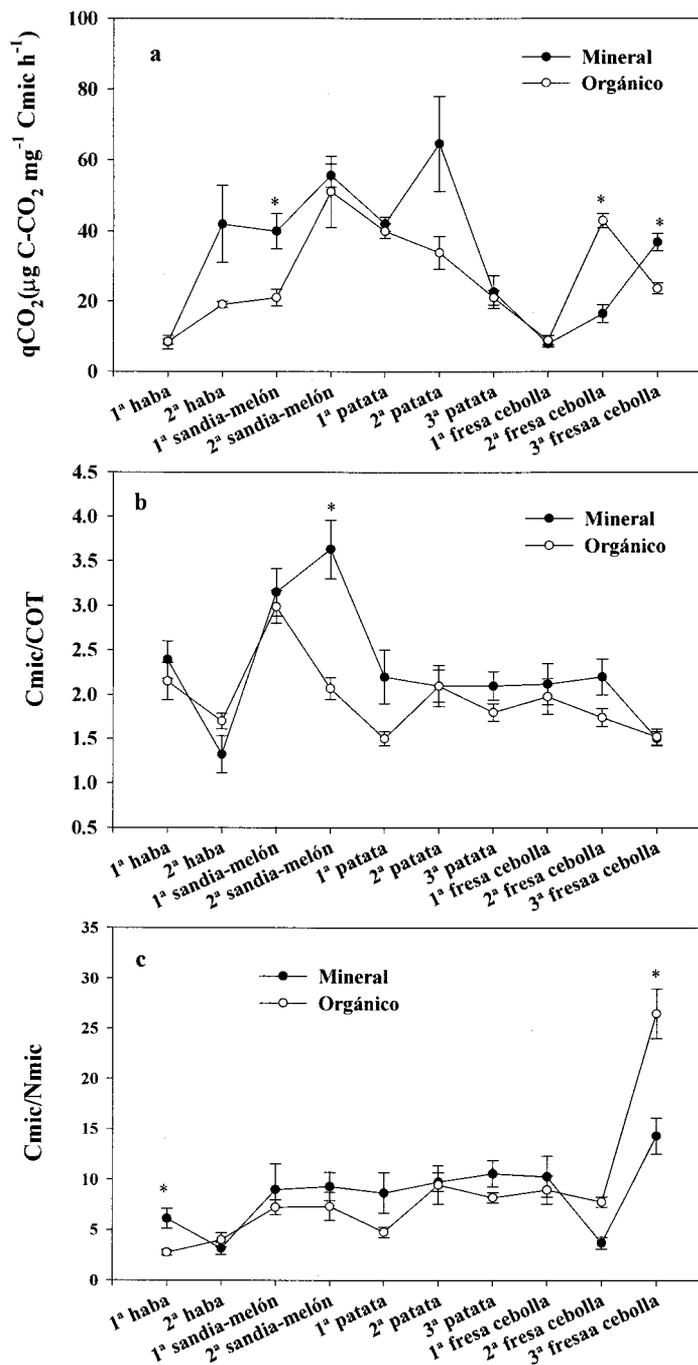


Figura VI.2. Evolución del coeficiente metabólico (a), relación Cmic/COT (b) y Cmic/Nmic (c) durante el periodo de experimentación para los dos tratamientos. Las diferencias significativas (Test de Student  $p < 0,05$ ) se muestran con el símbolo \*.

En la literatura se han encontrado resultados distintos: Schjonning et al. (2002) encontró una mayor razón  $C_{mic}/COT$  en los suelos orgánicos que en los minerales. Por el contrario Werner (1997) y Leita et al. (1999) no observaron diferencias en esta razón entre los tratamientos orgánico y convencional. Anderson y Domsh (1989) mostró que las parcelas tratadas con fertilizantes inorgánicos incrementaban esta razón y las parcelas que recibían paja o estiércol de corral la mantenían constante.

En general estos resultados obtenidos en el presente estudio pueden explicarse por el alto contenido de COT en los tratamientos bajo manejo orgánico. El carbono disponible es más abundante pero la eficiencia en la conversión a  $C_{mic}$  es menor en las parcelas fertilizadas orgánicamente respecto a las parcelas fertilizadas mineralmente donde el carbono disponible limita más la biomasa microbiana.

Los valores medios de la razón  $C_{mic}/COT$  obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores.

### **VI.3.5 Relación carbono biomasa/ nitrógeno biomasa ( $C_{mic}/N_{mic}$ )**

La razón  $C_{mic}/N_{mic}$  fue ligeramente superior en las parcelas fertilizadas mineralmente que en las parcelas fertilizadas orgánicamente, excepto en los dos últimos muestreos de la cuarta campaña (Figura VI.2c). Gunalapa y Scow, (1998) observaron que la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  era mayor en los suelos fertilizados con abonos minerales que en los fertilizados orgánicamente por lo que deducía que las bacterias eran más abundantes que los hongos en los suelos fertilizados con abonos orgánicos. Los resultados obtenidos muestran una gran diferencia entre la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  de la primera campaña y de la segunda campaña, lo cual podría ser debido a un cambio de población microbiana entre las dos campañas. Lo mismo ocurrió al final del estudio.

Los valores medios de la razón  $C_{mic}/N_{mic}$  obtenidos se encuentran recogidos dentro de los intervalos obtenidos por otros autores y citados en la bibliografía de capítulos anteriores.

### VI.3.6 Efecto sobre la actividad Deshidrogenasa

En la Figura VI.3 se muestran los valores de actividad deshidrogenasa para los dos tratamientos durante la tercera y cuarta campaña.

Hay que destacar que los valores medios de la actividad deshidrogenasa correspondientes a las parcelas con fertilización orgánica fueron estadísticamente superiores a los valores obtenidos en las parcelas con fertilización mineral, indicando que existe una mayor actividad de los microorganismos en los suelos que reciben enmiendas orgánicas (Bolton et al., 1985; Reganold, 1988; Albiach et al., 1999).

En el último muestreo de la cuarta campaña se observó una gran disminución de la actividad deshidrogenasa en los suelos bajo fertilización orgánica, probablemente debido al aumento de CE del suelo producido por el abonado con estiércol y la fertirrigación orgánica. Este mismo comportamiento ha sido observado por otros autores (García et al., 1997, 2000) indicando una disminución de la actividad deshidrogenasa con el aumento en la CE del suelo.

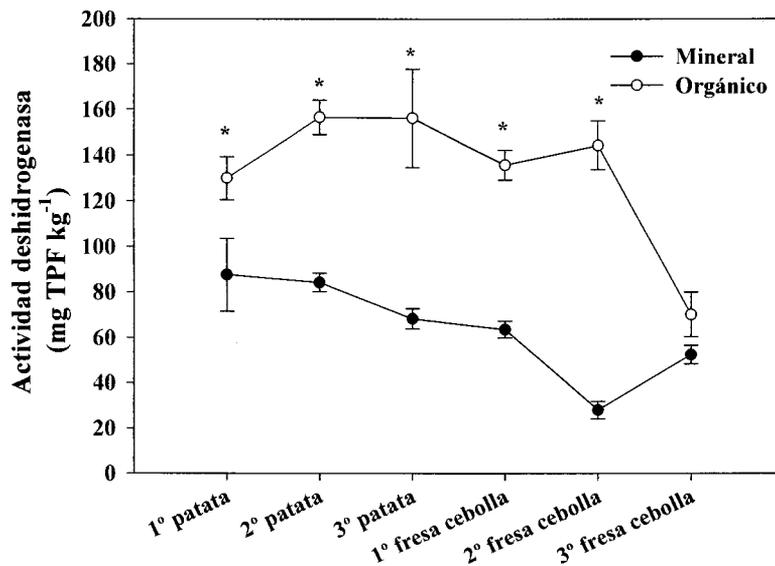


Figura VI. 3. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante el periodo de experimentación para los dos tratamientos. Las diferencias significativas (Test de Student  $p < 0,05$ ) se muestran con el símbolo \*.

La disminución de las actividades enzimáticas con el aumento de la CE podría ser debida a la liberación de las enzimas al medio extracelular, como consecuencia de una presión hiperosmótica (Gianfreda y Bollag, 1996) por lo que sus actividades pueden ser parcialmente o totalmente reducidas debido a los procesos que las desactivan en el suelo (inmovilización en los coloides del suelo, proteolisis).

Los valores medios de la actividad deshidrogenasa obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores.

### **VI.3.7 Efecto sobre la actividad Proteasa-caseína**

Los cambios de la actividad proteasa-caseína a lo largo de las cuatro campañas del estudio se muestran en la Figura VI.4. Los resultados mostraron que los valores medios de la actividad proteasa fueron superiores en el tratamiento orgánico con respecto al mineral durante todo el estudio. Marschner et al.,(2003) encontró una mayor actividad proteasa en los suelos manejados orgánicamente con respecto a los suelos con manejo convencional.

Durante la primera campaña la actividad proteasa aumentó en ambos tratamientos, probablemente debido a la estimulación de la actividad rizosférica. Sin embargo, en la segunda campaña la actividad proteasa disminuyó en ambos tratamientos, lo cual podría estar relacionado con la disminución de biomasa microbiana por el aumento de temperatura del suelo como se comentó en el apartado del carbono de la biomasa.

Durante la tercera campaña la actividad proteasa en las parcelas del tratamiento mineral sufrieron un ligero descenso a lo largo de la campaña, sin embargo las parcelas fertilizadas orgánicamente no experimentaron grandes cambios. Esto podría explicarse por una actividad extracelular adsorbida a los complejos arcillo húmicos en los suelos fertilizados con los materiales orgánicos.

No obstante, en la cuarta campaña la actividad proteasa en las parcelas fertilizadas orgánicamente mostró una gran disminución, probablemente asociado al efecto del aumento de la salinidad como se ha señalado anteriormente. García et al. (2000) observó al adicionar sales en suelos calizos, una inhibición en las actividades enzimáticas proteasa, fosfatasa alcalina y  $\beta$ -glucosidasa.

Los valores medios de la actividad proteasa-caseína obtenidos en las parcelas fertilizadas mineralmente se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores, no obstante los valores medios de la actividad proteasa-caseína obtenidos en la mayoría de los muestreos de las parcelas fertilizadas orgánicamente son superiores, lo cual puede ser debido a la presencia en las mismas de una mayor actividad extracelular asociada a los complejos arcillo-húmicos.

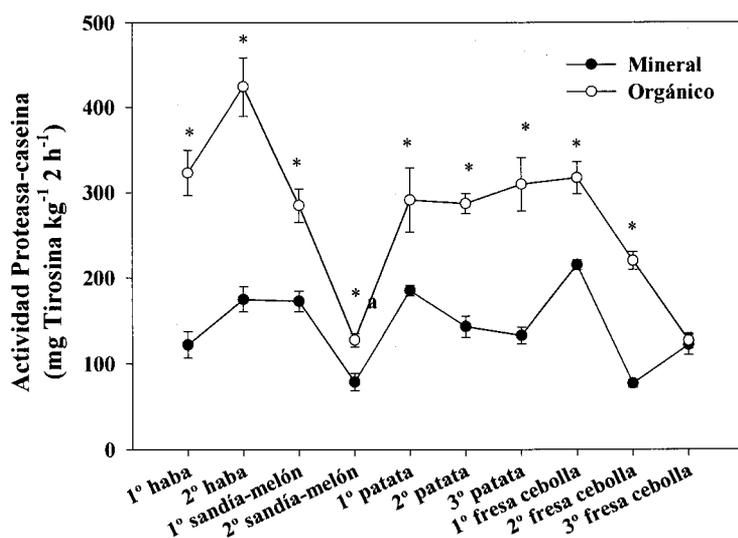


Figura VI. 4. Evolución de la actividad proteasa-caseína durante el periodo de experimentación para los dos tratamientos. Las diferencias significativas (Test de Student  $p < 0,05$ ) se muestran con el símbolo \*.

### VI.3.8 Efecto sobre la actividad $\beta$ -glucosidasa

En la Figura VI.5 se muestra la evolución de esta enzima durante la tercera y cuarta campaña de experimentación.

Los valores de actividad  $\beta$ -glucosidasa fueron estadísticamente superiores en los suelos fertilizados orgánicamente con respecto a los fertilizados mineralmente.

Las parcelas fertilizadas orgánicamente mostraron una mayor fluctuación en la actividad  $\beta$ -glucosidasa que las parcelas fertilizadas mineralmente. El aumento de esta actividad durante la tercera campaña fue debido a la entrada de carbono orgánico

procedente de la adición de los composts, de los exudados de las raíces y de la estimulación rizosférica del cultivo.

En la cuarta campaña los valores de la actividad  $\beta$ -glucosidasa en las parcelas fertilizadas orgánicamente disminuyeron probablemente también debido al aumento de CE. Eivazi y Tabatabai (1990) observaron como la adición de sales inorgánicas a través de los fertilizantes o el agua de riego inhibía las actividades  $\alpha$  y  $\beta$ -glucosidasa.

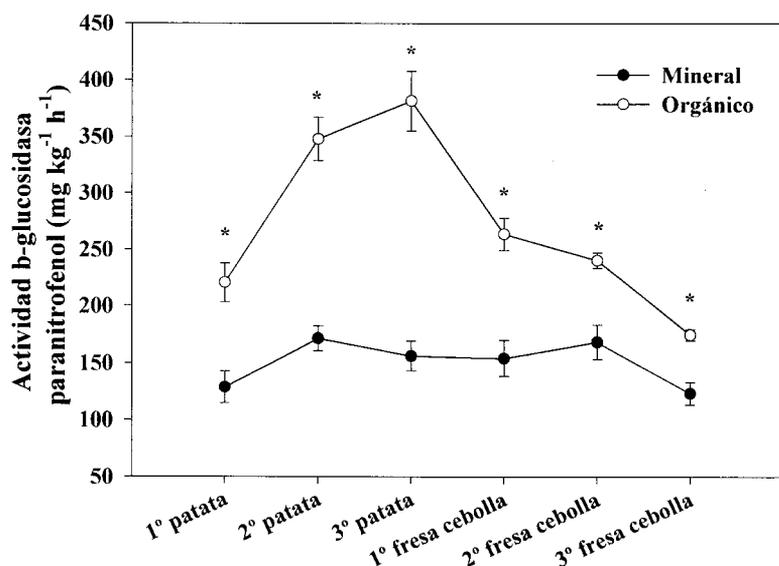


Figura VI. 5. Evolución de la actividad  $\beta$ -glucosidasa durante el periodo de experimentación para los dos tratamientos. Las diferencias significativas (Test de Student  $p < 0,05$ ) se muestran con el símbolo \*.

En cualquier caso, los valores medios de la actividad  $\beta$ -glucosidasa obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores.

### VI.3.9 Efecto sobre la actividad Fosfatasa Alcalina

Ambos tratamientos presentaron una evolución similar a lo largo del estudio Figura VI.6. En todos los muestreos se observaron diferencias significativas entre los dos tratamientos, siendo los valores medios de actividad fosfatasa alcalina más altos en el suelo fertilizado orgánicamente. El aumento de la actividad fosfatasa como se ha

explicado en capítulos anteriores es un hecho constatado por numerosos autores (Reganold 1988; Albiach et al., 1999; Parham et al., 2002; Marschner et al., 2003; Kremer y Li 2003).

Es de destacar el notable aumento en el último muestreo de la tercera campaña en los dos tratamientos lo cual puede estar relacionado a su activación debido a la entrada de materia orgánica proveniente de los restos del cultivo y a los exudados de las raíces.

En la cuarta campaña la actividad fosfatasa alcalina mostró una disminución, probablemente asociado al aumento de la salinidad como se ha señalado para el resto de los parámetros bioquímicos estudiados.

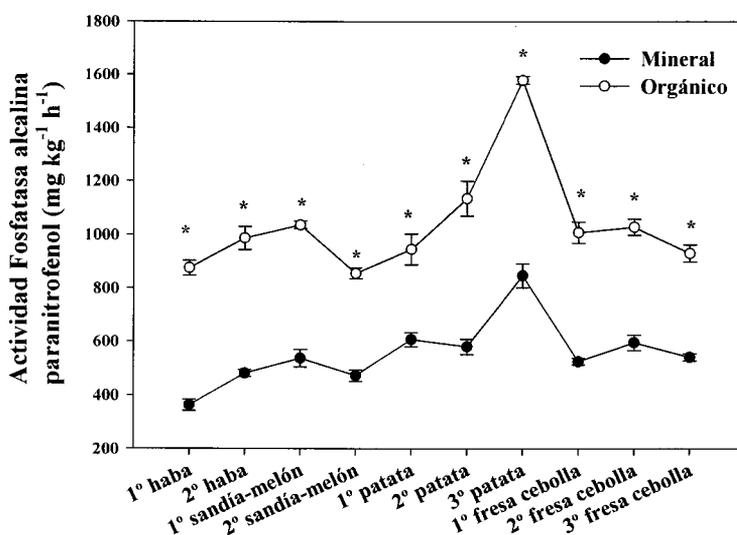


Figura VI. 6. Evolución de la actividad Fosfatasa alcalina durante el periodo de experimentación para los dos tratamientos. Las diferencias significativas (Test de Student  $p < 0,05$ ) se muestran con el símbolo \*.

Los valores medios de la actividad fosfatasa alcalina obtenidos se encuentran dentro de los valores recogidos en la bibliografía y citados en capítulos anteriores.

En general, los valores de todas las actividades enzimáticas a lo largo del estudio fueron superiores en los suelos enmendados con residuos orgánicos respecto a los suelos que recibieron fertilización mineral. Estos aumentos pueden atribuirse a la adición de materia orgánica por los residuos, estimulando la biomasa y actividad de los microorganismos del suelo.

Muchos autores han encontrado incrementos en las actividades enzimáticas tras la incorporación de residuos orgánicos (Martens et al., 1992; Perucci 1992; Dick, 1994; Nannipieri 1994; Herrero et al., 1998; Pascual et al., 1997; Kandeler et al., 1999b; Bandick y Dick 1999; Parham et al., 2002; Madejón et al., 2001b,2003; Marschner et al., 2003; Liang et al., 2003; Dinesh et al., 2004).

#### **I.4 CORRELACIONES ENTRE LOS DIFERENTES PARÁMETROS**

En la Tabla VI.5 se muestran los coeficientes de correlación lineal de Pearson entre actividades enzimáticas, respiración del suelo, carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana, carbono orgánico total y contenido en nutrientes del suelo. Se observa que las actividades enzimáticas, biomasa microbiana, y el COT se encuentran significativamente correlacionados ( $p < 0.01$ ), al igual que sucedía en el capítulo anterior, indicando la activación de los microorganismos del suelo al aplicar enmiendas orgánicas. Además, la materia orgánica juega un papel importante protegiendo las enzimas en los complejos arcillo-húmicos del suelo (Tabatabai, 1994).

Las actividades enzimáticas estuvieron altamente correlacionadas entre sí, lo cual es debido a que cada una de ellas presentaba una alta correlación con el C orgánico. Por ello, al igual que se comentó en el capítulo anterior, la medida de cualquiera de estas actividades enzimáticas del suelo pueden ser válidas para estimar la actividad microbiológica total del suelo. Un dato importante a tener en cuenta es la alta correlación entre la actividad deshidrogenasa y la biomasa microbiana, lo cual nos sugiere una elevada relación de biomasa microbiana activa respecto a la biomasa total.

Las actividades enzimáticas presentaron una alta correlación ( $p < 0.01$ ) con la biomasa microbiana. De todas las enzimas estudiadas la fosfatasa alcalina, fue la enzima más altamente correlacionada con la biomasa microbiana y la única con la respiración del suelo. Por ello en este estudio como en otros (Frankenberger y Dick, 1983; Grego et al. 1996) fue la enzima que más claramente puede determinar la actividad y biomasa microbiana en el suelo.

**Tabla VI. 5. Coeficientes de correlación (r) entre las actividades enzimáticas, respiración del suelo, biomasa microbiana, carbono orgánico total, contenido en nutrientes en las muestras de suelo.**

	N-Kjel	K-disp	P-Olsen	COT	Resp	Proteasa	$\beta$ -Glu	DHA	Phosp	Cmic	Nmic
<b>N- Kjel</b>		0.570 **	0.927 **	0.938 **	0.171	0.687 **	0.711 **	0.663 **	0.760 **	0.728 **	0.697 **
<b>K-disp</b>			0.468 **	0.482 **	- 0.369 **	0.550 **	0.556 **	0.624 **	0.420**	0.238 *	0.474 **
<b>P-Olsen</b>				0.917 **	0.244 *	0.575 **	0.637 **	0.644 **	0.763 **	0.663 **	0.562 **
<b>COT</b>					0.255 *	0.651 **	0.751 **	0.725 **	0.875 **	0.754 **	0.486 **
<b>Resp</b>						-0.110	0.173	0.228	0.243 *	0.400 **	- 0.017
<b>Proteasa</b>							0.603 **	0.849 **	0.637 **	0.504 **	0.602 **
<b><math>\beta</math>-Glu</b>								0.778 **	0.854 **	0.480 **	0.410 **
<b>DHA</b>									0.783 **	0.620 **	0.332 **
<b>Phosp</b>										0.653 **	0.382 **
<b>Cmic</b>											0.514**
<b>Nmic</b>											

n= 80

\*\* correlación es significativa al nivel 0.01.

\* correlación es significativa al nivel 0.05.

Cmic: carbono de la biomasa; Nmic: nitrógeno de la biomasa; Resp: respiración; Phosp: fosfatasa alcalina;  $\beta$ -glu:  $\beta$ - glucosidasa; DHA: deshidrogenasa; COT: carbono orgánico total; N-Kjel: N-Kjeldahl.;K-disp: potasio disponible.

La actividad fosfatasa alcalina en este estudio presentó una correlación positiva con el P-Olsen, al igual que sucedió en capítulos anteriores la actividad fosfatasa alcalina ha estado más influenciada por el efecto positivo de la materia orgánica que por el posible efecto inhibitor que se produce cuando se encuentran altos contenidos de P-Olsen en el suelo.

En general podría comentarse que no existen diferencias entre las correlaciones para los parámetros estudiados, entre el presente experimento (más largo plazo) comparado con el experimento en reconversión en regadío.

## **VI.5 EFECTO SOBRE LA PRODUCCIÓN**

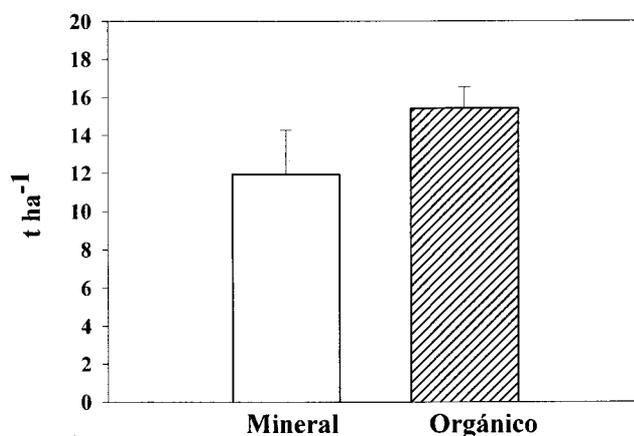
Los datos de producción para cada campaña se recogen en las Figuras VI.7, VI.8, VI.9 y VI.10. Debido al tipo de cultivo establecido en las campañas 2 y 4 (sandía-melón; fresa-cebolla) se realizaron varias recolecciones, considerándose en los resultados la producción acumulada total.

En la primera campaña, los rendimientos obtenidos fueron más altos en las parcelas con fertilización orgánica respecto a las fertilizadas mineralmente (Figura VI.4) aunque no se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos, debido probablemente a la heterogeneidad entre subparcelas del mismo tratamiento. Los rendimientos en un cultivo de habas pueden oscilar entre 8 y 10 t ha<sup>-1</sup> aunque pueden alcanzarse incluso las 12-15 t ha<sup>-1</sup> (Maroto, 2002). Los resultados obtenidos se sitúan dentro de los intervalos de producción de la citada bibliografía.

Diversos autores han encontrado rendimientos similares entre los sistemas de fertilización orgánica y mineral (Drinkwater et al., 1995; Stamatiadis et al., 1999; Reganold et al., 2001). Aunque estudios a largo plazo mostraron pequeñas diferencias respecto a la producción entre la fertilización orgánica y mineral (Drinkwater et al., 1998). Bulluck et al. (2002) obtuvo después de cuatro años una mayor producción de tomate bajo fertilización orgánica con respecto a la fertilización inorgánica, argumentando las mayores producciones en el sistema orgánico debido a que este mejora las propiedades químicas del suelo.

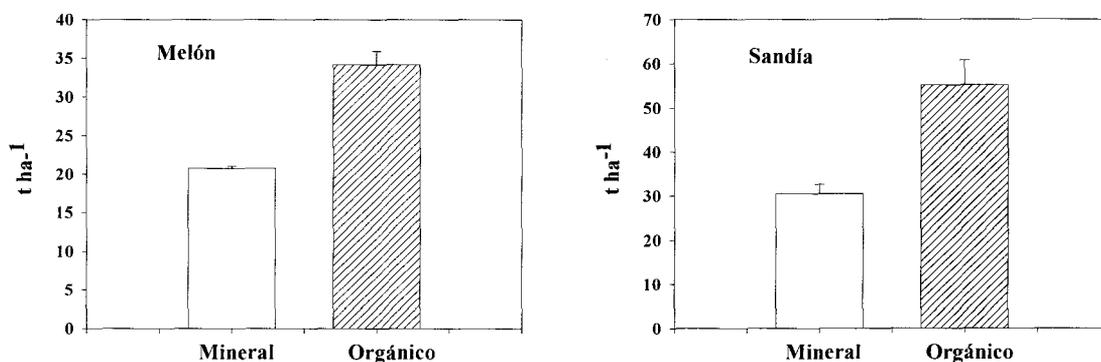
Edmeades (2003) sugiere que los fertilizantes químicos y orgánicos cuando se aplican a dosis equivalentes de N, P, K y S tienen efectos similares en los rendimientos

de los cultivos, no obstante cuando a largo plazo existe una gran entrada de carbono en los suelos con fertilización orgánica se notan los beneficios del aumento del contenido en materia orgánica en los rendimientos.



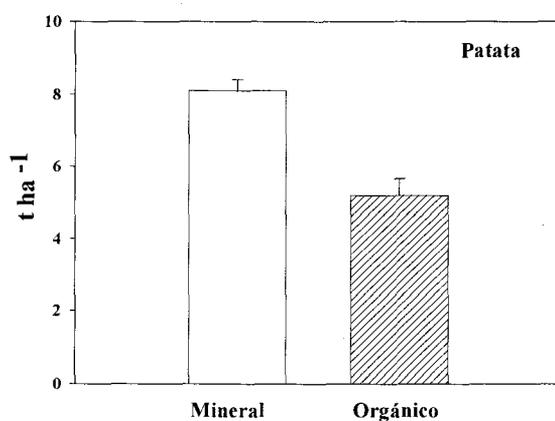
**Fig VI. 7. Producción de la primera campaña (Haba). Las barras verticales indican el error estándar (ES).**

Las producciones tanto en el cultivo del melón como en la sandía durante la segunda campaña fueron estadísticamente superiores en el tratamiento orgánico que en el mineral (Figura VI.5). Según Maroto (2002) los rendimientos medios de un cultivo de melón varían de 20-35 t ha<sup>-1</sup> y en una plantación de sandía pueden variar entre 20-40 t ha<sup>-1</sup>. Sin embargo en cultivos de secano los rendimientos pueden ser menores, mientras que en cultivos bien llevados bajo invernaderos pueden alcanzarse fácilmente las 50 t ha<sup>-1</sup>. Los valores encontrados para el tratamiento mineral están dentro de los rendimientos reflejados en la bibliografía, no obstante en el tratamiento orgánico los resultados superan los rendimientos esperados. Estos resultados pueden deberse al uso del abonado en verde que precedió esta campaña. El abonado en verde es un manejo agrícola que incrementa la producción de los cultivos (Biederbeck et al., 1998; Thonissen et al., 2000).



**Fig VI. 8. Producción de la segunda campaña (melón y sandía). Las barras verticales indican el error estándar (ES).**

En la tercera campaña las producciones de patata fueron estadísticamente superiores en las parcelas fertilizadas mineralmente (Figura VI.6). Las producciones más altas en las parcelas fertilizadas mineralmente, pudieron ser debidas a que estas recibieron una fertilización adicional en cobertera (Tabla III.26 y Tabla III.32) recibiendo una más pronta disponibilidad de los nutrientes por los fertilizantes minerales respecto a los orgánicos.



**Fig VI. 9. Producción de la tercera campaña (patata). Las barras verticales indican el error estándar (ES).**

Los rendimientos en un cultivo de patata varían entre 20-30 t ha<sup>-1</sup> (Maroto, 2002) por lo que se observa que los resultados obtenidos en el estudio fueron anormalmente bajos en ambos manejos aunque más pronunciado en las parcelas fertilizadas orgánicamente. Esta baja producción puede explicarse debido a la enfermedad sufrida durante el cultivo de la patata por Mildiu.

En la cuarta campaña, las parcelas fertilizadas orgánicamente presentaron rendimientos de cultivo inferiores a las producciones normales en una plantación de fresa de similares características (Maroto, 2002) (Figura V.7), y que suelen estar comprendidas entre 25-50 t ha<sup>-1</sup>. La reducción en la producción en las parcelas fertilizadas orgánicamente podría ser debido a la falta en la disponibilidad de nitrógeno en dichas parcelas.

La reducción de la producción en el cultivo de la fresa observado en las parcelas tratadas con residuos orgánicos también podría estar relacionada con el aumento de la CE. Es sabido que este cultivo muestra una gran sensibilidad a la salinidad del suelo (Maroto, 2002), disminuyendo su rendimiento a partir de 0,80 -1,00 dS m<sup>-1</sup> (Salas y Flores, 1985).

En el cultivo de la cebolla los rendimientos obviamente fueron inferiores a los de un cultivo convencional (25-30 t ha<sup>-1</sup>) según Maroto (2002), ya que el marco de plantación utilizado fue de aproximadamente diez veces menos plantas por hectárea, al ser un cultivo plantado solo por los beneficios de su asociación con la fresa.

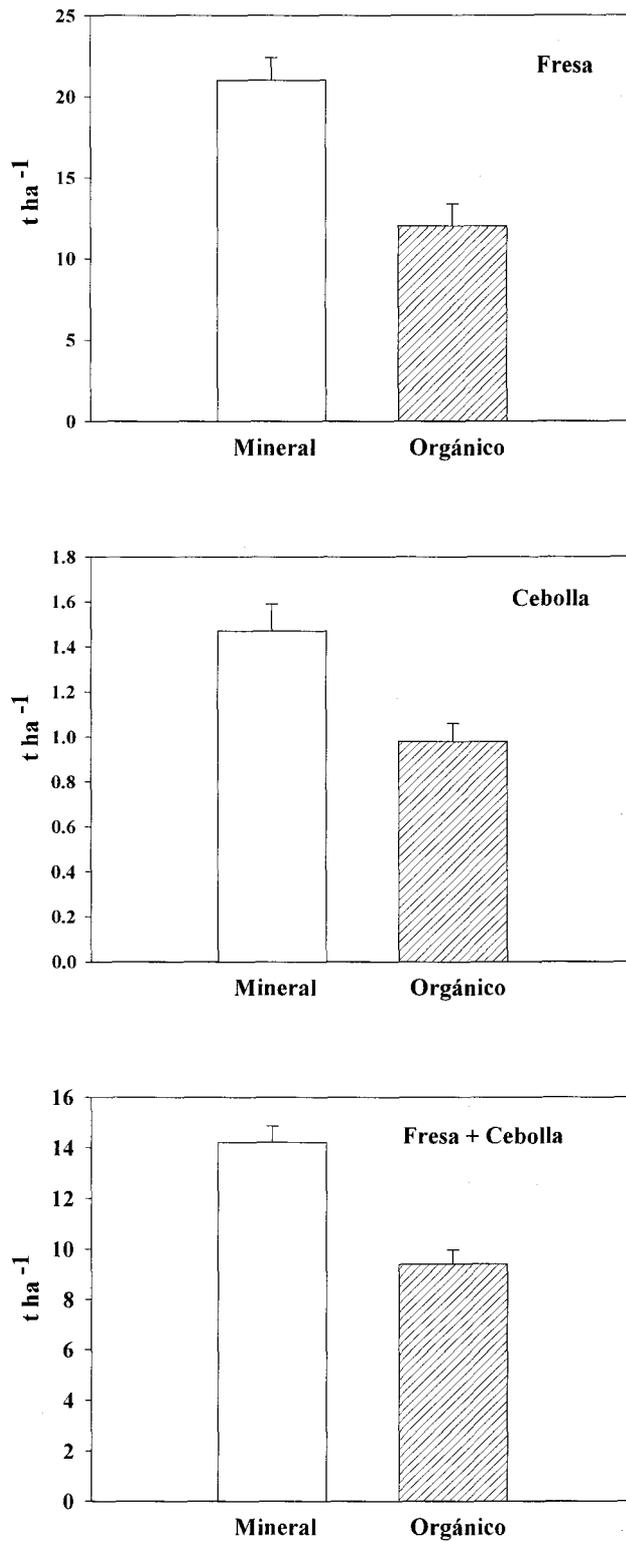


Fig VI. 10. Producción de la cuarta campaña (Fresa-cebolla). Las barras verticales indican el error estándar (ES).

En la Tabla V.6 se observan los coeficientes de correlación entre los parámetros químicos y bioquímicos y los rendimientos de producción en las diferentes campañas.

**Tabla V.6. Coeficientes de correlación entre las diferentes producciones y las actividades enzimáticas, carbono orgánico total, contenido en nutriente y relación C/N en las muestras de suelo.**

Parámetros	1º Campaña	2º Campaña		3º Campaña	4º Campaña
	Habas	Melón	Sandía	Patata	Fresa
Proteasa	0.38	0.80* <sup>a</sup>	0.83*	- 0,92 **	0,15
Fosfatasa alcalina	0.45	0.94**	0.83*	- 0,91 **	- 0,86 **
COT <sup>b</sup>	0.45	0.96**	0.87**	- 0,90 **	- 0,85 **
P-Olsen	0.43	0.92**	0.92**	- 0,83 *	- 0,77 *
N -Kjeldahl	0.42	0.93**	0.91**	- 0,90 **	- 0,87 **
C/N	0.57	0.91**	0.67	- 0,70 *	- 0,62

<sup>a</sup> \* Correlación es significativa al nivel 0,05.

\*\* Correlación es significativa al nivel 0,01.

<sup>b</sup> COT: carbono orgánico total.

Se observa como hubo una falta de correlación entre la producción del cultivo de haba y los parámetros químicos y bioquímicos analizados en el suelo.

No obstante, en la segunda campaña y tanto en el cultivo de melón como en la producción de sandía, existieron altas correlaciones entre las producciones y las actividades enzimáticas que pueden ser resultado de la mejora de la fertilidad del suelo tras varios años de fertilización orgánica.

Durante la tercera y cuarta campaña, sin embargo, se observaron fuertes correlaciones negativas entre las producciones y las propiedades químicas y bioquímicas del suelo ya que las mayores producciones se obtuvieron en las parcelas fertilizadas mineralmente que a su vez mostraban una menor disponibilidad de nutrientes y actividades enzimáticas. Como anteriormente se comentó, las menores producciones en las parcelas fertilizadas con compost se produjeron a causa de las incidencias ocurridas durante estas dos últimas campañas. No podemos afirmar que una mejora de la fertilidad de los suelos fertilizados orgánicamente lleve implícito una mejora de la producción de los cultivos cuando algún tipo de incidencia (plaga,

sensibilidad del cultivo a factores físicos del suelo) afecta negativamente a las producciones.

Aunque no podemos comparar directamente los resultados obtenidos en este capítulo respecto al capítulo anterior de reconversión en regadío, ya que no están realizados sobre las mismas parcelas y tiene diferente extensión, podemos observar, en general, como los parámetros químicos y bioquímicos analizados a más largo plazo mostraron una clara mejoría de la calidad de los suelos fertilizados orgánicamente.

En cuanto a efecto negativo hay que destacar el aumento de la CE de los suelos fertilizados orgánicamente tras la incorporación de una partida de compost animal, lo cual debe tenerse en cuenta al sembrar determinados cultivos, ya que existen algunos más sensibles que otros a los aumentos de la CE del suelo.

La respuesta de los cultivos frente al tipo de fertilización no fue uniforme, siendo superior la producción en las parcelas fertilizadas mineralmente cuando se observaron algún tipo de incidencias (plaga, menor disponibilidad nutricional, etc) como fue el caso de la tercera y cuarta campaña.

## **VII.CONCLUSIONES**

---

## VII. CONCLUSIONES

En fincas en proceso de reconversión a la Agricultura Ecológica, la aplicación de dos composts, animal y vegetal a dos suelos con diferente textura (franco y arcilloso) y régimen hídrico (regadío y seco) produjo con respecto a la aplicación de fertilizantes minerales:

- Un aumento de la cantidad (carbono orgánico total) y la calidad (contenido en sustancias húmicas) de la materia orgánica de los suelos, aspecto de gran importancia en la mejora de la fertilidad de los suelos agrícolas de la región Mediterránea, pobres en materia orgánica.

El compost animal mostró más efectividad en el aumento de la cantidad y la calidad de la materia orgánica del suelo que el compost vegetal.

La mayor cantidad y calidad de la materia orgánica en el suelo arcilloso con respecto a la del suelo franco está relacionada tanto con la textura como con el régimen hídrico.

- Aumentos de los contenidos en macronutrientes (N-Kjeldahl, P-Olsen y K-disponible) en ambos tipos de suelo, que están relacionados con las cantidades de nutrientes aportadas por cada compost y/o con el aumento de la disponibilidad de los mismos favorecida por la adición de materia orgánica.

También en este caso el compost animal mostró una mayor efectividad en el aumento de los contenidos de macronutrientes y su disponibilidad.

- Una mayor estimulación y crecimiento microbiano en ambos tipos de suelo.

El compost animal produjo una mayor respuesta en lo que respecta a la estimulación y el crecimiento microbiano en el suelo que el compost vegetal, debido a su naturaleza más biodegradable y su más alta aportación de biomasa microbiana.

La mayor estimulación y crecimiento microbiano en el suelo arcilloso se debe probablemente a la capacidad protectora de la arcilla sobre la biomasa microbiana.

- Menores valores del coeficiente metabólico ( $qCO_2$ ) reflejando una menor competencia por los nutrientes que en los suelos bajo fertilización mineral.

- Una mejora progresiva de la fertilidad biológica tanto en el suelo franco como en el arcilloso, con incrementos de las actividades enzimáticas deshidrogenasa, proteasa-caseína,  $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa alcalina. En nuestras condiciones, la

fosfatasa alcalina fue el parámetro bioquímico que más tempranamente mostró las diferencias entre los tratamientos orgánicos y mineral.

- Ningún efecto en el pH, como resultado de la fuerte capacidad tampón de los carbonatos presentes en ambos suelos.
- Ningún signo de salinización en los suelos.

Sin embargo,

- La mejora de la fertilidad química y bioquímica de los suelos fertilizados orgánicamente no lleva implícito un aumento de los rendimientos de cosecha de los cultivos cuando algún tipo de incidencia (plaga, mal manejo de la flora arvense) afecta negativamente a las producciones. Por ello no se han podido establecer relaciones entre las producciones y las diferentes propiedades químicas y bioquímicas del suelo en las condiciones de este estudio.

La aplicación de los anteriores composts en un suelo franco limoso en fincas que llevaban una historia de cuatro años de fertilización orgánica, bajo un sistema de rotación de cultivos, intercalando en la rotación un abono en verde, produjo con respecto a la aplicación de fertilizantes minerales:

- Un aumento de la cantidad (carbono orgánico total) de la materia orgánica de los suelos.
- Aumentos de los contenidos y disponibilidad en macronutrientes (N-Kjeldahl, P-Olsen y K-disponible).
- Una mejora de la fertilidad biológica y bioquímica de los suelos con incrementos notables de la respiración del suelo, carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana y actividades enzimáticas (deshidrogenasa,  $\beta$ -glucosidasa, proteasa, fosfatasa alcalina), lo cual nos indica la presencia de una mayor cantidad de microorganismos y una actividad biológica más alta.

Sin embargo

- Aunque no se observó un aumento de la salinidad al final del estudio, una partida en particular del compost animal aumentó puntualmente la salinidad del suelo, por lo que deben establecerse precauciones cuando se realizan aplicaciones continuas de compost animal para evitar un posible aumento de la salinidad.

- La respuesta de los cultivos no fue uniforme, siendo superior la producción en las parcelas fertilizadas mineralmente cuando se observaron algún tipo de incidencias.

En resumen, en todos los experimentos que se recogen en la presente memoria las prácticas ecológicas dieron lugar a una notable mejora de las propiedades químicas, bioquímicas y biológicas de los suelos con respecto a las prácticas convencionales, lo que repercute positivamente en su fertilidad. No obstante, en ocasiones, este teórico aumento de la fertilidad del suelo no siempre se traduce en un aumento de los rendimientos en los cultivos. Sin embargo, en una sociedad desarrollada como la nuestra, el impulso de una agricultura sostenible y compatible con el medio ambiente, que permita reutilizar los residuos generados en la propia agricultura, la cual mejore la fertilidad de los suelos y minimice las contaminaciones suelo-cultivo buscando alimentos de mejor calidad, debe ser más importante que la superproducción de cultivos.

## **VIII. BIBLIOGRAFÍA**

---

**BIBLIOGRAFÍA**

- Acosta-Martínez, V., Zobeck, T.M., Gill, T.E., Kennedy, A.C.,** 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Biol Fertil Soils*. 38, 216-227.
- Acosta-Martínez, V., Zobeck, T.M., Allen, V.,** 2004. Soil microbial chemical and physical properties in continuous cotton and integrated crop-livestock systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68,1875-1884.
- Addiscott, T.M., Whitmore, A.P., Powlson, D.S.,** 1991. "Farming, fertilizers and the nitrate problem". CAB.International. Wallingford.UK.
- Adu, J.K., Oades, J.M.,** 1978. Utilization of organic materials in soil aggregates by bacteria and fungi. *Soil Biol.Biochem.* 10, 117-122.
- Agnelli, A., Ugolini, F.C., Corti, G., Pietramellara, G.,** 2001. Microbial biomass C and basal respiration of fine earth and highly altered rock fragments of two forest soils. *Soil Biol.Biochem.* 33,613-620.
- Albiach, R.,** 1997. Estudio de varios índices de actividad biológica del suelo en relación a diferentes aportaciones de enmiendas orgánicas. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Albiach, R., Gómez, A., Pomares, F., Canet, R.** 1998. Efecto del tipo de fertilización sobre la actividad biológica del suelo en reconversión a la agricultura ecológica. Una alternativa para el mundo rural del Tercer Milenio. Actas del III Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. Valencia, 21-26 de septiembre de 1998. pp. 231-238.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F.,** 1999. Structure, organic components and biological activity in citrus soils under organic and conventional management. *Agrochimica* 43, 235-241.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F.** 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Biores. Technol* 77, 109-114.
- Alexander, M.,** 1977. Introduction to soil microbiology, 2nd edn. Wiley and Sons, New York.

- Altieri, M.A.**, 1983. Agroecology: The scientific basis of alternative agriculture. Divn. Biol. Control, Univ. Calif, Berkeley, CA.
- Altieri, M.A.**, 1995. Agroecology. The Science of Sustainable Agriculture. Westview Press Boulder, CO, pp 433.
- Alvarez. R., Santanatoglia. O.J., García, R.**, 1995. Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems. *Biol Fertil Soils* 19, 227-230
- Anderson, JPE.**, 1982. Soil respiration. In: Methods of Soil analysis part 2. Chemical and microbiological properties, 2nd edn. Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds). Agronomy 9/2. Am. Soc.Agron , Madison, WI, pp. 831-871.
- Anderson, T.H.**, 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil; application and limitations. In: Ritz, K., Dighton, J., Giller, K.E. (Eds.), Beyond the Biomass. Brit. Soc. Soil Sci. (BSSS, Wiley-Sayce, UK), pp. 67-76.
- Anderson,T.H., Domsch, K.H.**, 1980. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.*130, 211-216.
- Anderson, T.H., Domsch, K.H.**, 1985. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biol Fertil Soils* 1, 81-89.
- Anderson, T.H., Domsch, K.H.**, 1989. Ratio of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol.Biochem.* 21: 471-479.
- Anderson, T.H., Domsch, K.H.** 1990. Application of eco-physiological quotients ( $qCO_2$  and  $qD$ ) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biol.Biochem.* 22, 251-255.
- Anderson, T.H., Domsch, K.H.**, 1993. The metabolic quotient for  $CO_2$  ( $qCO_2$ ) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condition such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol.Biochem.*25, 393-395.
- Angers, D., Bissonette, N., Legere, A., Samson, N.**, 1993. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in soil under barley production. *Can J. Soil Sci.* 73, 39-50.
- AOAC (Association of official analytical chemist)** 1990. Official methods of analysis. 15<sup>th</sup> Edition vol1. Helrich, K.(Eds). Arlington, Virginia (USA).

- Ashraf, M., Mahmood, T., Azam, F., Qureshi, R.M.,** 2004. Comparative effects of applying leguminous and non-leguminous green manures and inorganic N on biomass yield and nitrogen uptake in flooded rice (*Oryza sativa* L.). *Biol. Fertil. Soils* 40, 147-152.
- Aulakh, M.S; Khera, T.S., Doran, J.W., Singh, K., Singh, B.,** 2000. Yield and nitrogen dynamics in a rice-wheat system using green manure and inorganic fertilizer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1867-1876.
- Azam, F., Simmons, F.W., Mulvaney, R.L.,** 1993. Mineralization of N from plant residues and its interaction with native soil N. *Soil Biol Biochem* 25, 1787-1792.
- Baca, M.T., Delgado, I.C., Sánchez-Raya, A.J., Gallardo Lara, F.,** 1990. Comparative use of Cress seed germination and physiological parameters of *Helianthus annuus* L. to assess compost maturation. *Biol. Wastes.* 33, 251-261.
- Balota, E.L., Colozzi-Filho, A., Andrade, D.S., Dick, R.P.,** 2003. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. *Biol Fertil Soils.* 38, 15-20.
- Bandick, A., Dick, R.,** 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1471-1479.
- Barea, J.M.,** 1998. Biología de la rizosfera. *Investigación y Ciencia.* Numero 256, pp 74 –81.
- Beck, T.,** 1984. Methods and application domain of oil microbiological analysis at the Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP) in Munich for the determination of some aspects of soil fertility. In M.P. Nemes, S. Kiss, P.Papacostea, G. Stefanic, M. Russau (Eds). *Fifth Symposium on Soil Biology.* Roman National Society of Soil Science, Bucharest.
- Benítez, E., Nogales, R., Campos, M., Ruano, F.,** 2004. Variabilidad bioquímica en suelo de olivar bajo diferentes sistemas de manejo. VI Congreso SEAE. *Agroecología: Referente para la transición de los sistemas agrarios.* 27 Septiembre-2 Octubre, Almería (España).pp 991-1000.
- Bergstrom, D.W., Monread, C.M, King D.J.,** 1998. Sensitivity of soil enzyme activities to conservation practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1286-1295.
- Beyer, L., Wackendorf, C., Balzen, F.M., Balzer-Graf, V.R.,** 1992a. The effect of soil texture and soil management on microbial biomass and soil enzyme activities in arable soils of Northwest Germany. *Agrobiological Research.* 45, 276-283.

- Beyer, L., Wachendorf, C., Balzer, F.M., Balzer-Graf, V.R.,** 1992b. The use of biological methods to determine the microbiological activity of soils under cultivation. *Biol Fertil Soils*, 13, 242-247.
- Beyer, L., Wachendorf, C., Elsner, D.C., Knabe, R.,** 1993. Suitability of dehydrogenase activity assay as an index of soil biological activity. *Biol Fertil Soils* . 16, 52-56.
- Biederbeck, V.O., Campbell, C.A., Rasiah, V., Zentner, R.P., Wen, G.,** 1998. Soil quality attributes as influence by annual legumes used as green manure. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1177-1185.
- Bolton, H., Elliot, L.F., Papendick, R.I., Bezdicsek, D.F.,** 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biol. Biochem.* 17(3), 297-302.
- Bonmati, M., Jimenez, P., Álvarez, H., Calero E., Julia, M., Morillo, M., Nuñez, E.,** 2000. Changes in enzyme activities during the reclamation of two soils from limestone quarries in Catalonia using high doses of sewage-sludge. In: García, C., Hernández, M.T (Eds). *Research and Perspectives of Soil Enzymology in Spain*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp 253-293.
- Bossio, D.A., Scow, K.M., Gunalapa, N., Graham, K.J.,** 1998. Determinants of soil microbial communities: effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. *Microbial Ecology.* 36, 1-12.
- Bower, C.A., Reitemeier, R.F., Fireman, M.,** 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Sci.* 73, 251-261.
- Brady, N.C.,** 1990. *The nature and properties of soils* (Tenth edition). MacMillan Publishing Company, New York, EEUU.
- Braschi, I., Ciavatta, C., Giovannini, C., Gessa, C.,** 2003. Combined effect of water and organic matter on phosphorus availability in calcareous soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* 67, 67-74.
- Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., Jenkinson, D.S.,** 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen in soil: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837-842.

- Brown, S.M.A., Cook, H.F., Lee, H.C.,** 2000. Topsoil characteristics from a paired farm survey of organic versus conventional farming in southern England. *Biol. Agric. Hort.* 18, 37-54.
- Bruckert, S., Rouiller, J.,** 1987. Mecanismos de regulación del pH de los suelos. En Bonneau, m., Souchier, B. (Eds), *Edafología. 2. Constituyentes y propiedades del suelo.* Publicaciones Masson, S.A. Barcelona, pp 356-367.
- Buhman, C.** 1993. K-fixing phyllosilicates in soils, the role of in herieted componentes. *J. Soil Sci.* 44, 347-360.
- Bullock, K.P.,**1997. Sustainable development of soil in Western Europe. An overview. *Edafología (Ed). Especial 50 aniversario de la S.E.C.S. Ponencias,*109-123.
- Bulluck, L.R., Brosius, M., Evanylo, G.K., Ristaino, J.B.,** 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Appl. Soil Ecol.* 19, 147-160.
- Burgos, M.P.,** 2001. Residuos orgánicos en cultivos de fresón y naranjo: valoración agronómica y medioambiental. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Burns, R.G.,** 1978. Enzyme activity in soil: some theoretical and practical considerations. In: Burns, R.G. (Ed). *Soil Enzymes.* Academic Press, London, p.295-340.
- Burns, R.G.** 1982. Enzyme activity in soil: Location and possible role in microbial activity. *Soil Biol. Biochem.* 14, 423-427
- Buyanovsky, G.A., Wagner, G.H., Gantzer, C.J.,** 1986. Soil respiration in winter wheat ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 338-344.
- Cabrera, F., Murillo, J.M., López, R., Hernández, J.M.,** 1991. Fate of phosphorus added with urban compost to a calcareous soil. *J. Environ. Sci. Health, B* 26 (1), 83-97.
- Calderon, F.J., Jackson, L.E., Scow, K.M., Rolston, D.E.,** 2000. Microbial responses to simulated tillage in cultivated and uncultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1547-1559.
- Calderon, F.J., Jackson, L.E., Scow, K.M., Rolston, D.E.,** 2001. Short-term dynamics of nitrogen, microbial activity, and phospholipid fatty acids after tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 118-126.

- Canet, R., Pomares, F., Estela, M., Tarazona, F.,** 1998. Efecto de diferentes enmiendas orgánicas en las propiedades del suelo de un huerto de cítricos. *Agrochimica*, XLII, 41-49.
- Canovas Fernández, A.,** 1993. *Tratado de Agricultura Ecológica*. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería.
- Caravaca, F., Masciandaro, G., Ceccanti, B.,** 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil Till. Res.* 68, 23-30.
- Carpenter-Boggs, L., Kennedy, A.C., Reganold, J.P.,** 2000. Organic and Biodynamic Management: Effects on Soil Biology. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1651-1659.
- Carter, M.R.,** 1986. Microbial biomass as an index for tillage induced changes in soil biological properties. *Soil Till Res.* 7, 29-40.
- Carter, M.R.,** 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macroaggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil Till. Res.* 23, 361-372.
- Castillo, X., Joergensen, R.G.,** 2001. Impact of ecological and conventional arable management systems on chemical and biological soil quality indices in Nicaragua. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1591-1597.
- Cavallaro, N., Padilla, N., Villarrubia, J.,** 1993. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. *Soil Sci.* 156 (2), 63-70.
- Ceccanti, B., Pezzarossa, B., Gallardo-Lancho, F.J., Masciandaro, G.,** 1994. Bio-test as markers of soil utilization and fertility. *Geomicrobiol. J.* 11, 309-316.
- Chaux, C.,** 1972. *Productions légumières*. J.B. Bailliére et fils. (9<sup>o</sup> ed). París.
- Clark, M.S., Horwath, W.R., Shennan, C., Scow, K.M.,** 1998. Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agron. J.* 90, 662-671.
- Conant, R.T., Dalla-Betta, P., Klopatek, C.C., Klopatek, J.M.,** 2004. Controls on soil respiration in semiarid soils. *Soil Biol. Biochem.* 36, 6, 945-951.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A.,** 1991. *Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización*. Caja Murcia, Murcia.
- Coxson, D.S., Parkinson, D.,** 1987. Winter respiratory activity in Äspern woodland forest floor litter and soils. *Soil Biol. Biochem.* 19, 49-59.

- De la Horra A.M., Efrón, D., Jimenez. M.P.,Conti, M.E.,** 1998. Effect of Potassium Fertilizers on Quantity-Intensity Parameters in Some Argentine Soils. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.*29 (5y6), 671-680.
- Deng, S.P., Tabatabai, M.A.,** 1997. Effects of crop residue management on enzyme activities in soils. III. Phosphatases and arylsulphatase. *Biol. Fertil. Soils.* 24, 141-146.
- Diaz-Raviña, M., Acea, M.J., Carballas, T.,** 1993. Microbial biomass and its contribution to nutrient concentration in forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 1, 25-31.
- Dick, R.P.,** 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40, 25-36.
- Dick, R.P.,** 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. *Soil Sci. Soc. Am.* 35, 107-124.
- Dick, R.P., Tabatabai, M.A.,** 1986. Hydrolysis of polyphosphates by corn roots. *Plant Soil,* 94, 247-256.
- Dick, R.P., Tabatabai, M.A.** 1993. Significance and potential use of soil enzymes. In: F. Blaine (Ed) *Soil Microbial Ecology.* Marcel Dekker. New York.
- Dick, R.P., Rasmussen, P.E., Kerle, E.A.,**1988. Influence of long-term residue management on soil enzyme activity in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. *Biol. Fertil. Soils.* 6, 159-164.
- Dick, W.A.,** 1984. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 569-574.
- Dick, W.A., Juma, N.G., Tabatabai, M.A.,** 1983. Effects of soils on acid phosphatase and inorganic pyrophosphatase of corn roots. *Soil Sci.,*136, 19-25.
- Dinesh, R., Suryanarayana, M.A., Ghosha, S., Sheeja, T.E.,** 2004. Long-term influence of leguminous cover crops on the biochemical properties of a sandy clay loam Fluventic Sulfaquent in a humid tropical region of India. *Soil Till. Res.* 77, 69-77.
- Dorado, J., Zancada, MC., Almendros, G., López-Fando, C.,** 2003. Changes in soil properties and humic substances after long-term amendments with manure and crop residues in dryland farming systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 31-38.
- Doran, J.W.,** 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 765-771

- Doran, J.W., Parkin, T.B.**, 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran JW. (ed). Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec Publ 35 SSSA and ASA, Madison WI pp 3-23.
- Drinkwater, L.E., Letourneau, D.K., Workneh, F., Van Bruggen, A.H.C., Shennan, C.**, 1995. Fundamental difference between conventional and organic tomato agroecosystems in California. *Ecol. Appl.* 5, 1098-1112.
- Drinkwater, L.E., Wagoner, P., Sarrantonio, M.**, 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* 396, 262-265.
- Drury, C.F., Stone, J.A., Findlay, W.I.**, 1991. Microbial biomass and soil structure association with corn, grass and legumes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 805-811.
- Duggan, J.C., Wiles, C.C.**, 1976. Effects of municipal and nitrogen fertilizer on selected soils and plants. *Compost Sci.* 17,24-31.
- Edmeades, D.C.**, 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* 66(2), 165-180.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A.**, 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol.Biochem.* 20, 601-606.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A.**, 1990. Factors affecting glucosidase and galactosidases activities in soils. *Soil Biol.Biochem.* 22,891-897.
- Eltun, 1996.** The Apelsvoll cropping system experiment.IV. Yield and quality of cereals. *Nor. J. Agri. Sci.* 10, 7-22.
- Emmerling, C., Udelhoven, T., Schroder, D.**, 2001. Response of soil microbial biomass and activity to agricultural de-intensification over a 10 year period. *Soil Biol. Biochem.* 15, 2105-2114.
- Farrus, E., Adrover, M., Furss, A., Vadell,J.**, 2004. Comparación de tres fuentes de materia orgánica sobre las características del suelo. VI Congreso SEAE. Agroecología: Referente para la transición de los sistemas agrarios. 27 Septiembre-2 Octubre, Almería (España).pp 1111-1123.
- Fauci, M.F., Dick, R.P.**, 1994. Soil microbial dynamics: Short and long-term effects of inorganic and organic nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 801-806.
- Fox, RH, Myers, RJK., Vallis, I.**, 1990. The nitrogen mineralization rate of legume residues in soil as influenced by their polyphenol, lignin and nitrogen contents. *Plant Soil* 129, 251-259.

- Frankenberger, W.T., Bingham, F.T.,** 1982. Influence of salinity on soil enzyme activities. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1173-1177.
- Frankenberger, W.T.Jr., Dick, W.A.,** 1983. Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 945-951.
- Fyles, I.H., Juma, N.G., Robertson, J.A,** 1988. Dynamics of microbial biomass and faunal populations in long-term plots on a Gray Luvisol. *Can. J. Soil Sci.* 68, 91-100.
- Gallardo-Lara, F., Nogales, R.,** 1987. Effect of application of town refuse compost on the soil-plant system: a review. *Biol. Waste.* 19, 35-62.
- García, C., Hernández, T., Costa, F.,** 1992. Variation in some chemical parameters and organic matter in soils regenerated by the addition of municipal solid waste. *Environmental Management.* 16, 763-768.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B.,** 1994a. Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. *Waste Manag. Res.* 12, 457-466.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B.,** 1994b. Microbial activity in soils under mediterranean environmental conditions. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1185-1191.
- García, C., Hernández, T., Costa, F.,** 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28, 123-134.
- García, C., Hernández, T., Pascual, J.A., Moreno, J.L., Ros, M.,** 2000. Microbial activity in soils of SE Spain exposed to degradation and desertification processes. Strategies for their rehabilitation. In: García, C., Hernández, M.T (Eds). *Research and Perspectives of Soil Enzymology in Spain.* Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp 93-143.
- Gianfreda, L., Bollag, J.M.,** 1996. Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: Stotzky, G., Bollag, J.M. (Eds) *Soil Biochemistry* vol 9. Marcel Dekker. New York. pp123-193.
- Gil-Sotres, F., Trasar Cepeda, M.C., Ciardi, C., Ceccanti, B.,** 1992. Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. *Biol Fertil Soils* 13, 25-30.
- Giraldez, J.V.,** 1997. Efectos de los diferentes sistemas de laboreo sobre las propiedades físicas del suelo. En L. García Torres y P. González (Ed). *Agricultura de*

- Conservación. Fundamentos agronómicos, medio ambientales y económicos". Sociedad Española de laboreo de Conservación, Córdoba. pp 15-38
- Gliessman, S.R., Werner, M.R., Swezey, S.L., Caswell, E., Cochran, J., Rosado-May, F.**, 1996. Conversion to organic strawberry management changes ecological processes. *California Agriculture* 50, 24-31.
- Glover, J. D., Reganold, J.P., Andrews, P.K.**, 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic and integrated apple orchards in Washington State. *Agric. Ecosyst. Environ* 80, 29-45.
- González, P.**, 1997. Efectos del laboreo sobre la materia orgánica y las propiedades químicas del suelo. En : L.García Torres y P González (Ed) "Agricultura de conservación. Fundamentos agronómicos, medio ambientales y económicos". Sociedad Española de Laboreo de Conservación, Córdoba. pp 43-49.
- Grayston, S.J., Wang, S., Campbell, C.D., Edwards, A.C.**, 1998. Selective influence of plant species on microbial diversity in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* 30, 369-378.
- Grego, S., Colombo, L., De cesare, F., Veteraino, A.M., Badalucco, L., Campiglia, E., Caporali F.**, 1993. Soil Management in sustainable agriculture. H.F. Cook and H.C.Lee (Eds). Wye College Press, pp 319-324.
- Grego, S., Benedetti, A., Dell'orco, S., Rossi. G., Marinari, S., Badalucco, L.**, 1996. Agricultural practices and biological activity in soil. *Fresenius Envir Buil.* 5, 282-288.
- Guiberteau, A., Labrador, J.**, 1991. Técnicas de cultivo en Agricultura Ecológica. Hojas divulgativas nº 8/91. Ministerio de Agricultura y Pesca.
- Gunapala, N., Scow K.M.**, 1998. Dynamics of soil microbial biomass and activity in conventional and organic farming systems. *Soil Biol. Biochem.* 30, 805-816.
- Gupta, V.V.S.R., Germida, J.J.**, 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20, 777-786.
- Halberg, N., Kristensen, I.S.**, 1997. Expected crop yield loss when converting to organic dairy farming in Denmark. *Biological Agricultrual & Horticulture.* 14,25-41.

- Hannapel, R.J., Fuller, W.H., Bosma, S., Bullock, J.S.,** 1964. Phosphorus movement in a calcareous soil. I. Predominance of organic forms of phosphorus in phosphorus movement. *Soil Sci.* 97, 350-357.
- Hao, X., Chang, C.,** 2003. Does long-term heavy cattle application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta?. *Agric. Ecosyst. Environ.* 94, 89-103.
- Hayano, K., Tubaki, K.,** 1985. Origin and properties of  $\beta$ -glucosidase activity of tomato-field soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 553-557.
- Haynes, R.J.,** 1999. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. *Biol. Fertil. Soils.* 30, 210-216.
- Herencia, J.F.,** 2005. Influencia de la fertilización orgánica en las propiedades físico-químicas y en la disponibilidad de nutrientes en suelos hortícolas de regadío y su repercusión en los cultivos. Tesis Doctoral. Universidad Sevilla.
- Herrero, O., Canet, R., Albiach, R., Pomares, F.,** 1998. Enzymatical activities and content of mineral nitrogen in soil after the application of two rats of different organic products. *Agrochimica.* vol 42 n°6, 296-303.
- Hoflich, G., Tauschke, M., Kuhn, G., Werner, K., Frielinghaus, M., Hohn, W.,** 1999. Influence of long-term conservation tillage on soil and rhizosphere microorganisms. *Biol Fertil Soils* 29, 81-86.
- Holland, E.A., Coleman, D.C.,** 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 68, 425-433.
- Hood, R.,** 2001. Evaluation of a new approach to the nitrogen-15 isotope dilution technique, to estimate crop N uptake from organic residues. *Biol Fert Soils* 34, 156-161.
- Hopkins, DW., Shiel, R.S.,** 1996. Size and activity of soil microbial communities in long-term experimental grassland plots treated with manure and inorganic fertilizers. *Biol Fertil Soils* 22, 66-70.
- IFOAM (International Federation of organic agricultural movements),** 1998. Basic standars for organic production and processing. Belgium: European communities.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V.,** 1992. Relationships between organic carbon and total organic matter in municipal solid wastes and city refuse compost. *Biores. Technol.* 41, 265-272.

- Insam, H, Haselwandter, K.,** 1989. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia*. 79,174-178.
- James, DW., Kotuby-Amacher, J., Anderson, GL., Huber, DA.,** 1996. Phosphorus mobility in calcareous soils under heavy manuring. *J Environ Qual* 25, 770-775.
- JE-MP (Junta de Extremadura-Mundiprensa),** 1992. Interpretación de Análisis de suelo, foliar y agua de riego. Consejo de abonado (normas básicas). Neografis, S.L., Madrid.
- Jenkinson, D.S.,** 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. The decomposition of fumigate organisms in soil. *Soil Biol. Biochem.* 8, 203-208.
- Jenkinson, D.S.,** 1988. Determination of microbial biomass C and N in soils. In *Advances in Nitrogen cycling in Agricultural Ecosystems* (J.R. Wilson, Ed.), CAB International, Wallingford pp. 368-386.
- Jenkinson, D.S., Ladd J.N.,** 1981. Microbial biomass in soil measurement and turnover. In: Paul, E.A. and Ladd, J.N (Eds), *Soil Biochemistry*, 5. Marcel Dekker, New York, pp.415-471.
- Jenny, H.,** 1941. *Factors of Soil Formation*, McGraw-Hill, New York.
- Jiménez, M.P., De la Horra, A.M., Pruzzo, L., Palma, R.M.,** 2002. Soil quality: a new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biol Fertil. Soils*. 35, 302-306.
- Joergensen, R.G., Brookes, P.C.,** 1991. Soil microbial biomass estimations by fumigation extraction. *Mitt Deut Bodenk Gesell* 66, 511-514.
- Kabata-Pendias, A., Pendias,M.,** 2001. *Trace elements in soils and plants*, 3rd ed. CRC.Press, Boca Raton, FC.
- Kaiser, E.A., Heinemeyer, O.,** 1993. Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plow layer. *Soil Biol. Biochem.*25, 1649-1655.
- Kandeler, E., Eder, G.,** 1993. Effect of cattle slurry in grassland on microbial biomass and on activities of various enzymes. *Biol Fertil Soils*. 16, 249-254.
- Kandeler, E., Palli, S., Stemmer, M., Gerzabek, M.H.,** 1999a. Tillage changes microbial biomass and enzyme activities in particle size fractions of a Haplic Chernizem. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1253-1264.

- Kandeler, E., Stemmer, M., Klimanek, E.M., 1999b.** Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. *Soil Biol. Biochem.* 31, 261-273.
- Kandeler, E., Tschirko, D., Spiegel, H., 1999c.** Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralization and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol Fertil Soils.* 28, 343-351.
- Klein, T.M., Koths, J.S., 1980.** Urease, protease and acid phosphatase in soil continuously cropped to corn by conventional or no-tillage methods. *Soil Biol. Biochem.* 12, 293-294.
- Kremer, R.I., Li, J., 2003.** Developing weed-suppressive soils through improved soil quality management. *Soil Till. Res.* 72, 193-202.
- Korva, J., Varis, E., 1990.** Conventional and organic cropping systems at Suitia. II. Crop growth and yield. *Journal of Agricultural Science in Finland.* 62, 309-319.
- Laboski, C.A.M., Lamb, J., 2003.** Changes in soil test phosphorus concentration after application of manure or fertilizer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 544-554.
- Labrador, J., 1996.** La materia orgánica en los agrosistemas. Ed. MAPA y Mundiprensa, Madrid.
- Labrador, J., Guiberteau, A., 1991.** La agricultura ecológica, Hojas divulgadoras 11/90 HD, MAPA, Madrid, 31 pp.
- Ladd, J.N. 1978.** Origin and range of enzymes in soil. En: *Soil Enzymes* (R.G. Burns, ed.), Academic Press, New York, 51-96 pp.
- Ladd, J.N. 1985.** Soil enzymes. In: R.G. Burns (Ed). *Soil enzymes.* Marcel Dekker. New York.
- Ladd, J.N., 2003.** Research trends in the development of soil Enzymology. In: Lobo, M.C and Ibáñez, J.J (Eds). *Preserving soil quality and soil biodiversity.* Instituto de investigación agraria y alimentaria. Centro de Ciencias Medioambientales. pp17-37
- Ladd, J.N., Butler, J.H.A., 1972.** Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4, 19-30.
- Laura, R.D., 1974.** Effects of neutral salts on carbon and nitrogen mineralization of organic matter in soil. *Plant and Soil.* 41, 113-127.
- Lee, Y.S., Bartlett, R.J., 1976.** Stimulation of plant growth by humic substances. *Soil Sci Soc Am J.* 40,876-879.

- Leita, L., Nobili, M., Mondini, C., Muhlbachova, G., Marchiol, L., Bragato, G., Contin, M.,** 1999. Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biol Fertil Soils* 28, 371-376.
- Levi-Minzi, R., Saviozzi, A., Riffaldi, R., Falzo, L.,** 1992. Distribución del alpechín en tierras de cultivo: efectos en las propiedades del suelo. *Ciencia y Técnica. Olivae* nº 40, 20-25.
- Liang, Y., Yang, Y., Yang, C., Shen, Q., Zhou, J., Yang, L.,** 2003. Soil enzymatic activity and growth of rice and barley as influenced by organic manure in an anthropogenic soil. *Geoderma* 115, 149-160.
- Liebhardt, W.C., Andrews, R.W., Culik, M.N., Harwood, R.R., Yanke, R.R., Radke, J.K., Rieger-Swartz, S.L.,** 1989. Crop production during conversion from conventional to low-input methods. *Agron. J.* 81,150-159.
- Lobo, M.C., Sastre,I., Vicente, M.A.,** 2000. Enzymes as a measurement of environmental impact n soils. In: García, C., Hernández, M.T (Eds). *Research and Perspectives of Soil Enzymology in Spain.* Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp 325-352.
- López-Bellido Garrido, R.J., López Bellido, L.,** 2000. Efectos ambientales de la rotación trigo-girasol. *Vida Rural* nº 104, 25-31.
- López Bermúdez, F., Albaladejo, J.,** 1990. Factores ambientales de la degradación de suelo en condiciones ambientales mediterráneas. En: Albaladejo, J., Stocking, M., Diaz, E., (Eds). *Soil degradation and rehabilitation in Mediterranean Environmental conditions.* Editorial : CSIC, Murcia. pp 15-45.
- Madejón, E., López, R., Murillo, J.M., Cabrera, F.,** 2001a. Agricultural use of three (sugarbeet) vinasse composts: effect on crop and on chemical properties of a soil of the Guadalquivir River Valley (SW Spain). *Agric. Ecosyst. Environ.* 84, 55-67.
- Madejón, E., Burgos, P., López, R., Cabrera, F.,** 2001b. Soil enzymatic response to addition of heavy metals with organic residues. *Biol Fertil Soils.* 34, 144-150.
- Madejón, E., Burgos, P., López, R., Cabrera, F.,** 2003. Agricultural use of three organic residues: effect on orange production and on properties of a soil of the “Comarca Costa de Huelva” (SW Spain). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 65, 281-288.
- Maroto, J.V.,** 2002. *Horticultura herbácea especial.* Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

- Marschner, P., Kandeler, E., Marschner, B.,** 2003. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biol. Biochem.* 35, 453-461.
- Martens, D.A., Johanson, J.B., Frankenberger, W.T.,** 1992. Production and persistence of soil enzymes with repeated addition of organic residues. *Soil Sci.* 153,53-61.
- M.A.P.A.** (1994) *Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III.* Secretaria General de Alimentación. Dirección General de Política Alimentaria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MAPA,** 2004. [www.vidasana.org/pdfs/Estadisticas\\_Agricultura\\_Ecologica\\_2003.pdf](http://www.vidasana.org/pdfs/Estadisticas_Agricultura_Ecologica_2003.pdf).
- Marull, J., Pinochet, J., Rodríguez-Kábana, R.,** 1997. Agricultural and municipal compost residues for control of root-knot nematodes in tomato and pepper. *Compost Sci. Util.* 5: 6-15.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., Garcia,C.,** 1997. Change in soil biochemical and cracking properties induced by “living mulch systems”. *Can.J.Soil Sci.* 77, 579-587.
- Matar, A.E., Torrent, J. And Ryan, J.,** 1992. Soil and fertiliser phosphorus and crop responses in the dryland Mediterranean zone. *Adv. Soil Sci.* 18,81-146.
- McGill, W.B., Cannon, K.R., Robertson, J.A., Cook., F.D.,** 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *J.Soil Sci.* 66, 1-19.
- Meco , R., Lacasta, C.,** 1996. Manejo ecológico de diferentes rotaciones de secano en Castilla-La Mancha. *Agricultura Ecológica y Desarrollo rural. Actas del II Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. Pamplona-Iruña, Septiembre.* p 105-110.
- Meco, R., Lacasta, C., Dorado, J.,** 1994. Transformación a la agricultura ecológica de un sistema de secano. *Prácticas ecológicas para una agricultura de calidad. I Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. Toledo, Septiembre de 1994.* p133-141.
- Meek, B., Graham, L., Donovan, T.,** 1982. Long-term effects of manure on soil nitrogen, phosphorus, potassium, sodium, organic matter, and water infiltration rate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1014-1019.

- Mitsoulov, N.**, 1998. The influence of soil temperature and moisture content on the intensity of soil respiration. In Jubilee Scientific Conference “50 years of the Institute for Soil Science in Bulgaria”. Sesión III- “Problems of soil fertility and sustainable agriculture”, *Pochvoznanie, Agrokhimiya and Ekologiya* 33,77-80.
- Moore, J.M., Klose, S., Tabatabai, M.A.**, 2000. Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. *Biol Fertil Soils*. 31, 200-210.
- Morel, J.L., Jacquin, F.**, 1980. Influence des boues des stations d'épuration sur les propriétés physiques du sol. Proc of the E.A.S. Seminar on the agricultural use of sewage sludge, Basilea, 1980.
- Moreno, J.L., García, C., Hernández, T.**, 1998. Changes in organic matter and enzymatic activity of an agricultural soil amended with metal contaminated sewage sludge compost. *Commun. Soil. Sci. Plant Ana.* 29 (15&16), 2247-2262.
- Morillo, E., Maqueda, C., Reinoso, R., Undabeytia, T.**, 2002. Effect of two organic amendment on Norflurazon retention and release by soil of different characteristics. *Environ Sci. Techn.* 36, 4319-4325.
- Muller, T., Hoper, H.**, 2004. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. *Soil Biol. Biochem* 36 (6), 877-888.
- Murphy, J., Riley, J.P.**, 1962. A modified single method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27,31-36.
- Mustin, M.**, 1987. *Le compost. Gestion de la matière organique.* Editions François Dubusc.
- Mylonas, V.A., McCants.,** 1980. Effects of humic and fulvic acids on growth of tobacco.2. Tobacco growth and ion uptake. *J.Plant Nutrition.* 2, 377-393.
- Nannipieri, P.**, 1994. The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. In: *Soil Biota. Management in sustainable farming system.* C.E. Pankhursts, B.M. Doube, V.V.S.R.Gupta, and P.R. Grace (Ed) CSIRO, Victoria, Australia. Pp.238-244.
- Nannipieri, P., Muccini, L., Cicardi, C.**, 1983. Microbial biomass and enzyme activities: Production and persistence. *Soil Biol. Biochem.* 15, 679-685.
- Nannipieri, P., Grego, S., Ceccanti, B.**, 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: *Bollag J, Stotzky G. (Eds.), Soil Biochemistry 6.* Marcel Dekker, New York, pp 293-355.

- Nannipieri, P., Landi, L., Badalucco, L.,** 1995. La capacita metabolica e la qualita del suolo. *Rivista di Agronomia*, 29, 312-316.
- Oades, J.M.,** 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5, 35-70.
- Olsen, S.R., Cole, C.W., Watanabe, F.S., Dean, L.A.,** 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dept. of Agriculture, circular 939.
- Palma, R.M., Arrigo, N.M., Subider, M.I., Conti, M.E.,** 2000. Chemical and biochemical properties as potential indicators of disturbances. *Biol Fertil Soils*. 32, 381-384.
- Parham, J.A., Deng, S.P., Raun, W.R., Johnson, G.V.,** 2002. Long-term cattle manure application in soil I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. *Biol Fertil Soils* 35, 328-337.
- Parr, J.F., Papendick, R.I.,** 1997. Soil quality: Relationship and strategies for sustainable dryland farming systems. *Annals of Arid Zones* 36, 181-191.
- Parr, J.F., Papendick, R.I., Hornick, S.B., Meyer, R.E.,** 1992. Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *Am. J. Alt. Agric.* 7, 5-11.
- Pascual Valero, J.A.,** 1995. Efectividad de los residuos orgánicos urbanos en la mejora de la calidad de suelos áridos: aspectos biológicos y bioquímicos. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., Ayuso, M.,** 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol Fertil Soils* 24, 429-434.
- 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 Biol. Biochem.* 32, 1877-1883.
- Pascual, J.A., Ros, M., Hernández, T., García, C.,** 2001. Effect of long term monoculture on microbiological and biochemical properties in semiarid soils. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 32, 537-552.
- Pérez Afonso, J.L.,** 1979. Cultivo de fresas. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- Pérez de Mora, A., Ortega-Calvo, J.J., Cabrera, F., Madejón, E.,** 2005. Changes in enzyme activities and microbial biomass after “in situ” remediation of a heavy metal-contaminated soil. *Appl. Soil Ecol.* 28, 125-137.

- Pérez-Sarmentero, J., Molina, A., Colmeranes, R.,** 1994. Influencia del abonado con compost y fertilizantes solubles sobre la actividad enzimática del suelo y la calidad del cultivo de avena-veza en una finca de la alta montaña madrileña- En Prácticas ecológicas para una agricultura de calidad. I Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica. Toledo, septiembre de 1994.
- Perucci, P.,** 1992. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils.* 14, 54-60.
- Perucci, P., Dumontei, S., Bufo, S.A., Mazzatura, A., Casucci, C.,** 2000. Effects of organic amendment and herbicide treatment on soil microbial biomass. *Biol. Fertil. Soils.* 32, 17-23.
- Powelson, D.S.,** 1994. The soil microbial biomass: before, beyond and back. In: Ritz K, Dighton J, Giller KE (eds) *Beyond the biomass.* Wiley, Chichester, pp 3-20.
- Powelson, D.S., Jenkinson, D.S.,** 1981. A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. *J. Agric. Sci.* 97, 713-721.
- Powelson, D.S., Brookes, P.C., Christensen, B.T.,** 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.* 19, 159-164.
- Quenum, L., Abad, M., Pomares, F.,** 2004. Evaluación agronómica de compost de residuos orgánicos como enmiendas de suelos cultivados. VI Congreso SEAE. *Agroecología: Referente para la transición de los sistemas agrarios.* 27 Septiembre-2 Octubre, Almería (España).pp 1207-1222.
- Reganol, J.P.,** 1988. Comparison of soil properties as influenced by organic and conventional farming systems. *Am. J. Alt. Agric.* 3, 144-155.
- Reganol, J.P., Palmer, A.S., Lockhart, J.C., Macgregor, A.N.,** 1993. Soil quality and financial performance of biodynamic and conventional farms in New Zealand. *Science* 260, 344-349.
- Reganol, J.P., Glover, J.D., Andrews, P.K., Hinman, H.R.,** 2001. Sustainability of three apple production systems. *Nature* 410, 926-930.
- Reglamento (CEE) n° 2092/91** del Consejo de 24 de Junio de 1991 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios (DOCE n° L 198 de 22-7-1991, p. 1-15).

- Reuter, G.**, 1991. Jahre Rostocker Dauerversuche. I. Entwicklung der Humusgehalte. Archiv Fur Acker-pflanzenbau und Bodenkunde. 35, 357-364.
- Richards, L.A.**, 1954. "Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils". US. Dep. Agric. Handbook. 60. (Ed. USDA). Government Printing Office. Washinton.
- Rivero, C., Chirenje, T., Ma, LQ., Martinez, G.**, 2004. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. Geoderma. 123, 355-361.
- Robertson, F.A., Morgan, W.C.**, 1996. Effects of management history and legume green manure on soil microorganism under organic vegetable production. Aust .J. Soil Res 34, 427-440.
- Robertson, F.A., Myers, R.J.K., Saffigna, P.G.**, 1993. Distribution of carbon and nitrogen in a long-term cropping system and permanent pasture system. Aust .J. Soil Res 44, 1323-1336.
- Robotti, A., Ramonda, G., Nassisi, A., Ruttoti, A., Barilli, A.**, 1987. Optimization of composting process utilizing urban and agricultural wastes. In: "Compost: Production, Quality and Use" (Ed. M de Bertoldi; M.P. Ferranti; P. L'Hermite; F. Zucconti).Essevier Applied Science, London, pp: 666-675.
- Rowell, D.L.**, 1992. El manejo de los suelos salinos y sódicos en regadío. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Mundi-Prensa.
- Ruiz, J.C.**, 2002. Influencia del cambio de un sistema de nutrición mineral a orgánica en las propiedades de suelos hortícolas de regadío. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- Russel, J.S.**, 1980. Crop sequences, crop pasture rotations and soil fertility. Proc. 1 st Australian Agronomy Conf. Lawes, Queensland, pp 15-29.
- Sakamoto, K., Oba, Y.**, 1994. Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO<sub>2</sub> evolution and total soil microbial biomass. Biol Fertil Soils 17, 39-44.
- Salam, A.K., Desvia, Y., Sutanto, E., Syam, T., Nugroho, S.G., Kimura, M.**, 1999. Activities of soil enzymes in different land-use systems in middle terrace areas of Lampung province, South Sumatra, Indonesia. Soil Sci. Plant Nutr. 45, 89-99.
- Salas Arce, J., Flores, A.**, 1985. El cultivo del fresón en la costa de Huelva. Consejería de Agricultura y Pesca. pp 146.

- Sannino, F., Gianfreda, L.,** 2001. Pesticide influence on soil enzymatic activities. *Chemosphere*. 45, 417-425.
- Sarathchandra, S.U., Perrott, K.W., Boase, M.R., Waller, J.E.,** 1988. Seasonal changes and the effects of fertiliser on some chemical, biochemical and microbiological characteristics of high-producing pastoral soil. *Biol Fertil Soils* 6, 328-335.
- Sarathchandra, S.U., Perrott, K.W., Littler, R.A.,** 1989. Soil microbial biomass: influence of simulated temperature changes on size, activity and nutrient content. *Soil Biol Biochem*. 21, 987-993.
- Sarathchandra, S.U., Ghani, A., Yeates, G.W., Burch, G., Cox, N.R.,** 2001. Effect of nitrogen and phosphate fertilizers on microbial and nematode diversity in pasture soils. *Soil Biol. Biochem*. 33, 953-964.
- Schaffer, A.,** 1994. Pesticide effects on enzyme activities in the soil ecosystem. In Bollag, J.M and Stotzky, G (eds). *Soil biochemistry*, vol 8. Marcel Dekker, New York. pp 273-340.
- Schimel, D.S., Coleman, D.C., Horton, K.A.,** 1985. Soil organic matter dynamics in paired rangeland and cropland toposequences in North Dakota. *Geoderma* 36, 201-214.
- Schjonning, P., Elmholt, S., Munkholm, L.J., Deboz, K.,** 2002. Soil quality aspects of humid sandy loams as influenced by organic and conventional long-term management. *Agric. Ecosyst. Environ*. 88, 195-214.
- Schnitzer, M.,** 1978. Humic substances: chemistry and reactions. In: *Soil Organic Matter*. Schnitzer, M. and Khan, S.V. (Eds). Elsevier Science. Amsterdam.
- Shannon, D., Sen, A.M., Jonson, D.B.,** 2002. A comparative study of the microbiology of soils managed under organic and conventional regimes. *Soil Use Manag*. 18, 274-283.
- Shiralipour, A., McConnell, D.B., Smith, W.H.,** 1992. Physical and chemical properties of soils as affected by municipal solid waste compost application. *Biomass and Bioenergy* 3, 261-266.
- Smith, J.L., Paul, E.A.,** 1986. The role of soil type and vegetation on microbial biomass and activity. In *Perspectives in Microbial Ecology*. Proceedings of the IV

- International Symposium on Microbial Ecology (Mergusar, F., Gantar, M, Eds), pp 460-466. Slovene Society for Microbial Ecology, Ljubljana.
- Smith, J.L., Paul, E.A.**, 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. In: Bollag J, Stotzky G. (Eds.), Soil Biochemistry 6. Marcel Dekker, New York, pp 357-396.
- Smith, J.L., Papendick, R.I., Bezdicek, D.F., Lynch, J.M.**, 1993. Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: Soil Microbial Ecology. Blaine F.(Ed).Marcel Dekker. New York.
- Sneh Goyal, M., Mishra, M., Hooda, I.S., Raghubir S.**, 1992.Organic matter-microbial biomass relationships in field experiments under tropical conditions: effects of inorganic fertilization and organic amendments. Soil Biol. Biochem. 24, 1081-1084.
- Soil Survey Staff**, 1996. Keys to Soil Taxonomy. US Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington, DC.
- Soil Survey Staff**, 1999. Soil Taxonomy, 2nd ed., USDA Ag. HBK. 437, Washington.
- Sommers, L.E., Wilding, R.E., Gilmour, C.M.**, 1978. The effect of water potential on decomposition processes in soil. Agronomy Abstract 146.
- Sparling, G.P.**, 1985. The soil biomass. In : Soil organic matter and biological activity. Vaughan O, Malcolm R E (Eds). Martinus Nijhoff, Dr W Junk, Dordrecht, Boston, Lancaster, p.223. Stevenson, F.J. 1982. Humus Chemistry. John Wiley and Sons, New York.
- Sparling, GP.**, 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic matter as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. Aust .J. Soil Res. 30, 195-207.
- Staley, T.E.**, 1999. Soil microbial biomass alterations during the maize silage frowing season relative to tillage method. Soil Sci.Soc.Am. J. 63, 1845-1847.
- Stamatiadis, S., Werner, M., Buchanan, M.**, 1999. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito Country, California). Appl. Soil Ecol. 12, 217-225.
- Stenberg, B., Johansson, M., Pell, M., Sjodahl-Svensson, K., Stenstrom, J., Torstensson, L.**, 1998. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. Soil Biol. Biochem. 30, 393-402.

- Swezey, S.L., Rider, J., Werner, M.R., Buchanan, M., Allison, J., Gliessman, S.R.,** 1994. Granny Smith conversions to organic show early success. *Calif. Agric.* 48(6), 36-44.
- Tabatabai, M.A.,** 1994. Soil enzymes. In Weaver et al., (Eds), *Methods of Soils Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties.* Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI., pp 778-833.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M.,** 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301-307.
- Tate III, R.L.,** 1987. *Soil Organic Matter: biological and ecological effects.* John Wiley & Sons. New York, EEUU.
- Temple, S., Friedman, D.B., Somasco, O., Ferris, H., Scow, K., Klonsky, K.,** 1994. An interdisciplinary experiment station-based participatory comparison of alternative crop management systems for California's Sacramento valley. *Am.J.Alt.Agric.* 9, 64-71.
- Thalman, A.,** 1968. Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch Forsch* 21, 249-259.
- Thonnissen C., Midmore, D.J., Ladha, J.K., Holmer, R.J., Schmidhalter, U.,** 2000. Tomato crop response to short duration legume green manures in tropical vegetable systems. *Agrom. J.* 92, 245-253.,
- Toor, G.S., Bahl, G.S.,** 1997. Effect of solitary and integrated use of poultry manure and fertiliser phosphorus on the dynamics of P availability in different soils. *Biores. Technol* 62, 25-28.
- Trasar-Cepeda, C., Leirós, C., Gil-Sostres, F., Seoane, S.,** 1998. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol Fertil. Soils* 26, 100-106.
- Trasar-Ceperda, C., Leirós de la Peña, M.C., García Fernandez, F., Gil-Sotres, F.,** 2000. Biochemical properties of the soils of Galicia (N.W.Spain): Their use as indicators of soil quality. In: García, C., Hernández, M.T (Eds). *Research and Perspectives of Soil Enzymology in Spain.* Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, pp 175-206.

- Trewavas, A.**, 2004. A critical assessment of organic farming-and-food assertions with particular respect to the UK and the potential environmental benefits of no-till agriculture. *Crop protection*. 23, 757-781.
- Tuner, B.L., Hopkins, D.W., Haygarth, P.M., Ostle, N.**, 2002.  $\beta$ -Glucosidase activity in pasture soils. *Appl. Soil Ecol* 20, 157-162.
- Tunesi, S., Poggi, V., Gessa, C.**, 1999. Phosphate adsorption and precipitation in calcareous soils: the role of calcium ions in solution and carbonate minerals. *Nutr. Cycling Agroecosyst* 53, 219-227.
- Uranga Balanzategi, J.**, 1995. El compostaje. Monográficos Bio-Lur. Edición Asociación Bio-Lur Navarra.
- Urbano, P., Moro, R.**, 1992. Sistemas agrícolas en rotaciones y alternativas de cultivos. Mundi Prensa. Madrid
- USDA**, 1980. Report and Recommendations on Organic Farming. U. S. Government Printing Office, Washington, D.C., USA.
- Vallini, G., Bianchim, M.L., Pera, A., De Bertoldi, M.**, 1984. Composting agroindustrial byproducts. *Biocycle* 25 (5/6), 43-46.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S.**, 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.
- Wainwright, M.**, 1978. A review of the effects of pesticides on microbial activity in soils. *J. Soil.Sci.* 29, 287-298.
- Walkley, A., Black, J.A.**, 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29-38.
- Wander, M.M., Hedrick, D.S., Kaufman, D., Traina, S.J., Stinner, B.R., Kermeyer, S.R., White, D.C.**, 1995. The functional significance of the microbial biomass in organic and conventionally managed soils. *Plant and Soil* 170, 87-97.
- Wang, W.J., Dalai, R.C., Moody, P.W., Smith, C.J.**, 2003. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biol. Biochem.* 35, 273-284.
- Wardle, D.A., Ghani, A.**, 1995. A critique of the microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1601-1610.

- Warren, W.S., Lesoing, G.,** 1985. Crop rotations and manure versus agricultural chemicals in dryland grain production. *J. Soil Water Conser.* 40, 511-516.
- Webber, R.L.,** 1978. Incorporation of nonsegregated, noncomposted solid waste and soil physical properties. *J. Environ. Qual.* 7,397-400.
- Werner, M.R.,** 1997. Soil quality characteristics during conversion to organic orchard management. *Appl. Soil Ecol.* 5, 151-167.
- Werner, W., Scherer, H.W., Olf, H.W.,** 1988. Influence of long-term application of sewage sludge and compost from garbage with sewage sludge on soil fertility criteria. *J. Agron. Crop Sci.* 160, 173-179.
- West, A.W., Sparling, G.P., Spein, T.W., Wood, J.M.,** 1988. Comparison of microbial carbon, nitrogen flush and ATP, and certain enzyme activities of a different textured soils subject to gradual drying. *Aust. J. Soil Res.* 26, 217-229.
- Wheatley, R., Ritz, K., Griffiths, B.,** 1990. Microbial biomass and mineral N transformations in soil planted with barley, ryegrass, pea, or turnip. *Plant Soil* 127, 157-167.
- Witter, E., Martensson, A.M., Garcia, F.V.,** 1993. Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different N-fertilizers and organic manures. *Soil Biol. Biochem.* 25, 659-669.
- Wolfe, M.S.,** 1985. The current status and prospects of multiline cultivars and variety mixtures for disease resistance. *Ann. Rev. of Phytophology* 23, 251-273.
- Xiying, H., Chang, Ch.,** 2003. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta?. *Agric. Ecosyst. Environ.* 94, 89-103.

Reunión de ...  
en el día de ...

Dña. Beatriz Melero Sanchez  
Propiedades Químicas, Biológicas y Fisiológicas  
de uvels bajo los tipos de practica aplicadas: ecológica  
frente a Convencional

Se acordó otorgar la calificación de Sobresaliente cum  
laude por unanimidad.

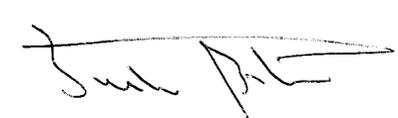
Sevilla, 8 de Noviembre 2005

El Vocal  

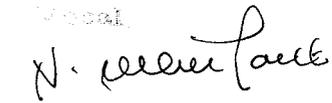

El presidente

El Vocal  


El Secretario



Vocal



El Doctorado



