

UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE ORIHUELA
GRADO EN INGENIERÍA AGROALIMENTARIA Y AGROAMBIENTAL



**“ESTUDIO COMPARATIVO DE DIFERENTES ESCENARIOS
DE FERTILIZACIÓN EN CULTIVO DE ENELDO:
IMPLICACIONES A NIVEL AGRONÓMICO Y
MEDIOAMBIENTAL”**

TRABAJO FIN DE GRADO

ENERO - 2018

Autor: Raúl Castejón del Pino

Tutor/es: Raúl Moral Herrero

M^a Dolores Pérez Murcia

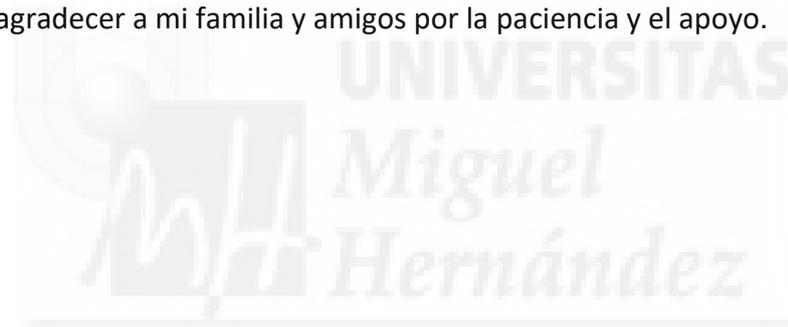
AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría dar las gracias por brindarme la oportunidad de realizar el presente trabajo y por los valiosos conocimientos que me han transmitido, a mis tutores, Raúl Moral y M^a Dolores Pérez, así como por la especial dedicación de esta última.

Asimismo, agradecer a Alberto Vico, a Encarnación Martínez y, sobre todo a José A. Sáez, tanto por haberme enseñado a desenvolverme en el laboratorio y a realizar numerosos análisis de parámetros, como por la gran ayuda que he recibido para realizar este trabajo.

Ha sido una experiencia muy gratificante y enriquecedora el tiempo que he compartido con vosotros.

Por último, agradecer a mi familia y amigos por la paciencia y el apoyo.



Título: ESTUDIO COMPARATIVO DE DIFERENTES ESCENARIOS DE FERTILIZACIÓN EN CULTIVO DE ENELDO: IMPLICACIONES A NIVEL AGRONÓMICO Y MEDIOAMBIENTAL

Resumen:

Las prácticas agrícolas comúnmente empleadas en los sistemas intensivos de producción contribuyen a generar unas condiciones ambientales insostenibles. En este estudio, se ha ensayado la adición de distintos materiales fertilizantes orgánicos e inorgánicos al suelo en un cultivo de eneldo en sistema intensivista, con el fin de evaluar de forma comparativa las distintas condiciones generadas por cada uno de los tratamientos en el cultivo y en el suelo. Los resultados obtenidos nos han permitido debatir sobre la influencia de los tratamientos en la producción de biomasa, el estado nutricional del cultivo y la evolución de los parámetros del suelo, así como en las emisiones de gases de efecto invernadero; situando a los tratamientos orgánicos bioestabilizados como una alternativa real a los sistemas intensivistas.

Palabras clave: tratamientos fertilizantes, GEI, materia orgánica, rendimiento, eneldo.

Title: COMPARATIVE STUDY OF DIFFERENT SCENARIOS OF FERTILIZATION IN A DILL CROP: IMPLICATIONS AT AGRONOMIC AND ENVIRONMENTAL LEVEL

Abstract:

The agronomic practices commonly employed in intensive production systems contribute to generate unsustainable environmental conditions. In this study, it has been tested the addition of diverse organic and inorganic fertilizing materials to the soil for dill cropping in intensive conditions, in order to compare the different conditions generated by each scenario in both the crop and the soil. The results obtained have allowed us to discuss about the influence of the different treatments on the yield and nutritional status of the crop, and on the evolution of the soil parameters, as well as in the greenhouse gases emissions; constituting the bio-stabilized organic scenarios a real alternative to the intensive systems.

Key words: fertilizing treatments, GHG, organic matter, yield, dill.

1. INTRODUCCIÓN	8
1.1. EL CULTIVO DEL ENELDO (<i>Anethum graveolens</i>)	8
1.1.1. Características ecológicas y condiciones edafoclimáticas	8
1.1.2. Caracteres botánicos	8
1.1.3. Cultivo industrial del eneldo	9
1.1.4. Usos y cualidades	11
1.2. EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LA AGRICULTURA INTENSIVISTA Y SU CONTRIBUCIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO	13
1.2.1. Principales gases de efecto invernadero y amoníaco en la agricultura	15
1.2.2. Prácticas de manejo agrícolas optimizadas para la mitigación de los gases de efecto invernadero	20
1.2.3. Prácticas de manejo agrícolas optimizadas para el fomento del secuestro de C	24
1.3. PROCESO DE COMPOSTAJE	27
1.3.1. Definición y etapas del compostaje	27
1.3.2. Principales factores que afectan al proceso de compostaje	30
1.3.3. Sistemas de compostaje	34
1.3.4. Evaluación de la calidad del compost	38
1.3.5. Legislación española relativa al compostaje	40
1.4. SUELO E INFLUENCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA	42
1.4.1. Dinámica de la materia orgánica	43
1.4.2. Efecto de las enmiendas orgánicas bioestabilizadas sobre el suelo	44
2. OBJETIVOS	47
3. MATERIAL Y MÉTODOS	50
3.1. DISPOSITIVO EXPERIMENTAL	50
3.1.1. Infraestructura utilizada	50
3.1.2. Medios utilizados	51
3.1.2.1. El cultivo de eneldo	51
3.1.2.2. El suelo del experimento	51
3.1.2.3. Tratamientos fertilizantes empleados	52
3.1.2.4. Agua de riego utilizada	58

3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL	60
3.3. DESARROLLO EXPERIMENTAL	62
3.3.1. Aplicación de los fertilizantes	65
3.3.2. Toma de muestras	65
3.4. MÉTODOS ANALÍTICOS Y ESTADÍSTICOS	68
3.4.1. Métodos analíticos en suelos	68
3.4.2. Métodos analíticos en material vegetal	70
3.4.3. Métodos analíticos en enmiendas orgánicas y composts	72
3.4.4. Métodos analíticos en agua de riego	73
3.4.5. Métodos estadísticos	76
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	79
4.1. PRODUCCIÓN DE BIOMASA	79
4.2. ESTADO NUTRICIONAL DE LAS PLANTAS: extracción de macronutrientes y Na .	83
4.3. EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DEL SUELO	86
4.4. EFECTO DE LOS TRATAMIENTOS SOBRE LOS PARÁMETROS DEL SUELO	94
4.4.1. Evaluación de la variación de pH y CE	94
4.4.2. Evaluación de la variación del C orgánico en el suelo	96
4.4.3. Evaluación de la variación de nitrógeno total Kjeldahl y de nitratos del suelo	97
4.4.4. Evaluación de la variación del fósforo disponible en el suelo	100
5. CONCLUSIONES	103
6. BIBLIOGRAFÍA	107

1. INTRODUCCIÓN

MH UNIVERSITAS
Miguel
Hernández

1. INTRODUCCIÓN

1.1. EL CULTIVO DEL ENELDO (*Anethum graveolens*)

El eneldo, cuyo género es *Anethum*, deriva de *anethom*, que es nombre que los griegos daban a otra especie de la misma familia botánica: el hinojo. El nombre específico (*graveolens*) alude al olor grave o intenso de esta especie.

El eneldo es una planta herbácea de la familia de las Apiáceas o Umbelíferas, cuyo origen es ubicado en Oriente hasta la India, aunque algunos autores dictan que es originaria del Mediterráneo oriental.

1.1.1. Características ecológicas y condiciones edafoclimáticas

Su cultivo se realiza de manera industrial utilizando variedades mejoradas en países de Europa central y oriental, Oriente Medio y Norteamérica, aunque puede encontrarse de manera espontánea en el área mediterránea y en algunos lugares de Asia.

En la Península Ibérica su distribución es común en campos sin cultivar, bordes de caminos, viñedos, barbechos, de la zona baja del valle del Ebro, Andalucía y Levante. Suele encontrarse en climas templados-cálidos, aunque también puede resistir en zonas ligeramente frías. Su distribución espacial llega hasta los 600 m de altitud, y prefiere suelos soleados a mediodía, ligeros, húmidos, fértiles y con buen drenaje (Cano y Martínez, 2009).

1.1.2. Caracteres botánicos

Las líneas cultivadas pueden alcanzar una altura superior a los 80 cm, aunque es común que las plantas sean cosechadas con una altura por debajo de 50 cm. El tallo es erecto, fistuloso, con abundante médula blanca y con estrías blancas y verdes. Las hojas, tritetrápinatisectas, son de color verde glauco y están fuertemente divididas en 3 o 4 lacinias filiformes de contorno deltoideo o rómbico, con vainas pecioladas.

Las flores son amarillas, agrupadas en forma de umbelas como corresponde a su familia botánica, de 15 a 30 radios desiguales, con el involucro y el involucelo nulos, es decir,

sin brácteas ni bractéolas y con cáliz pequeño. La corola está formada por 5 pétalos, enteros, suborbiculares y con el ápice curvado hacia dentro.

El fruto es de color marrón oscuro, liso, ovoideo, comprimido por el dorso y de entre 4 y 6 mm, formado por 2 medicarpes con 5 costillas. La semilla es elíptica, con ápice redondeado y base ligeramente terminada en punta (Victoria y col., 2007). Las semillas de la familia *Umbelliferae* provienen de un óvulo anátropo, suspendido y solitario, con una testa delgada pero rígida, endospermo persistente pero no especializado y embrión pequeño (Corner, 1976).

1.1.3. Cultivo industrial de eneldo

El eneldo es un cultivo con ciclo vegetativo corto; la duración del cultivo suele ser de entre 50 y 80 días después de la siembra para la obtención de hojas y de entre 100 y 120 días para la obtención de las semillas desarrolladas por completo. La siembra suele realizarse entre el mes de febrero y marzo, aunque puede ser retrasada en zonas en las que puedan acontecer intervalos puntuales de frío más tardíos.

Se ha verificado que las fechas más tempranas de siembra, dan lugar a un correcto desarrollo del cultivo y una finalización completa del ciclo vegetativo de la planta, aumentando la cantidad y calidad de la cosecha, obteniéndose por tanto un mayor rendimiento del cultivo respecto a las que fueron sembradas en fechas más tardías (Cano y Martínez, 2009).

El marco de plantación del cultivo depende de la intensificación e industrialización del mismo. En plantaciones modernas muy intensivas, el marco de plantación puede ser de 15 cm entre filas y sin apenas separación entre plantas (Figura 1.1.), con plantación en mesetas separadas 40 cm. En plantaciones más antiguas, era común un marco de plantación de 40 cm entre filas x 10 cm entre plantas.



Figura 1.1. Representación del marco de plantación utilizado en producción intensivista.

La propagación del cultivo se realiza comúnmente mediante semilla sembrada de manera mecánica (Figura 1.2.). La germinación de las semillas se produce entre 14 y 21 días después del riego de siembra; el porcentaje de germinación de las semillas va a depender de muchos factores, siendo dos de ellos clave: la continua humedad del lecho de cultivo durante los días previos a la nacencia de las plántulas y la correcta conservación de las semillas, ya que han de ser guardadas a reducida temperatura y humedad.



Figura 1.2. Tractor con sembradora neumática en el momento de la siembra del cultivo.

Las necesidades fertilizantes de las plantas aromáticas no suelen ser muy cuantiosas. En concreto, el eneldo en plantaciones intensivistas es fertilizado, mediante fertirrigación, a razón de 150 kg N total/ha, 50 kg P₂O₅/ha y 20 kg K₂O/ha para la obtención de la parte verde de la planta, siendo el criterio limitante el nitrógeno para el cálculo de la dosificación fertilizante. Para la obtención de semillas, el contenido en P₂O₅ puede llegar hasta los 120 kg/ha.

El cultivo del eneldo puede verse afectado por el ataque de *Alternaria sp.*, pudiéndose verse muy afectado el cultivo, en el caso de que la enfermedad se desarrolle con fuerza. Las especies del género *Alternaria* son hongos filamentosos, saprofitos y caracterizados por presentar una coloración oscura. Las enfermedades causadas por *Alternaria sp.*, son comunes en una amplia cantidad de tipos de plantas alrededor del mundo. Las lesiones de la enfermedad se presentan en las hojas en forma de manchas circulares de color café, donde se destacan anillos concéntricos de color más oscuro. Las hojas severamente atacadas cambian de color verde al amarillo y luego al marrón, y se desprenden (OIRSA, 2003).

En el caso de las plantas jóvenes, pueden verse muy afectadas por el ataque de babosas y caracoles, ya que pueden llegar a ingerir una parte significativa de estas; y por *Pythium mastophorum*, que acaba produciendo una podredumbre radicular que, mediante el estrangulamiento del cuello de las plantas en sus estadios iniciales, provoca la marchitez y abatimiento de las plantas, teniendo como consecuencia la muerte.

Aunque los aceites esenciales del eneldo poseen propiedades inhibitorias del crecimiento de determinados hongos, como por ejemplo *Rhizoctonia solani*, el ataque de hongos a las semillas puede llegar a causar daños importantes en ellas.

1.1.4. Usos y cualidades

En todas las partes de la planta del eneldo se encuentra un aceite esencial que hace que se considere un cultivo aromático debido a su utilización como especia para la condimentación de comidas. La cantidad y calidad de este aceite esencial varía durante el ciclo de cultivo. De sus hojas y, sobre todo, de sus frutos puede extraerse una esencia

particularmente rica en carvona (cetona terpénica) y, en menor porcentaje, en limoneno, felandreno, pineno, dipenteno, diapiol, etc. (Muñoz, 1987).

El eneldo es una planta de consumo muy antiguo por su fuerte sabor, por lo que ha sido un condimento muy apreciado, en numerosos guisos, sobretodo de pescado y actualmente es bastante conocido por su utilización conjunta con el salmón en los países escandinavos, donde se denomina, como en otros países anglosajones, *dill*. También se utiliza en algunos de procesos de licorería. Existen referencias que indican que era conocida y utilizada por los antiguos egipcios, griegos y romanos por sus propiedades aromatizantes, conservantes y medicinales (Loewenfeld y Back, 1980; Font Quer, 1981).

Se le atribuyen numerosas propiedades medicinales como planta antiespasmódica, carminativa, diurética, estomacal, sedante, etc. (Muñoz, 1987). Además, en perfumería es utilizado en la elaboración de jabones y pomadas.

En los últimos años se han realizado numerosos estudios sobre las propiedades del aceite esencial del eneldo en el control de plagas y enfermedades que atacan a los cultivos, revelando el gran número de aplicaciones que puede llegar a tener en el futuro en este campo (Cano y Martínez, 2009). El aceite esencial del eneldo actúa como agente antimicrobiano y, su extracto podría ser considerado una alternativa natural a los antioxidantes artificiales (Singh, 2005).

1.2. EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN LA AGRICULTURA INTENSIVISTA Y SU CONTRIBUCIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO

Se denominan gases de efecto invernadero (GEI) a los gases cuya presencia en la atmósfera contribuye, junto con las nubes, a absorber gran parte de la energía emitida por los suelos y océanos; posteriormente irradiada a la Tierra en todas direcciones, lo que es denominado efecto invernadero.

Los gases más importantes están presentes en la atmósfera de manera natural (vapor de agua, dióxido de carbono, metano y óxido nitroso), aunque su concentración puede verse modificada por las actividades humanas. Estos gases se acumulan en la atmósfera, provocando un incremento de sus concentraciones con el paso del tiempo. En la era industrial (desde 1750), las actividades humanas han añadido gases de efecto invernadero a la atmósfera, básicamente a través de la quema de combustibles fósiles y la eliminación de sumideros naturales de carbono, mediante prácticas como la deforestación.

Muchas de las actividades agrícolas, por su propia naturaleza o por las condiciones que generan en el medio agrícola, suponen actividades generadoras netas de gases de efecto invernadero (GEI). En muchos casos, estas actividades podrían ser mitigadas en su totalidad, o en medida, mediante Prácticas de manejo agrícola (PMA) optimizadas.

Entre las actividades que usualmente se suelen considerar como significativas de cara a cuantificar las emisiones del medio rural-agrario, las que más nos competen son las que se mencionan a continuación, representadas en la Figura 1.3.

- Fermentación entérica
- Gestión y uso de estiércoles en suelos y pastos
- Uso de fertilizantes sintéticos
- Cultivo del arroz
- Gestión-manejo de residuos agrícolas
- Cultivo de suelos orgánicos (histosoles)

- Combustión de residuos agrícolas

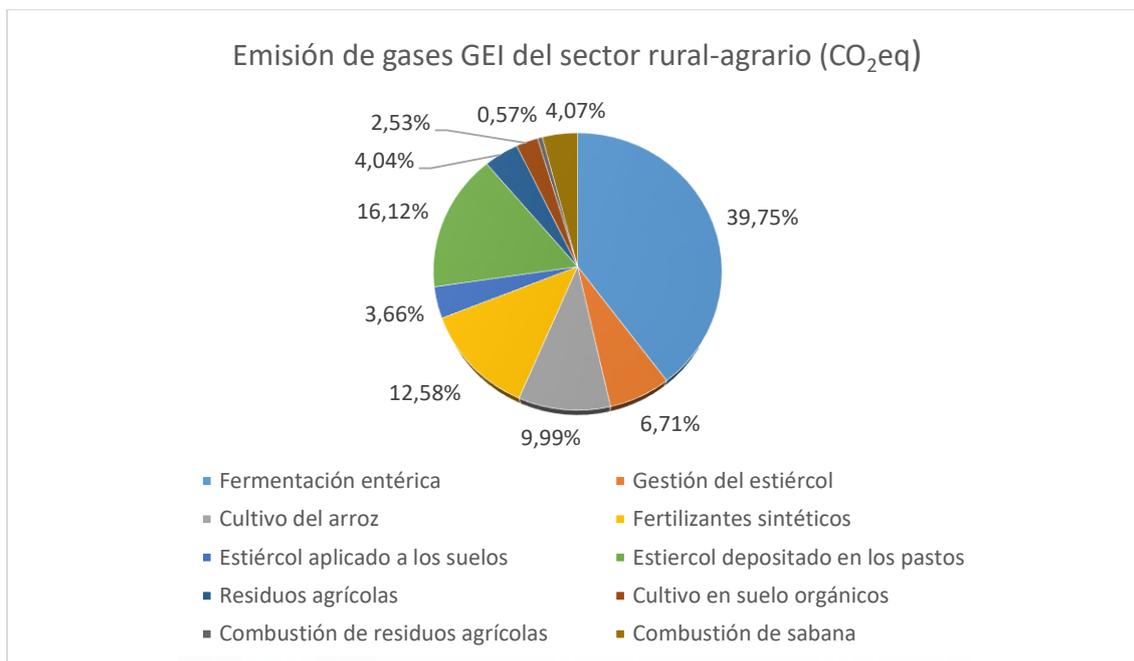


Figura 1.3. Emisión de gases de efecto invernadero mundiales en el sector rural-agrario expresado en CO₂eq. Fuente: FAOSTAT, 2014.

En los últimos años, los gases de efecto invernadero a nivel mundial generados en los suelos agrícolas han ido aumentando de forma más o menos constante (Figura 1.4.).

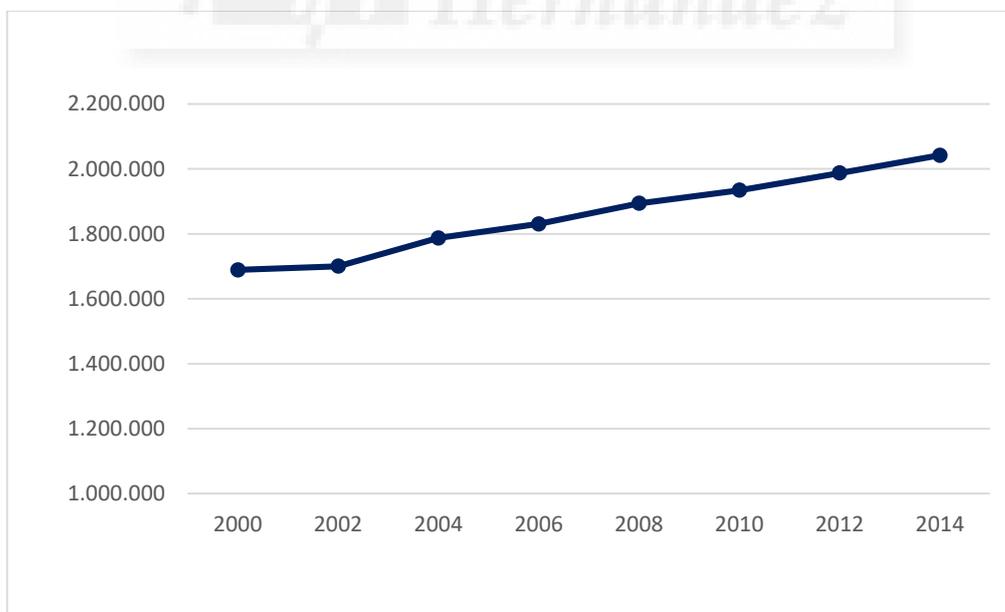


Figura 1.4. Emisión de gases de efecto invernadero por los suelos agrícolas a nivel mundial medidos en gigagramos de CO₂eq. Fuente: FAOSTAT, 2014.

Según la FAO, con datos de 2014, más de 2 millones de gigagramos (2041854,872 Gg) de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) son emitidos en el mundo a la atmósfera, provenientes de los suelos agrícolas. En España, casi 15000 gigagramos (14998.1724 Gg) de gases de efecto invernadero son incorporados a la atmósfera por los suelos agrícolas.

Los gases de efecto invernadero procedentes de los suelos agrícolas representan casi el 40% de la emisión total en el sector rural-agrario (FAO, 2014), formando una gran parte de las fuentes de emisión.

Los suelos agrícolas generan una emisión de gases de efecto invernadero que dependen de varios factores. La principal fuente de emisión mundial es el estiércol, tanto el depositado en los pastos (41,4% respecto al total de gases emitidos por los suelos agrícolas) como el aplicado a los suelos (9,39%). La segunda fuente de emisión más destacada son los fertilizantes sintéticos utilizados en la agricultura intensiva (32,3%), la tercera en importancia son los residuos agrícolas, que representan el 10,4% de la emisión total de los suelos agrícolas. Cabe destacar también el cultivo en suelos orgánicos que representa el 6,5%.

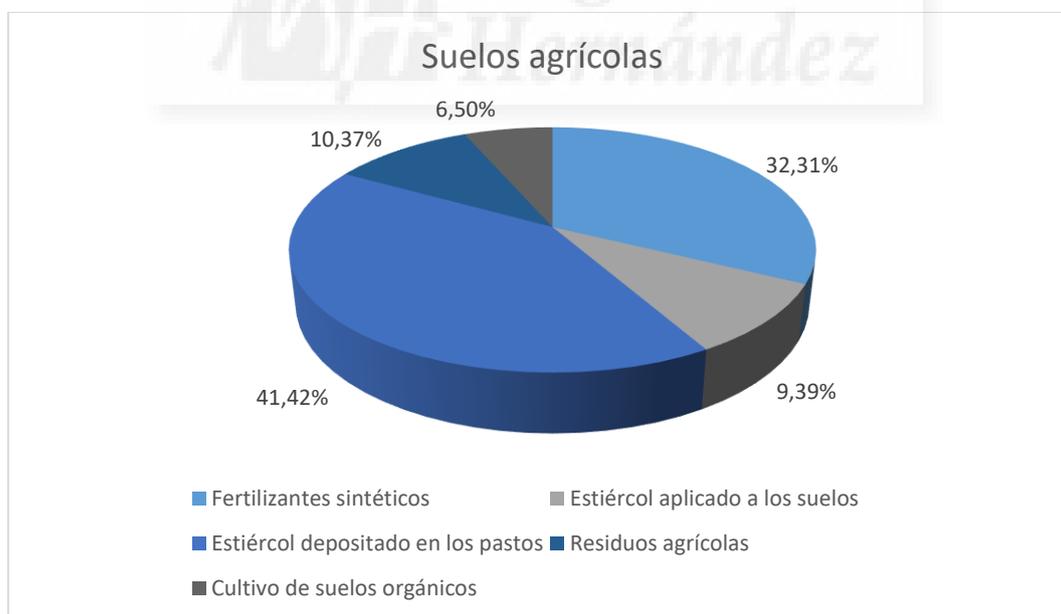


Figura 1.5. Porcentaje de emisión de gases de efecto invernadero producidas por las diferentes actividades relativas a los suelos agrícolas. Fuente: FAOSTAT, 2014.

1.2.1. Principales gases de efecto invernadero y amoníaco en la agricultura

Metano (CH₄)

La concentración de este gas ha aumentado 2,5 veces desde la época preindustrial, existiendo un amplio consenso de que este incremento ha sido causado por actividades antropogénicas; el 50-60% del total de emisiones de CH₄ es ocasionado por estas (IPCC, 2013).

Las emisiones de metano provenientes del sector rural-agrario son de gran relevancia para el calentamiento global; y es que el CH₄ tiene un poder de calentamiento atmosférico 23 veces superior al CO₂. Además, su eliminación no es instantánea en la atmósfera, sino que son necesarios 8,4 años para su desaparición, principalmente a través de la oxidación química en la troposfera.

El metano es emitido principalmente en condiciones anaeróbicas a través de la descomposición microbiana de compuestos orgánicos degradables, tales como lípidos, carbohidratos, ácidos orgánicos y proteínas presentes en residuos orgánicos (Husted, 1994; Khan y col., 1997).

Las principales actividades generadoras de metano en el sector agrario son las siguientes:

- Las actividades ganaderas y agrícolas constituyen una parte muy importante de la emisión total de CH₄. La producción ganadera emite CH₄ de forma directa mediante la propia fermentación entérica de los rumiantes y, adicionalmente, mediante la excreta del ganado, su gestión y su posible posterior aplicación al suelo si se realiza en condiciones anaeróbicas.
- Otra actividad que puede constituirse en fuente de emisión de metano según el tipo de gestión que se opte son los residuos agrícolas si son almacenados durante periodos prolongados en zonas descubiertas, ya que pueden favorecer descomposiciones incompletas.
- El cultivo del arroz es un ejemplo típico emisión de CH₄, ya que el cultivo de este es realizado en condiciones de encharcamiento, lo que genera deficiencia de oxígeno.

- La quema de residuos agrícolas genera la emisión directa de gases de efecto invernadero.

En España, según datos del MAPAMA del año 2015, las emisiones de metano en el sector agrario, medidas en CO₂eq, datan de 23.368,7 kTn y representan el 65% del total emitido por el sector, siendo las actividades más destacadas: la fermentación entérica (62% del total del CH₄), la gestión de estiércoles (36%) y el cultivo del arroz (2%). No son contabilizados por el MAPAMA en el sector agrario los usos y cambios de usos del suelo.

Óxido nitroso (N₂O)

El óxido nitroso es uno de los principales gases de efecto invernadero, ya que para un mismo volumen de emisión, equivale a 310 veces el potencial de calentamiento global que ejercería sobre la atmósfera el CO₂, medido en CO₂ equivalente. Además, en la actualidad es el gas que más merma la capa de ozono (Oenema y col., 2014).

Las emisiones de N₂O por los suelos agrícolas son esencialmente de origen biogénico y resultan básicamente de los procesos de nitrificación y desnitrificación que tienen lugar en dichos suelos (Sánchez-Martín, 2010). La nitrificación consiste en la oxidación microbiana-aerobia del ion amonio (NH₄⁺) a ion nitrato (NO₃⁻), y la desnitrificación se fundamenta en la reducción microbiana-anaerobia del ion nitrato (NO₃⁻) a nitrógeno molecular (N₂), generándose en ambos procesos emisiones de óxido nitroso (N₂O) como gas intermedio. En la mayoría de los casos, las emisiones de N₂O se incrementan con relación al aporte de nitrógeno a los suelos (IPCC, 1996). Este aporte de nitrógeno puede tener lugar por medio de alguna de las vías siguientes:

- Incorporación de fertilizantes químico-sintéticos nitrogenados.
- Incorporación de fertilizantes orgánicos procedentes de los estiércoles animales.
- Fijación de nitrógeno por ciertas especies de plantas.
- Incorporación de residuos vegetales al suelo.
- Incorporación de lodos de depuradora y compost al suelo.

Las emisiones indirectas de N₂O atribuibles al nitrógeno utilizado en la agricultura se estiman, por alguna o varias de las vías siguientes:

- Volatilización a la atmósfera y posterior deposición sobre los suelos y las aguas superficiales de NO_x y NH₃.
- Lixiviación y escorrentía del nitrógeno.
- Consumo humano de productos agrarios y posterior tratamiento de las aguas residuales.
- Formación en la atmósfera de N₂O a partir del NH₃.
- Procesos de la industria agroalimentaria.

En España, según datos del MAPAMA del año 2015, las emisiones de óxido nitroso en el sector agrario, medidas en CO₂eq, datan de 12.098,4 kTn y representan el 33,6% del total emitido por el sector, siendo las actividades más destacadas: los suelos agrícolas (85,2% del total del N₂O) y la gestión de estiércoles (14,7%). No son contabilizados por el MAPAMA en el sector agrario los usos y cambios de usos del suelo.

Dióxido de carbono (CO₂)

Las concentraciones globales de CO₂ se han incrementado un 40% desde tiempos preindustriales debido, en primer lugar, a las emisiones derivadas de los combustibles fósiles y, en segundo lugar, a las emisiones netas de cambio de uso de suelos, dominadas por la deforestación tropical (IPCC, 2013). El cambio de uso de suelos es un factor dominante del cambio climático global (Foley y col., 2011), aunque en Europa y, particularmente en España, no representa valores muy altos.

El dióxido de carbono es el gas de efecto invernadero con más volumen de emisión antropogénica. Sin embargo, en la agricultura es singular, ya que si bien se emite CO₂, como en otros sectores, actúa de igual modo como sumidero de C a través de la fotosíntesis. Esta, y otros procesos naturales como la respiración, la descomposición de la materia vegetal y el intercambio gaseoso en la superficie conducen a intercambios masivos de CO₂ entre fuentes y sumideros; si no fuese por los sumideros naturales que

absorben casi la mitad del dióxido de carbono producido por las actividades humanas en los últimos 15 años, las concentraciones se hubieran incrementado de manera considerablemente más drástica.

En el sector rural-agrario, las emisiones de CO₂ se concentran cuando existen condiciones aerobias. Las actividades emisoras más importantes son las siguientes:

- Gestión y aplicación del estiércol en suelos agrícolas: la aplicación de este en superficie en condiciones aerobias favorece la emisión de dióxido de carbono, siendo el gas más emitido. Sin embargo, si son incorporados al suelo, también se emite este gas debido a su mineralización.
- Combustión de residuos agrícolas.

La agricultura es emisora de este gas a través de otros procesos como las emisiones de la maquinaria agrícola y las emisiones indirectas asociadas a la fabricación de fertilizantes, el transporte de piensos y otros insumos agrícolas, y también a través del cambio de uso de suelos.

En España, según datos del MAPAMA del año 2015, las emisiones de dióxido de carbono en el sector agrario, medidas en CO₂eq, datan de 511,47 kTn y representan el 1,42% del total emitido por el sector, siendo las actividades más destacadas: la aplicación de la urea (92,4% del total del CO₂) y el encalado o enmienda caliza (7,6%). No son contabilizados por el MAPAMA en el sector agrario los usos y cambios de usos del suelo.

Amoníaco (NH₃)

La emisión de amoníaco procedente del sector agrario es altamente relevante, ya que su volumen de emisión es de más del 94% de las emisiones totales de este gas (FAOSTAT, 2009). Aunque no es un gas de efecto invernadero, debe de ser considerado en este trabajo porque su emisión a la atmósfera conlleva graves consecuencias para el medioambiente. El NH₃ es un acidificante todavía más potente que el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno, constituyéndose en una de las causas principales de la lluvia ácida (Richmann, 2003).

La emisión de este gas puede perturbar los ecosistemas naturales a través de la acidificación del suelo y la eutrofización de los cursos de agua, además de causar un grave peligro para la biodiversidad. Asimismo, tiene una contribución indirecta al calentamiento global porque el N depositado en suelos y aguas superficiales mejora la formación de N₂O (Mosier y col., 1998).

1.2.2. Prácticas de manejo agrícolas optimizadas para la reducción de emisiones de los gases de efecto invernadero

La producción agrícola mundial contribuye directamente en más del 10% de las emisiones de GEI e indirectamente, a través de los cambios de uso del suelo, aproximadamente en otro 11% (FAOSTAT, 2010). Asimismo, el sector agrícola es el responsable indirecto de otras emisiones atribuidas al sector industrial y energético a través de la producción de fertilizantes, pesticidas, maquinaria y uso energético en las explotaciones.

En este punto, el dimensionamiento de las emisiones de GEI asociadas a las diferentes actividades agrícolas y la existencia de medidas de mitigación que permiten el descenso de emisiones asociadas de GEI, nos conducen al establecimiento de unas prácticas de manejo agrícolas (PMA) optimizadas para la reducción de emisiones de GEI, que de forma natural conducen además al aumento de la fertilidad de los suelos y a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

Como se puede deducir de la complejidad de los mecanismos asociados a la emisión de gases GEI en el entorno agrario, podemos observar diferentes medidas de mitigación en los ámbitos agrícola y ganadero:

- En el ámbito agrícola, la optimización de la gestión del N para evitar la formación del N₂O, así como la reducción de las condiciones anóxicas que favorecen la formación del CH₄ lideran las acciones de mitigación.
- En el sector ganadero, la mejora en la gestión de estiércoles junto a la optimización de la fermentación entérica forman parte de la mayoría de medidas actuales y, especialmente futuras, de mitigación.

Las medidas de mitigación de los GEI, así como de otros gases nocivos para el medio ambiente, se dividen de la siguiente forma:

- Medidas de tipo A: son las que están testadas y han sido validadas como eficaces para la mitigación.

Tabla 1.1. Medidas Tipo A. Fuente: Moorby y col. (2007)

Medidas de mitigación	Influencia sobre				
	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₃	NO ₃
A. No superar los requerimientos nitrogenados del cultivo	↓5%	≈	↓	↓5%	↓5%
A. Tener un inventario de suelos "húmedos" como generadores de N ₂ O	↓5%	≈	↓	↓5%	↓5%
A. Considerar el aporte de N mediante estercolado en el balance fertilizante	↓2-10%	≈↑	≈	↑10-20%	↓5-15%
A. Esparcimiento adecuado de los estiércoles (época y condiciones)	↓6%	≈	↓	↓3-10%	↓2-6%
A. Utilizar recursos producción mejorados genéticamente	↓3%	↓3%	≈	↓2-5%	↓1-3%
A. Digestión anaeróbica	¿?	↓90%	≈	¿?	¿?
A. Favorecer los cultivos permanentes y las actividades forestales	↓?	≈	↓?	≈↑	↓50-95%
A. Desarrollo de cultivos bioenergéticos (biomasa)	↓?	≈	↓?	≈↓	≈↓

- Medidas tipo B: son las medidas que están siendo demostradas o que necesitan de cambios en las regulaciones actuales.

Tabla 1.2. Medidas Tipo B. Fuente: Moorby y col. (2007)

Medidas de mitigación	Influencia sobre				
	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₃	NO ₃
B. Laboreo reducido-no laboreo	¿?	≈	↓<1%	≈	↓

B. Inventario de suelos húmedos-emisores de N₂O	↓	↑?	≈	↑?	↓?
B. Cambio de manejo ganadero desde estiércol sólido a gestión por purines	↓15%	↑	↑	↑vaca ↓cerdo	↑
B. Uso de hormonas y aumento de la frecuencia de ordeño	↓	↓	≈	↓	↓
B. Uso de inhibidores de la nitrificación	↓	≈	≈	≈	↓
B. Mejora en las estrategias temporales de aplicación de fertilizantes minerales nitrogenados	↓	≈	≈	≈	↓
B. Uso de especies vegetales más eficientes en el uso del N	↓	≈	↓	↓	↓

- Medidas tipo C: están demostradas a nivel conceptual y deben validarse a nivel experimental.

Tabla 1.3. Medidas Tipo C. Fuente: Moorby y col. (2007)

Medidas de mitigación	Influencia sobre				
	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	NH ₃	NO ₃
C. Dietas ganaderas que reduzcan la emisión de metano	↓	↓	≈	↓	↓
C. Vacunación contra microorganismos metanogénicos	¿?	↓	≈	¿?	≈
C. Modificación de la biota del rumen animal	¿?	↓8%	≈	¿?	¿?
C. Producción natural de inhibidores de la nitrificación por parte de las plantas	↓	≈	≈	↓	↓
C. Uso de animales clonados	↓	↓	≈	↓	↓
C. Modificación genética del ganado	↓	↓	≈	↓	↓

En concreto, en los sistemas agrícolas, uno de los gases cuyas emisiones son más importantes es el óxido nitroso; que además posee un elevado potencial de calentamiento global (310 veces superior al CO₂). Resulta de interés correlacionar la

reducción de emisión de GEI con el manejo agrícola optimizado a nivel de fertilización y riego, pues el uso de fertilizantes inorgánicos de síntesis en suelos mal drenados, encharcados o irrigados de forma incorrecta favorece de forma muy importante la emisión del N₂O.

Aguilera y col. (2013a) realizaron una comparativa entre las emisiones de GEI en suelos agrícolas que conllevan los fertilizantes orgánicos y los fertilizantes inorgánicos de síntesis, que se resume a continuación.

- Los suelos fertilizados con fertilizantes orgánicos sólidos tienen menor emisión acumulada de N₂O frente a los fertilizantes sintéticos, con una disminución media de emisión acumulada del 23% y una reducción similar del factor de emisión calculado a partir del nitrógeno disponible. Sin embargo, la reducción del factor de emisión llega a ser del 67% si se calcula a partir del nitrógeno total aplicado. Esto se basa en que la emisión de N₂O está gobernada por la presencia de NO₃ disponible, que en el caso de fertilizantes orgánicos sólidos, se produce de forma paulatina y secuencial.
- No hay diferencias significativas entre los fertilizantes inorgánicos de síntesis y los fertilizantes orgánicos líquidos, muy empleados en agricultura ecológica.
- El tipo de riego ejerce también una influencia importante: los cultivos irrigados de forma convencional presentan las emisiones más altas, ya que se generan unas condiciones óptimas para la emisión de N₂O. En cambio, el factor de emisión se reduce un orden de magnitud en seco, debido a la reducción significativa de actividad microbiana. Los cultivos bajo riego por goteo mostraron una importante disminución del factor de emisión, situándose entre el riego convencional y el seco.

Además, existen un serie de opciones de mitigación en la aplicación de fertilizantes orgánicos, como son: 1) estrategias de manejo sostenible del riego; 2) reducción del barbecho y del suelo desnudo a través de la intensificación de la rotación de cultivos y del uso de cubiertas vegetales; 3) mejora del manejo de los residuos para evitar

emisiones indirectas; 4) ajuste del ciclo del nitrógeno mediante la inmovilización con residuos leñosos.

Las acciones previamente descritas, demuestran que existe un potencial para la mitigación de las emisiones de N₂O a través del uso de fertilizantes orgánicos y de la mejora del sistema de riego en el área mediterránea. Sin embargo, existe una importante necesidad de profundización en la investigación en esta área del conocimiento.

1.2.3. Prácticas de manejo agrícolas optimizadas para el fomento del secuestro de C

Las masas arbóreas y los suelos son importantes sumideros de carbono; su posible desaparición o degradación supone una importante repercusión en términos de emisión de gases de efecto invernadero. Se estima que las masas forestales almacenan más carbono que todas las reservas de petróleo de la tierra sumadas al carbono retenido en la atmósfera, un dato que demuestra la importancia de los bosques como *almacenes* de carbono.

Las prácticas de manejo agrícolas (PMA) optimizadas para el fomento del secuestro de C conducen de forma natural un mantenimiento o aumento de la fertilidad de los suelos y a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas. En este sentido y a modo de ejemplo, la agricultura orgánica tiene como principal objetivo el mantenimiento de la fertilidad del suelo y la producción vegetal a través de la gestión de la materia orgánica evitando el uso de fertilizantes de síntesis y pesticidas. Este tipo de manejo denominado en España como agricultura ecológica de forma general, hace que los suelos contengan más carbono orgánico que en el manejo agrícola tradicional, aunque este extremo debe estar soportado por la adopción de PMA que supongan mayores entradas de carbono que las que se producen en sistemas convencionales.

El estudio del potencial de secuestro de carbono en el suelo agrícola está condicionado especialmente por el clima de la zona a estudiar y, sin embargo, no existen en la actualidad muchos datos que correlacionen la capacidad de secuestro de carbono y las prácticas específicas agrícolas en sistemas de cultivo mediterráneos.

Aunque existen múltiples maneras de desarrollar la actividad agrícola, la mayoría de las actividades agrícolas que pueden afectar al secuestro de C en el suelo agrícola, se pueden clasificar en diferentes categorías en relación a la entrada de C en el suelo:

- 1) Manejo orgánico-ecológico: son aquellas prácticas que excluyen el uso de fertilizantes sintéticos y otros insumos químicos, que se regulan mediante una serie de normativas establecidas y que basan su estrategia en la aportación de materia orgánica.
- 2) Enmienda orgánica: se considera como enmienda orgánica a aquella cuya dosis de aplicación es inferior a los 10 Mg C/hectárea y año, siendo esta dosis la aplicación máxima usualmente aplicada en sistemas reales. En esta categoría se excluyen las basuras urbanas así como los lodos de depuradora.
- 3) Aplicación de residuos orgánicos al suelo: En esta categoría se agrupan las aplicaciones de materiales o enmiendas orgánicas en dosis superiores a 10 Mg C/ hectárea y año, así como la aplicación en cualquier dosis de lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos.
- 4) Cultivos de cobertura: se realizan como sustitución a los suelos desnudos, ya sea como rotaciones continuas de cultivos o con sistemas de cultivos leñosos. Estos cultivos de cobertura pueden desarrollarse de forma natural (plantas silvestres) o ser inducidos mediante semilla. Los cultivos de cobertura normalmente llevan asociada la reducción del laboreo incluyendo en muchos casos manejo de conservación, e incluso estrategias de no laboreo.
- 5) No laboreo: se sitúan en esta categoría las prácticas de mínima o ninguna alteración del suelo a nivel de laboreo. En este escenario el control de malas hierbas, si se hace, se realiza mediante herbicidas.
- 6) Reducción del laboreo: la intensidad de utilización del laboreo es menor de la que se corresponde con un sistema convencional. Incluye los términos laboreo mínimo, el laboreo reducido, laboreo de conservación y el laboreo del subsuelo.

- 7) Prácticas de manejo combinadas: Esta categoría contiene la combinación de varias prácticas de manejo de los apartados anteriores. Como ejemplo, se podría realizar la entrada de enmienda orgánica junto con el uso de cultivos de cobertura.

Adicionalmente todas estas prácticas de manejo PMA con repercusiones en el secuestro de carbono están condicionadas de forma general por cuatro factores:

- Intensidad del manejo: según si son sistemas de secano o irrigados.
- Tipo de laboreo: según el grado de alteración del suelo.
- Tipo de material orgánico de entrada: la tipología y nivel de estabilización del material orgánico que se utiliza como enmienda o aplicación al suelo condiciona el comportamiento a nivel de fijación de carbono.
- Tipo de cultivo: existen diferencias entre cultivos extensivos (cereales, por lo general), herbáceos o leñosos (árboles frutales, cítricos, etc.)

De forma general, se podría concluir afirmando que, un manejo agrícola que fomente el secuestro de carbono significa adoptar, en mayor o en menor medida, prácticas agrícolas llevadas a cabo en el sector de la agroecología; sustentada en la aplicación de materia orgánica al suelo, el no uso de pesticidas sintéticos y el mantenimiento y no degradación de la fertilidad de los suelos. En comparación con los sistemas agrícolas industriales, los orgánico-ecológicos tienden a preservar el C en los suelos (Gattinger y col., 2012).

1.3. PROCESO DE COMPOSTAJE

Entre las estrategias de manejo de los residuos, el compostaje tiene gran interés como medio para evitar riesgos medioambientales asociados a la aplicación directa de residuos no estabilizados (como estiércoles y lodos de depuradora), además de la posibilidad de obtener un beneficio económico. Asimismo, el producto final puede ser utilizado para mantener y mejorar la fertilidad y calidad del suelo.

Los principales objetivos del proceso de compostaje son: la estabilización de la materia orgánica y la higienización de los residuos, mediante la eliminación de patógenos y de semillas de malas hierbas, así como la reducción del peso y volumen de los materiales a compostar, de modo que el uso agrícola del producto final obtenido, comporte efectos beneficiosos para el suelo y los cultivos (Moreno y Moral, 2008).

Es común que el residuo orgánico empleado en el proceso de compostaje sea de naturaleza heterogénea, hecho que posibilita el aprovechamiento de residuos con características y orígenes distintos.

1.3.1. Definición y etapas del compostaje

El compostaje es un proceso biooxidativo controlado, en el que intervienen numerosos y variados microorganismos, que requiere una humedad adecuada y substratos orgánicos heterogéneos en estado sólido. Implica el paso por una etapa termofílica y una producción temporal de fitotoxinas, dando al final como productos de los procesos de degradación: dióxido de carbono, agua y minerales, así como una materia orgánica estabilizada, libre de fitotoxinas y dispuesta para su empleo en agricultura sin que provoque fenómenos adversos. Un esquema simplificado del proceso podemos observar en la Figura 1.6.

El hecho de que el compostaje sea un proceso biooxidativo, exige una condición biológica que hace al compostaje diferente de aquellos procesos físicos y químicos que se realicen de forma aerobia, como numerosos procesos naturales que se realizan de forma descontrolada, que acaban desembocando en anaerobiosis más o menos acusadas.

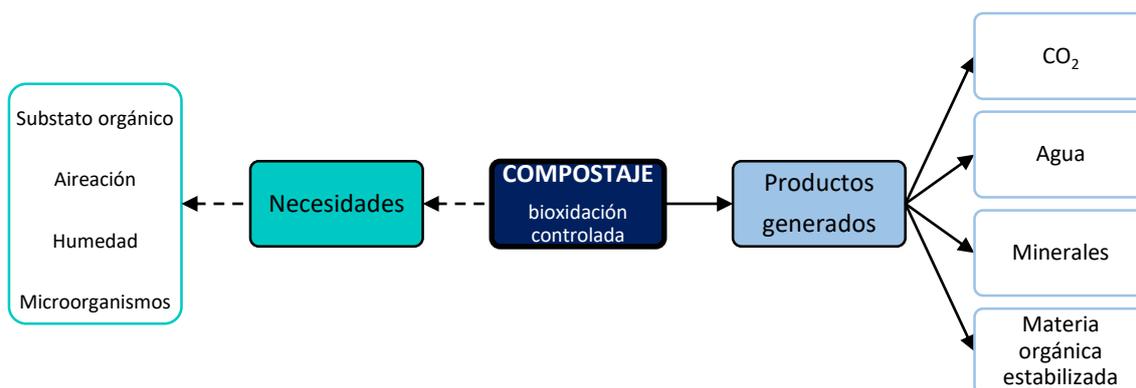


Figura 1.6. Representación simplificada del proceso de compostaje.

El carácter aerobio del proceso dota a diferentes organismos la posibilidad de actuar durante el proceso. En función de la influencia de determinados factores como: la naturaleza química del sustrato que está siendo digerido con mayor intensidad, el contenido de humedad, la disponibilidad de oxígeno, la temperatura, la relación C/N y el pH; ciertos microorganismos se multiplican más rápidamente que otros, predominando en el medio.

De forma general, el proceso de compostaje está constituido por dos fases generales: la propia fase de compostaje o fase bio-oxidativa y la fase de maduración. Las diferentes fases de la etapa bio-oxidativa se activarían mediante la aireación de la mezcla y concluiría una vez que la producción de calor decrece; esta etapa se divide a su vez en las siguientes fases (Keener y col., 2000):

- Fase mesófila: la primera fase es caracterizada por la rápida subida de temperatura desde la temperatura ambiente a consecuencia de la acción de bacterias y hongos mesófilos termotolerantes que degradan los compuestos menos complejos (azúcares y aminoácidos), ocasionando una disminución del pH, como consecuencia de la producción de ácidos orgánicos. Aunque ciertos polímeros como el almidón pueden ser degradados en esta fase, la mayoría de compuestos poliméricos son degradados en fases sucesivas (Moreno y Moral, 2008). Esta fase tiene una duración aproximada de entre 1 y 3 días, hasta que la

temperatura de la pila asciende a más de 40°C, lo que supone la transición de microbiota mesofílica a termófila, dando comienzo esta última.

- Fase termófila: son alcanzadas las máximas temperaturas del proceso debido a la acción exclusiva de los microorganismos termotolerantes y termófilos (actinomicetos y bacterias) que degradan las grasas, la celulosa, la hemicelulosa y alguna lignina. En esta etapa, se produce la máxima degradación de la materia orgánica y la máxima emisión de CO₂ del proceso, al mismo tiempo que, gracias a las altas temperaturas acontecidas (entre 40 y 70°C) se produce la higienización de la masa de compostaje. Se destruyen los patógenos y parásitos para plantas y animales, así como semillas de plantas arvenses. Cuando la temperatura es superior a los 60°C, el oxígeno, que es menos soluble en agua a altas temperaturas, y la propia temperatura inhiben a los microorganismos; esa coyuntura, unida a la limitación del carbono disponible, produce una disminución de la actividad microbiana y, como consecuencia, una caída de la temperatura, finalizándose la fase termófila.
- Fase de enfriamiento: caracterizada por la disminución de la temperatura debido a la reducción de la actividad microbiana, asociada con el agotamiento de la materia orgánica más lábil. La mezcla es colonizada por una nueva comunidad mesófila diferente a la de la fase mesófila inicial en la que predominan los hongos y actinomicetos, aunque también pueden encontrarse un número reducido de bacterias mesófilas de una diversidad mayor a fases anteriores. Estos microorganismos son capaces de degradar los azúcares, celulosa y hemicelulosa restantes.

La *fase de maduración o estabilización*; en ella, la actividad de los microorganismos está ralentizada, ya que disponen de poco material biodegradable, inmovilizado durante las fases anteriores. Conforme avanza la maduración, la comunidad biótica se hace más estable y compleja; con una composición que se asemeja en gran medida a la de ambientes oligotróficos como los suelos, apareciendo microorganismos propios de este hábitat (Moreno y Moral, 2008). En la etapa final del procedimiento, predominan los

procesos de humificación con reacciones de policondensación, dando lugar a la formación de un producto similar al humus, que se conoce con el nombre de compost.

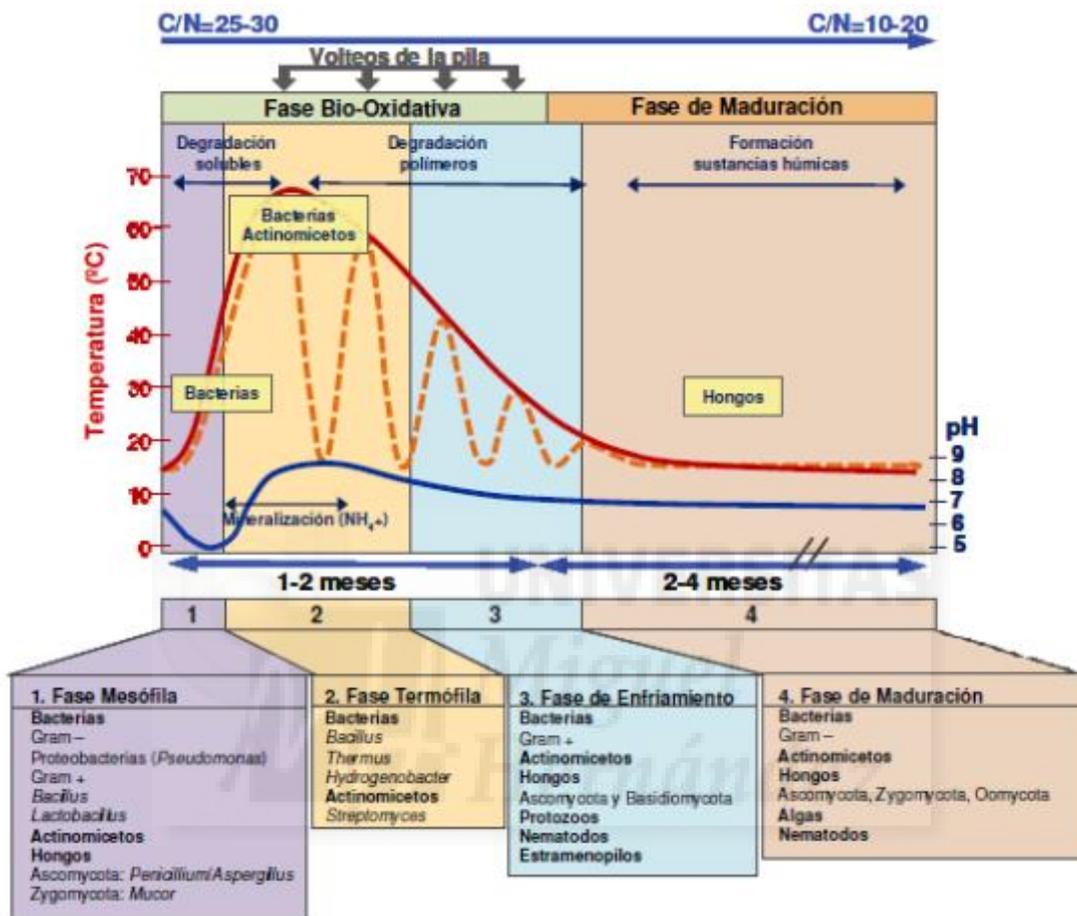


Figura 1.7. Esquematización de las etapas del proceso y la evolución microbiana y ambiental durante el compostaje (Moreno y Moral, 2008).

En la Figura anterior están representadas las diferentes etapas del proceso, así como la evolución de la temperatura, el pH y la población microbiana predominante en cada una de ellas.

1.3.2. Principales factores que afectan al proceso de compostaje

Para obtener un producto agrícola de calidad, evitar la innecesaria emisión de gases de efecto invernadero y prevenir problemáticas sociales como la emisión de olores

y polvo del proceso de compostaje, se requiere que se lleve a cabo mediante una serie de condiciones controladas.

Los factores que afectan al proceso de compostaje se pueden dividir en dos grupos: los que dependen de la formulación de la mezcla de compostaje, tales como balance de nutrientes (relación C/N, pH, tamaño de partícula y porosidad; y los que dependen del manejo del proceso, como la aireación (concentración de O₂), la temperatura y el contenido de agua (Bernal, 2008).

Estos parámetros determinan las condiciones óptimas para el desarrollo microbiano y la degradación de la materia orgánica (Gajalakshmi y Abbasi, 2008); y son los siguientes:

- a) Balance nutricional: este parámetro se fundamenta principalmente en la relación C/N. Los microorganismos que actúan en el proceso requieren de una fuente de energía (representada por el C orgánico degradable) y de nitrógeno para su desarrollo y actividad. La proporción adecuada de C/N para el compostaje se sitúa en el rango de 25-35, ya que se considera que la relación es óptima si el C se encuentra en una proporción 30 veces superior al N (Bishop y Godfrey, 1983). Si la relación es superior a los valores mencionados, el proceso tiene una duración excesiva, ya que existe demasiado C degradable. Sin embargo, si la relación tiene un valor inferior a 25, se produce N inorgánico en exceso, que puede perderse por volatilización en forma de amoníaco o por lixiviación. Durante el proceso de compostaje, la relación C/N se ve reducida debido a la degradación de la materia orgánica, generando la emisión de CO₂, lo que genera un aumento de la concentración del N al disminuirse el volumen (Bernal y col., 1998).
- b) pH: para evitar que se inhiba actividad de los microorganismos, el compostaje debe realizarse en un rango de pH de entre 6,7 y 9, aunque se aconseja que el proceso se realice entre 5,5 y 8 (de Bertoldi y col., 1983; Miller, 1992). El pH es un factor muy importante para controlar la emisión y, por consiguiente, la pérdida de N en forma de amoníaco, que es particularmente alta cuando la mezcla tiene un valor de pH por encima de 7,5. Durante el compostaje, el pH se

- incrementa en la fase biooxidativa durante la degradación de la materia orgánica y tiende a decrecer en la fase de maduración, cuando se intensifica el proceso de nitrificación.
- c) **Microorganismos:** la descomposición de la materia orgánica es llevada a cabo por diferentes grupos de poblaciones microbianas; la cantidad y distribución de estos depende de la temperatura de la masa, que define las diferentes etapas de del proceso (Keener y col., 2000). Las bacterias predominan durante la fase mesofílica, los hongos están presentes durante todo el proceso, aunque son de los pocos que permanecen activos cuando la humedad es inferior al 35% y no son capaces de mantener su actividad cuando la temperatura es superior a 60°C. Los actinomicetos predominan en las fases de enfriamiento y maduración y, junto con los hongos, son capaces de degradar los polímeros resistentes. A temperaturas >60°C los patógenos y parásitos son inhibidos.
- d) **Tamaño y distribución de partículas:** es importante mantener un equilibrio entre la superficie de las partículas y una porosidad adecuada, que permita mantener una correcta aireación en la mezcla. Cuanto mayor sea el tamaño de partícula, menor será la relación de la superficie respecto al volumen. El compost con partículas grandes no se descompone adecuadamente porque el interior de las mismas no es accesible para los microorganismos. Sin embargo, las partículas que son demasiado pequeñas pueden compactar la masa, reduciendo la porosidad (Haug, 1993). Para sistemas de tratamiento por volteos periódicos y de aireación forzada, se considera un \emptyset de 10 mm como el tamaño de partícula óptimo (Gajalakshimi y Abbasi, 2008).
- e) **Porosidad:** la porosidad del material o de los materiales empleados ejerce una influencia decisiva sobre el rendimiento del compostaje. Los valores de porosidad óptima se sitúan entre 35 y 50%. Una porosidad superior al 50% provoca que la pila sea incapaz de alcanzar las temperaturas necesarias por exceso de aireación y porosidades inferiores al 35% generan condiciones anóxicas y la emisión de compuestos orgánicos volátiles y olores desagradables.

- f) Aireación: la aireación es un factor clave para obtener un resultado satisfactorio del compostaje, ya que mediante los mecanismos de aireación pueden ser eliminados los excesos de humedad y CO₂ y aporta la cantidad de O₂ necesaria para los procesos biológicos; los valores óptimos de oxígeno son de entre 15 y 20% (Miller, 1992), debiéndose garantizar un mínimo de un 5%. Una aireación insuficiente puede generar condiciones anaerobias, que conllevaría la proliferación de organismos anaeróbicos y la emisión N₂O y NH₃. En cambio, una aireación excesiva podría provocar el enfriamiento de la masa y una alta desecación, con la consiguiente reducción de la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu, 2006). Entre 28-55°C se encuentra el máximo de actividad microbiana y, por tanto también, el máximo consumo de oxígeno.
- g) Humedad: el contenido de humedad debe de situarse entre 50 y 60%, aunque puede variar respecto al residuo o residuos utilizados para el compostaje (Gajalakshmi y Abbasi, 2008), aunque es difícil estimar la humedad óptima, puesto que está íntimamente relacionada con otros factores; como el tamaño medio de las partículas, su estado de agregación y, en especial, el sistema de compostaje empleado. La humedad debe ser alta durante la etapa inicial de descomposición, en la que prevalecen las bacterias. Si la humedad alcanza valores superiores al 60%, el movimiento del O₂ puede ser inhibido debido a la saturación de los poros, tendiendo el proceso a ser anaeróbico. Debido a las altas temperaturas que se alcanzan durante el compostaje, la humedad es un factor que ha de ser controlado. La actividad microbiana se reduce considerablemente cuando el contenido de humedad cae por debajo del 30%.
- h) Temperatura: este parámetro varía durante el proceso de compostaje marcando las diferentes etapas que nos determinan el grado evolutivo del material compostado. Los microorganismos que resulten beneficiados a una temperatura concreta son los que principalmente descompondrán la materia orgánica del residuo, produciéndose un desprendimiento de calor; este calor provoca una variación de temperatura de la mezcla que dependerá adecuación de los demás factores a los intervalos óptimos, de su tamaño, de las condiciones ambientales

y del tipo de aireación (Ekinci y col., 2004). Desde un punto de vista termodinámico, la biodegradación se desarrolla a través de un proceso global exoenergético, constituido por diferentes etapas (mesófila, termófila, de enfriamiento y de maduración). La inadecuada evolución de la temperatura impide una correcta higienización de la mezcla, produciendo un material de mala calidad.

1.3.3. Sistemas de compostaje

El sistema de compostaje utilizado depende del tipo de aireación que es empleada en el proceso. Puede ser mediante opciones distintas: volteando la masa, mediante aireación forzada o mediante aireación pasiva, donde el aire fluye de forma pasiva a través de la pila (Imbeah, 1998), catalogándose en sistemas estáticos y dinámicos. El sistema de compostaje también puede ser clasificado en sistemas abiertos, semicerrados y cerrados. La diferencia esencial entre unos sistemas y otros, con independencia de la clasificación optada, radica en el método utilizado para suministrar oxígeno a la masa con el objetivo de que sea un proceso aeróbico.

A continuación, van a ser descritas diferentes opciones realizar el proceso de compostaje, ordenadas según el grado de sofisticación del sistema:

- Pilas estáticas con aireación pasiva
- Pilas o hileras volteadas
- Pilas estáticas con aireación forzada
- Trincheras (canales semicerrados)
- Túneles estáticos
- Tambores/cilindros rotatorios

Pilas estáticas con aireación pasiva

La aireación pasiva puede originarse a través de tres mecanismos: la difusión molecular, el viento y la convección térmica. Aunque este sistema de tratamiento es el

más económico, el tipo de manejo puede dar lugar a que se generen condiciones anóxicas. La aireación puede ser asistida mediante el uso de tuberías perforadas que atraviesan la pila.

Pilas o hileras volteadas

El compostaje en pilas o hileras volteadas se refiere a un sistema común en el que los residuos se esparcen en un montículo alargado, normalmente de sección triangular o trapezoidal. La aireación se suministra mediante volteo mecánico en intervalos frecuentes; el volteo debe realizarse de forma adecuada con el objetivo de asegurar la adecuada homogeneización del material, su higienización, haciendo pasar todo el material por la zona central de la pila y un mantenimiento de las apropiadas condiciones de fermentación. Se puede emplear una amplia gama de maquinaria para la agitación mecánica del material, desde simples palas de carga hasta equipos especializados de volteo de hileras, siendo preferibles estas últimas para la optimización del proceso.

Al ser un sistema típicamente discontinuo, con continuas oscilaciones en los niveles de humedad, oxígeno y temperatura no es el óptimo para el desarrollo de las reacciones de degradación biológica. De ahí que este proceso sea lento y aún con el adecuado programa de volteos y riegos se necesite un mínimo de 100-120 días para lograr unos adecuados niveles de estabilización. En cambio, presentan la ventaja de conseguir una mayor homogeneización y garantía de higienización del material.

Pilas estáticas con aireación forzada

Las pilas estáticas con aireación forzada son capaces de mantener altos niveles de aireación con una alta actividad microbiana. El método se basa en la construcción de una pila homogenizada encima de un sistema de tubos de aireación o sobre un suelo poroso con tuberías debajo.

Existen dos sistemas principales: de presión positiva, el aire es insuflado a través de un soplador de aire (Sistema Rutgers), y de presión negativa o succión (sistema de Beltsville) en las que el aire de escape pasar a través de biofiltro para el control de los

gases de efecto invernadero y olores. El sistema Rutgers también permite el control de la temperatura, estableciendo un valor máximo que asegura una tasa de degradación óptima.

Debido a que no existen mecanismos para mezclar el material durante el proceso de compostaje, los materiales deben ser homogeneizados antes del establecimiento de la pila. La mezcla debe ser relativamente porosa y tener una buena estructura para resistir la compactación y el asentamiento (Rynk y Richard, 2004).

Trincheras (canales semicerrados)

El proceso de compostaje en estos sistemas se desarrolla en una serie de canales, calles o trincheras con muretes. Los canales se encuentran abiertos por arriba y con dispositivos que permiten la circulación por encima de ellos de una máquina volteadora que remueve la pila de compostaje y la hace avanzar unos 3-4 metros cada vez; este tipo de volteo es la novedad más relevante de este sistema.

En algunas configuraciones, el volteo es efectuado mediante una volteadora que circula sobre unos raíles situados a lo largo de la parte superior de los muretes y que puede ser pasada de una a otra calle por medio de unos puntos de transferencia (Moreno y Moral, 2008).

Esta disposición permite realizar un seguimiento y control exhaustivo de la temperatura, humedad y nivel de oxígeno con las mejoras añadidas de los volteos periódicos, el riego simultáneo al volteo y, la posibilidad de airear selectivamente determinadas zonas.

Túneles estáticos

Se denomina túneles a estáticos a contenedores de hormigón alargados de forma rectangular dotados con: un sistema de aireación forzada (normalmente a través de ranuras en el suelo), sondas de temperatura, de humedad y de nivel de oxígeno, recogida de gases y lixiviados y sistema de riego.

Un sistema automatizado mide y regula la aireación, temperatura y humedad. En función de los valores del nivel de oxígeno y de temperatura en el contenedor se puede realizar la aireación con aire fresco, reciclado o mezcla de ambos. El control de

temperatura puede realizarse fijando patrones de comportamiento en los que se suele delimitar un periodo termófilo y otros mesófilos. La humedad óptima del proceso se regula por control del riego de la mezcla en función de las condiciones de entrada del material y de operación.

El material a compostar se mantiene durante un periodo que oscila entre 2 y 6 semanas en los contenedores (Moreno y Moral, 2008) y, posteriormente la mezcla inmadura se traslada a otro lugar, en el que se efectúa un proceso de maduración controlada, manteniendo los volteos y riegos en función del estado de estabilización del producto.

Las principales ventajas de este sistema consisten en que permite mantener valores constantes y controlados de las variables críticas y recoger los gases y los lixiviados que además pueden ser reutilizados.

Tambores/cilindros rotatorios

La tecnología de los reactores de tambor rotatorio se realiza en cilindros de unos pocos metros de diámetro por algunos más de longitud, que giran lentamente a lo largo de su eje principal. Los tambores montados de forma horizontal tienen una pequeña inclinación para que los materiales circulen lentamente dentro de ellos mientras el sistema rota y se voltea en su interior. Los materiales a compostar se cargan en un lado del tambor por medio de cintas transportadoras y el compost ya finalizado se recoge por el otro extremo. Gracias a este sistema es posible controlar parámetros como la temperatura de la masa, el tiempo de permanencia, los volteos y la inyección/extracción de aire (Canaleta, 2005).

La rotación expone el material al aire fresco, intercambiando O₂, liberando calor y diversos gases de la descomposición. Asimismo, se provoca una homogenización en aireación y temperatura del material que se está compostando, consiguiendo una amplia garantía de correcta higienización. El material saliente del proceso, pasa un periodo posterior de maduración que puede ser realizado de diversos sistemas (túneles de maduración, hileras volteadas, etc.).

Como ventajas de este sistema encontramos el gran control que se puede efectuar sobre los parámetros y la flexibilidad del proceso. A pesar de esto, como principal desventaja encontramos su elevada inversión inicial necesaria.

1.3.4. Evaluación de la calidad del compost

El compost puede ser definido como el producto que resulta del proceso de compostaje y maduración, constituido por una materia orgánica estabilizada semejante al humus, con poco parecido con la original, puesto que se habrá degradado dando partículas más finas y oscuras. Será un producto inocuo y libre de sustancias fitotóxicas, cuya aplicación al suelo no provocará daños a las plantas, y que permitirá su almacenamiento sin posteriores tratamientos ni alteraciones (Costa y col., 1991).

Desde un punto de vista práctico, a veces se entiende como compost maduro a un material térmicamente estabilizado, lo cual no implica necesariamente una estabilización biológica. Sin embargo, desde el punto de vista de la calidad del producto final un compost maduro ha de ser un producto altamente *humificado*, cuya materia orgánica ha evolucionado durante un largo período de tiempo hacia formas más resistentes a la biodegradación (presenta numerosas similitudes a las propiedades de la materia orgánica humificada del suelo) y además es altamente maduro, que implícitamente está biológicamente estabilizado y además carece de sustancias orgánicas fitotóxicas (Iglesias Jiménez y col., 2008).

En términos generales un compost maduro, y por tanto estable, debería ser:

- a) Un producto estabilizado: la estabilización es un requisito previo a su empleo agrícola; esta debe de ser lograda por procesos biológicos y no confundirse con procesos como desecación o esterilización.
- b) Un producto inocuo: la destrucción de organismos patógenos se consigue con el efecto continuado de la alta temperatura, el tiempo y la competencia de la población microbiana no patógena con la patógena; condiciones que se dan preferentemente en la etapa termófila.

- c) Debe haberse sometido a una etapa inicial de descomposición: el compost debe asociarse al proceso de compostaje tal y como se definió anteriormente y se debe excluir a todos los productos obtenidos mediante otros procesos. La degradación irá incluida en la primera fase de compostaje, pues para iniciar la estabilización, esta tiene que haber finalizado, y la presencia de compuestos orgánicos solubles y catabolitos orgánicos deberá estar en un nivel muy bajo.
- d) Será el resultado de un proceso de humificación: durante la fase de estabilización del producto (maduración) se producirá una humificación, acompañada de un lento proceso de mineralización.

Por todas estas razones, los productos no terminados o "inmaduros" (no humificados o que contengan sustancias fitotóxicas) no deberían ser llamados "compost", aunque algunos que no tienen tales requisitos puedan tener usos especiales.

Concretamente, para la evaluación de la madurez del compost, numerosos métodos y criterios (físicos, químicos y biológicos) han sido propuestos, pero la mayoría, aisladamente, no son operativos para su aplicación práctica a todo tipo de materiales. Es decir, no existe un único método universal para su aplicación a cualquier tipo de compost y por tanto es imprescindible la aplicación combinada de determinados parámetros indicadores de la actividad microbiana durante el compostaje y de la "humificación" del material para evitar los serios riesgos que conlleva la aplicación a los suelos de cultivo de compost insuficientemente maduros. (Iglesias Jiménez y col., 2008).

En la Tabla siguiente, se muestran los valores límites establecidos por distintos autores a partir de los cuales se considera que un compost ha alcanzado su madurez.

Tabla 1.4. Fuente: Bustamante (2007). RH: Relación de humificación; IH: Índice de humificación; Pah: Porcentaje de humificación; Cah/Caf: Relación de polimerización; CCC: Capacidad de cambio catiónico.

Parámetro	Valor límite	Fuente
Chidrosoluble (%)	< 0,5	García y col. (1992)
	<1	Hue y Liu (1995)
	<1,7	Bernal y col. (1998)
Cot/Nt	< 20	Mathur y col. (1993)

	<15	Bernal y col. (1998)
Chidro/Norg	<0,70	Hue y Liu (1995)
	<055	Bernal y col. (1998)
NH₄⁺ (%)	<0,04	Zucconi y de Bertoldi (1987)
N-NH₄⁺/N-NO₃	<0,16	Bernal y col. (1998)
RH (%)	>7	Roletto y col. (1985)
IH (%)	>3,5	Roletto y col. (1985)
	>13	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
Pah (%)	>62	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
Cah/Caf	>1	Roletto y col. (1985)
	>1,6	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
Índ. germinación (%)	>50	Zucconi y de Bertoldi (1987)
CCC (meq/100 g MO)	>60	Harada e Inoko (1980)
	>67	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 b)
CCC/Cot (meq/g Cot)	>1,9	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992 a)
	>3,5	García y col. (1992)

1.3.5. Legislación española relativa al compost

En el reciente Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes (BOE de 10 de julio de 2013), se clasifica a los composts como:

Grupo 6. Enmiendas orgánicas del anexo I. Donde se definen, entre otros, los distintos tipos de composts:

6.02. *Compost*

6.03. *Compost vegetal*

6.04. *Compost de estiércol*

6.05. *Vermicompost*

6.09. *Compost de alperujo*

En el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, se define compost de la siguiente forma:

Definición Compost: producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo la fase termofílica), bajo condiciones controladas, de materiales orgánicos biodegradables.

Hay que cumplir con una serie de especificaciones y límites comercialización:

- Contenido mínimo en nutrientes (% masa).
- Niveles de metales pesados que no pueden sobrepasar.
- Parámetros microbiológicos.
- Otros parámetros (impurezas, semillas de malas hierbas, etc.,).

En concreto, para compost en general:

Tabla 1.5. Diferentes parámetros para que una enmienda orgánica sea considerada como compost según el Real Decreto 506/2013 del 28 de junio.

Parámetro	Real Decreto 506/2013
Materia orgánica mínima	35%
Humedad máxima	40%
C/N	< 20
Microorganismos	
<i>Salmonella spp</i>	Ausente en 25 g de compost
<i>E. coli</i>	<1000 NMP/g
Tamaño de partículas	90% ≤ 25mm
Impurezas (%)	No puede contener
Gravas y piedras (%)	No puede contener

1.4. SUELO E IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica (MO) es porcentualmente minoritaria en el suelo, ya que adquiere valores entre 0-5%. Sin embargo, permite mejorar toda una serie de propiedades, entre las que se pueden destacar: el aumento de la cohesión, la capacidad de retención de agua y la formación de complejos arcillo-húmicos.

La materia orgánica del suelo juega un papel importante en la conservación y/o restauración a largo plazo de los suelos mediante el mantenimiento de la fertilidad. La reducción del stock de carbono en los suelos agrícolas es especialmente crítica, ya que la materia orgánica es fundamental para mejorar la estructura del suelo, las características químicas y mantener la supresión de los patógenos transmitidos por el suelo (Arthur y col., 2014; Zaccardelli y col., 2013). Además, la MO es un indicador de calidad del suelo muy reactivo y ubicuo, que influye en la productividad. (Komatsuzaki y Ohta, 2007).

En consecuencia, aquellas prácticas de manejo agrícola que conservan o mejoran el contenido de materia orgánica del suelo son las que deben prevalecer para preservar la producción agrícola y la calidad ambiental, pudiendo considerarse como únicas estrategias sostenibles. En concreto, según señalan Diacono y Montemurro (2010), la única forma sostenible de agricultura es la agricultura ecológica.

Por su parte, en gran parte el área mediterránea, el *European Soil Bureau* indica que el valor de MO se sitúa por debajo de 1,7%. La materia orgánica está sufriendo un agotamiento progresivo en dicha área, debido a las condiciones ambientales favorables para la mineralización de la materia orgánica y el establecimiento de una agricultura intensivista (altas temperaturas y disponibilidad continua de agua y nutrientes por fertirrigación), condiciones que podrían contribuir a la degradación del suelo (Scotti, 2015).

Por los motivos previamente descritos, de forma genérica la materia orgánica debe reponerse de forma periódica en todos los suelos agrícolas, pero en especial en aquellas zonas geográficas que por sus condiciones edafoclimáticas generen una tendencia acentuada a su pérdida, como la zona mediterránea.

1.4.1. Dinámica de la materia orgánica en el suelo

La materia orgánica fresca (restos de plantas y animales) incorporada al suelo, sufre una serie de transformaciones que dependerán de la naturaleza del material orgánico y de las condiciones ecológicas (Porta, y col., 2008). Los procesos fundamentales (Figura 1.8.) son los que describen a continuación.

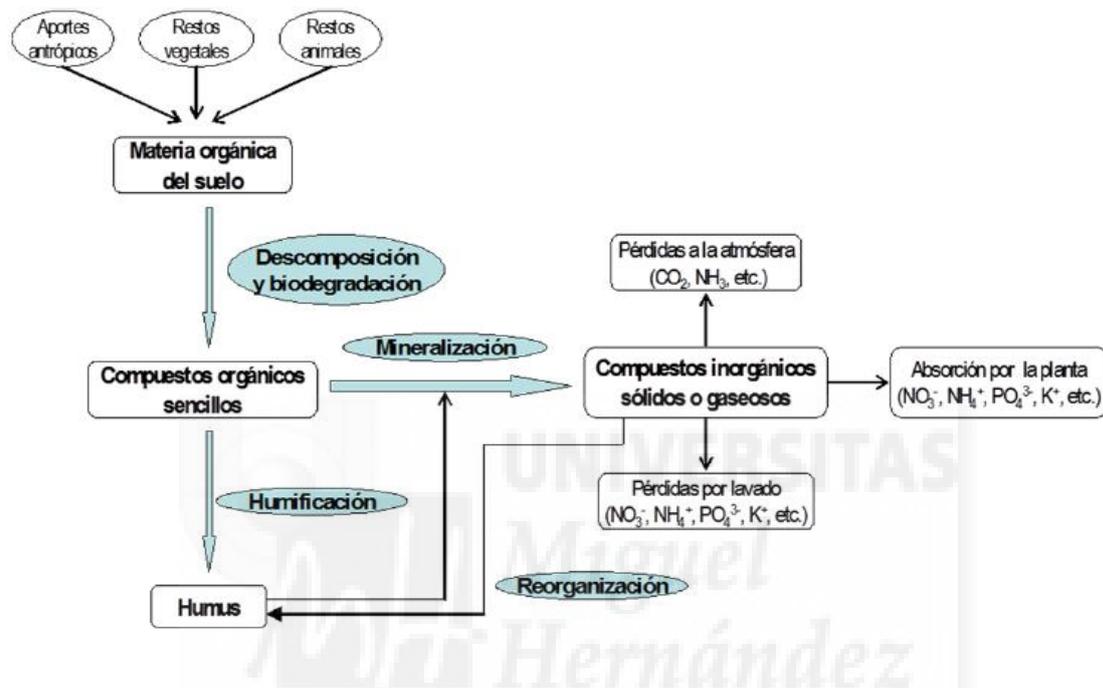


Figura 1.8. Transformaciones de los componentes orgánicos en el suelo.

- Descomposición y biodegradación: la materia orgánica incorporada al suelo, sufre un proceso de descomposición y biodegradación, obteniéndose compuestos orgánicos sencillos y en general solubles como proteínas, hidratos de carbono, ácidos orgánicos, etc.
- Mineralización: que consiste en una rápida transformación por acción microbiana de los compuestos orgánicos sencillos (solubles) a compuestos inorgánicos, bien solubles (NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , etc.) o bien gaseosos (CO_2 , NH_4^+ , etc.) Los compuestos inorgánicos solubles obtenidos en el proceso de mineralización pueden ser aprovechados como nutrientes para las plantas, pueden perderse por lavado o bien pueden ser reorganizados, inmovilizándose temporalmente en la biomasa microbiana. Como resultado del proceso de

mineralización entre el 60 y el 80 % del carbono orgánico es devuelto a la atmósfera en forma de CO₂.

- Humificación: conjunto de procesos complejos que hacen aumentar la resistencia de la MO a la biodegradación. En la humificación pueden tener lugar reacciones químicas de oxidación, condensación y polimerización, procesos biológicos de catabolismo y síntesis microbiana, dando lugar macromoléculas más o menos policondensadas que no se forman en las células vivas, sino que son constituyentes típicos de los suelos y que se denominan sustancias húmicas. Existen procesos de humificación directa de compuestos orgánicos sencillos a sustancias húmicas y otros de humificación lenta, de biomasa microbiana a sustancias húmicas.

1.4.2. Efecto de las enmiendas orgánicas bioestabilizadas sobre el suelo

El impacto ambiental de las prácticas agrícolas convencionales y las preocupaciones globales sobre la degradación del suelo han aumentado el interés sobre estrategias agrícolas sostenibles como la aplicación de enmiendas orgánicas bioestabilizadas al suelo provenientes de materiales de desecho. En este contexto, la aplicación de enmiendas orgánicas debe contemplarse como una estrategia de manejo fundamental para preservar la sostenibilidad de los sistemas de cultivos hortícolas intensivos situados en la zona mediterránea.

La función más ampliamente reconocida a la aplicación de sustancias húmicas, como las aplicadas con el compost, es la mejora de la condición estructural del suelo. La aplicación regular de compost mejora una serie de propiedades físicas, ya que aumenta la porosidad total, la conductividad hidráulica, la capacidad de retención y la estabilidad de los agregados; mientras que reduce la densidad aparente y la resistencia a la penetración (Aggelides y Londra, 2000).

Invertir la tendencia de pérdida de carbono del suelo, resultado de un largo período de actividad agronómica con fertilización mineral, puede ayudar a mejorar la salud del suelo y la posibilidad de aumentar el contenido de carbono orgánico del suelo, a través del cambio de prácticas agronómicas, puede jugar un papel esencial en la lucha contra

el cambio climático (Lal, 2007). El mantenimiento del carbono orgánico es importante no solo para la captura y la mitigación de gases de efecto invernadero, sino que también ejerce una influencia significativa en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Ashagrie y col., 2007).

El aumento del stock de carbono orgánico del suelo y, por lo tanto, el aumento de la capacidad de intercambio catiónico, es una importante mejora en la fertilidad química del suelo ya que implica una mayor retención de nutrientes y en una forma más asimilable para las plantas (Weber y col., 2007; Kaur y col., 2008).

Con el uso a largo plazo de las enmiendas orgánicas bioestabilizadas, los efectos residuales sobre la producción de los cultivos y las propiedades del suelo pueden durar varios años, ya que solo una fracción del N y otros nutrientes está disponible para las plantas en el primer año después de su aplicación.



2. OBJETIVOS



2. OBJETIVOS

Las prácticas agrícolas comúnmente empleadas en los sistemas intensivos de producción contribuyen a generar unas condiciones en el suelo y en la atmósfera insostenibles. La sostenibilidad del medio agrícola está asociada a la fertilidad del suelo y a un modelo de agricultura que no contribuya al cambio climático. Para ello, las enmiendas orgánicas representan un papel ineludible para el mantenimiento de la fertilidad y la restauración de los suelos degradados, así como en la sustitución de los insumos inorgánicos aplicados mediante la fertirrigación.

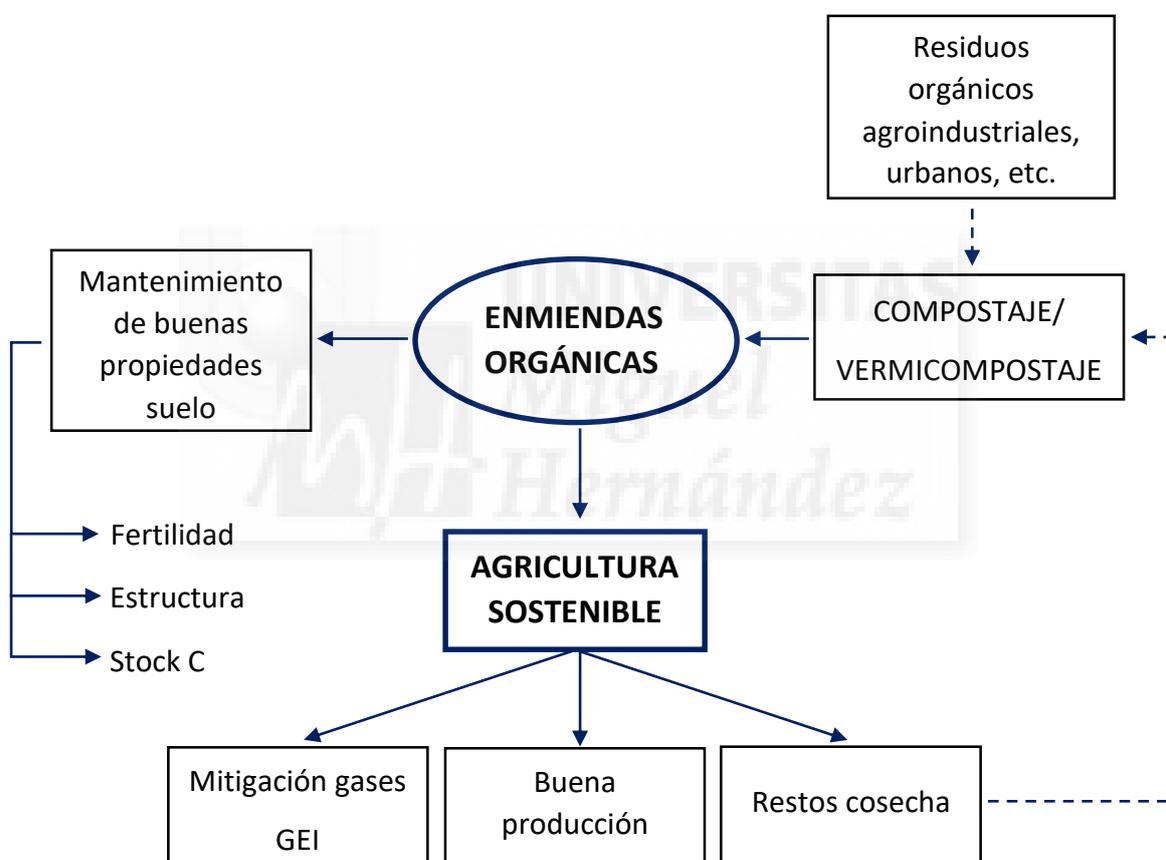


Figura 2.1. Diagrama de flujo de la importancia de las enmiendas orgánicas en la agricultura.

El objetivo primordial del presente trabajo ha sido el de evaluar de forma comparativa el efecto de distintos materiales fertilizantes (orgánicos bioestabilizados, orgánicos frescos e inorgánicos) en un cultivo de eneldo y estudiar las distintas condiciones generadas por cada uno de ellos en el propio cultivo, en el suelo y los gases de efecto invernadero emitidos a la atmósfera durante el cultivo.

A su vez, este objetivo general se subdivide en los siguientes parciales:

- Conocer las características químicas de los tratamientos fertilizantes a aplicar, con el fin de: dosificarlos con precisión y estimar los efectos que pueden ejercer sobre el suelo, el cultivo y la atmósfera.
- Evaluar la biomasa aérea y el rendimiento de los diferentes tratamientos fertilizantes aplicados en el momento de cosecha, en relación con la obtenida mediante los métodos intensivistas.
- Contrastar la importancia de las enmiendas orgánicas en el escenario de la agricultura sostenible.
- Analizar los nutrientes primarios extraídos por el cultivo de eneldo, así como el contenido de Na de las plantas.
- Estudiar las emisiones gaseosas del suelo: efecto de los tratamientos sobre la emisión durante todo el ciclo de cultivo y sobre las emisiones acumuladas de CO₂, CH₄ y N₂O.
- Evaluar el efecto de la aplicación de las enmiendas sobre diferentes parámetros físico-químicos, químicos y biológicos del suelo, tales como pH, conductividad eléctrica, nitratos, NTK, fósforo y carbono orgánico.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

MH Miguel Hernández

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. DISPOSITIVO EXPERIMENTAL

3.1.1. Infraestructura utilizada

El experimento de campo fue llevado a cabo durante la primavera de 2017 en una finca agrícola situada dentro del término municipal Librilla (Murcia-S N 37° 53' 16" p; 37°55'01.9"N 1°17'16.8"W; 180 m.s.n. El clima en esta zona es un clima cálido de estepa al estar situado entre las formaciones montañosas de la Sierra de Carrascoy y Sierra Espuña, su temperatura media anual es de 17,4 °C y sus precipitaciones medias anuales son muy escasas (303 mm) por lo que se ha clasificado como un clima semiárido cálido.

En la Figura 3.2, se presenta la temperatura media, los eventos de precipitaciones y el riego puntual y acumulado durante el periodo de estudio. La evapotranspiración de referencia diaria media durante marzo y abril fue de 3,47 l/m² y de 4,83 l/m² en mayo. Los datos climáticos fueron obtenidos de una estación meteorológica perteneciente al SIAM-IMIDA (Murcia) situada en Librilla.



Figura 3.1. Localización de la parcela de estudio.

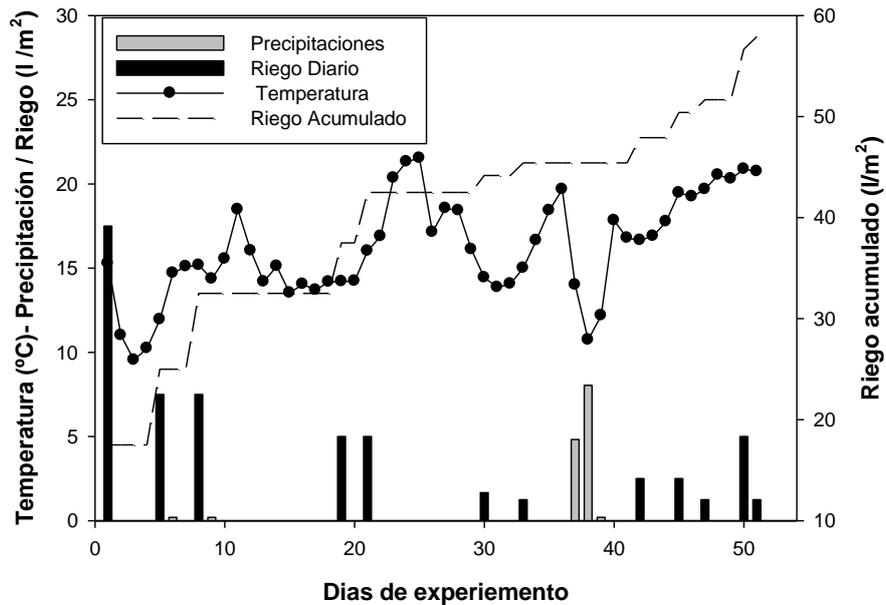


Figura 3.2. Gráfica de Temperatura medias (°C), precipitaciones (l/m²) y riego diario y acumulado (l/m²) durante el experimento.

3.1.2. Medios utilizados

3.1.2.1. El cultivo de eneldo

La variedad de eneldo elegida para este estudio es N18 perteneciente a la especie *Anethum* y subespecie *graveolens*. Considerada como planta aromática por su contenido en compuestos volátiles.

3.1.2.2. El suelo del experimento

Las características del suelo donde se estableció el cultivo se describen en la Tabla 3.1. Se trata de un suelo agrícola clasificado como calcaric fluvisol (FAO, 2014). La textura es arcillosa; como aspectos favorables, los suelos de este tipo presentan un nivel óptimo de retención de agua útil y retienen nutrientes por su alta superficie específica. Sin embargo, son suelos plásticos, difíciles de trabajar, altamente adherentes, baja capacidad de enraizamiento, de permeabilidad muy baja que en casos extremos puede provocar asfixia radicular y con alto potencial de escorrentía. El pH del suelo es básico (8,36) y es no salino, ya que su conductividad eléctrica es reducida (0,34 dS/m). Los niveles de carbono orgánico total (0,63 %) y de nitrógeno (810 mg/kg) son bajos, y los

de fósforo asimilable son normales (47,2 mg/kg). Además, el suelo presenta niveles muy bajos de materia orgánica (1,09 %).

Tabla 3.1. Características físico-químicas del suelo previas al establecimiento de los tratamientos fertilizantes.

Parámetro	Método –Técnica analítica	Valor
pH (extracto acuoso 1:5)	Potenciometría	8,36
CE (dS/m) (extracto acuoso 1:5)	Conductimetría	0,34
Materia orgánica oxidable (%)	Volumetría	1,09
COT (%)	Volumetría	0,63
NTK (mg/kg)	Volumetría	810
N-NO ₃ ⁻ (mg/kg)	E. V-UV	117
P asimilable (ppm)	E. V-UV	47,2
CRH (%)	Gravimetría	30,1
Arena (%)	Densimetría	34,3
Limo (%)	Densimetría	12,6
Arcilla (%)	Densimetría	53,1
Textura	-	Arcillosa

E. V-U: espectrofotometría visible-ultravioleta

3.1.2.3. Tratamientos fertilizantes empleados

Para llevar a cabo el estudio se utilizaron 8 tratamientos fertilizantes agrupados en tres bloques diferentes. En la Tabla 3.2. se muestran las características físico-químicas, químicas y biológicas de los fertilizantes utilizados en cada uno de los tratamientos.

Bloque 1. Fertilizantes Orgánicos Estabilizados

1. Compost HP

El compost HP empleado en el ensayo se realizó en las instalaciones de la UMH situadas en la EPSO. Se elaboró a partir de una mezcla binaria de lodo de EDAR y restos de poda de hoja de palmera de la especie *Phoenix dactilifera* (lodo EDAR 42,2% + restos

de poda de hoja palmera 57,8%, sobre materia seca). Los restos de hoja de palmera previamente molidos a tamaño de partícula < 5cm, se utilizaron como agente estructurante, permitiendo ajustar el ratio C/N de la mezcla, así como reducir el exceso de humedad del lodo y proporcionando unas características adecuadas a la mezcla para su correcto proceso de compostaje. El lodo utilizado procede de la depuración de aguas residuales urbanas mediante sistema de fangos activos, con estabilización del lodo mediante digestión aerobia, espesado y deshidratación mediante filtros de banda.

El proceso de compostaje se realizó a tamaño industrial mediante metodología de pila móvil con volteos periódicos quincenales (6 volteos). Una vez realizada la mezcla se preparó la pila de forma trapezoidal, con un volumen de 15m³. La mezcla alcanzó durante los primeros días temperaturas termófilas (> 50°C), las cuales se mantuvieron al menos durante 34 días, tras los cuales se observó como la temperatura de la mezcla empezaba a descender acercándose a la temperatura ambiente, indicando el final de la fase biooxidativa (transcurridos 152 días desde el comienzo del proceso), tras la cual se mantuvo 44 días en etapa de maduración.

2. Compost (HP-2)

Este compost también se realizó en la planta de compostaje COMPOLAB situada en la EPSO. Se elaboró a partir de una mezcla binaria de lodo EDARI de pera y de restos de poda de hoja de palmera (lodo EDARI Pera 42,8 % + restos de poda de hoja de palmera 57,2 % s.m.s). Los restos de hoja de palmera previamente molidos a tamaño de partícula < 5cm, se utilizaron como agente estructurante.

El lodo utilizado en la elaboración del compost procedió de la depuración de las aguas residuales generadas en el procesado de pera, donde las aguas tras un desbaste de gruesos son tratadas mediante CAF (Celdas de Aeroflotación), reactor anóxico para la desnitrificación, reactor biológico con sistema de aireación forzada MTS, clarificador USBF situado dentro del reactor biológico para la decantación primaria y decantador secundario tradicional. Los fangos procedentes del decantador primario (clarificador USBF), de los tratamientos físico-químicos (celda de aeroflotación) y del tratamiento biológico, se concentran y mezclan de forma homogénea en un espesador y finalmente

se centrifugan previo acondicionamiento mediante la adición de polielectrolitos aniónico y catiónicos.

El compostaje se realizó mediante una pila móvil con volteos periódicos quincenales. La pila fue de tamaño industrial y forma trapezoidal, con un volumen de 15m³. La fase oxidativa duró 97 días, en los que se alcanzaron temperaturas termófilas en al menos 30 días; tras los cuales, se mantuvo en proceso de maduración durante 43 días.

3. Vermicompost (VT)

El vermicompost utilizado procede del vermicompostaje de estiércoles ganaderos, principalmente vacuno elaborado en una planta de vermicompostaje comercial situada en el paraje La Tercia (MURCIA).

El vermicompostaje es un proceso de biooxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica mediada por la acción combinada de lombrices y microorganismos, mediante el cual se obtiene un producto final estabilizado, homogéneo y de granulometría fina denominado vermicompost, lumbricompost, compost de lombriz o humus de lombriz. Esta práctica de biotransformación aprovecha varias de las ventajas derivadas de la actividad de algunas especies de lombrices, las cuales aceleran la descomposición y humificación de la materia orgánica, ya sea de un modo directo (alimentación detritívora y desplazamiento a través de galerías) o indirecto (estimulación de la actividad microbiana). Los organismos *Eisenia fetida* y *Eisenia andrei* han demostrado ser las más eficientes para la biodegradación de residuos orgánicos y las más comúnmente utilizadas. A nivel morfológico son muy parecidas.

Por otro lado, mejoran la estructura del producto final, al provocar, por el paso del residuo a través del sistema digestivo de la lombriz, la ruptura de los materiales orgánicos, reduciendo su tamaño de partículas y favoreciendo la formación de agregados estables. Además la actividad de estos detritívoros aumenta el contenido de nutrientes, convirtiéndolos a través de la actividad microbiana, en formas solubles y asimilables por los cultivos. Asimismo, mediante este proceso se favorece la producción

de sustancias que pueden actuar con acción fitohormonal sobre las plantas (Nogales Vargas, et al., 2008).

Bloque 2. Fertilizantes Orgánicos Frescos

1. Lodo de EDAR (LO)

El lodo aplicado directamente es originario de la depuración de aguas residuales urbanas. Las aguas en esta EDAR son tratadas mediante proceso biológico de fangos activos. El aporte de oxígeno a los reactores biológicos se realiza por inyección directa de aire a través de difusores de membrana de burbuja fina y tres soplantes. La decantación secundaria se realiza en dos decantadores de tipo circular con barredera de fangos y de superficie de 20 m de diámetro. Los fangos se estabilizan mediante digestión aerobia y posteriormente se espesan en un espesador de rasqueta y se deshidratan mediante filtros de banda.

2. Estiércol vacuno (EST)

Estiércol procedente de explotación ganadera bovina (500 cabezas) para la obtención de leche situada en Santomera. Se recogió el estiércol que se retira de los establos. Presenta cama de paja y heces de naturaleza fresca con poco tiempo de envejecimiento o evolución.

Bloque 3. Fertilizantes Inorgánicos

1. NPK 15-15-15 convencional (NOLI)

Producto de la empresa AgroMediterráneo (FERTIBERIA, S.A.), suministrado en sacos de 25 kg.

- Densidad aparente: 0,95 kg/dm³
- Granulometría: mín. 94% entre 2 y 5 mm Características fertilizantes: 15% de Nitrógeno total (13% amoniacal y 2% ureico)

- 15% Pentóxido de fósforo (P_2O_5) soluble en citrato amónico neutro y en agua (13,5% soluble en agua)
- 15% Óxido de potasio (K_2O) soluble en agua
- 20% Trióxido de azufre (SO_3) total (18% soluble en agua)

2. Nitrofoska 21%N (LI-2)

Producto de la empresa EMTEC. Abono complejo NPK 21-8-11 encapsulado con inhibidor de la nitrificación (DMPP).

- Densidad aparente: 1,1 t/m³
- Granulometría: mín. 90% entre 2 y 5 mm Características fertilizantes: 21% de Nitrógeno total (9,9% amoniacal y 11,1% ureico)
- 8% Pentóxido de fósforo (P_2O_5) soluble en citrato amónico neutro (5,6% soluble en agua)
- 11% Óxido de potasio (K_2O) soluble en agua
- 10% Trióxido de azufre (SO_3) total (8% soluble en agua)
- 0,8% DMPP (3,4-dimetilpirazol fosfato) en relación con el nitrógeno amoniacal

Los inhibidores de la nitrificación se caracterizan porque sus moléculas inhiben la acción de las bacterias Nitrosomas, responsables de la oxidación de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), paso fundamental para su transformación finalmente en nitrato. Mientras el nitrógeno permanece en el suelo en forma de amonio, no tiene efecto contaminante por pérdidas por lixiviación ya que tiene poca movilidad en el suelo debido a que queda retenido por las arcillas. Sin embargo, en la forma amónica el nitrógeno es poco asimilable para las plantas en general. Por tanto, la utilización de los inhibidores de la nitrificación debe ser adecuadamente formulada con objeto de frenar parcialmente la oxidación a nitrato, de modo que la concentración en el suelo sea suficiente para la nutrición de la planta. Es decir, se trata de acompañar la velocidad de nitrificación en el

suelo a la absorción de nitrógeno por la planta. En concreto, el DMPP es un inhibidor de la nitrificación con acción bacteriostática; su aplicación al suelo no destruye a las bacterias Nitrosomas, sino que ralentiza su acción durante un periodo de tiempo que oscila entre 1 y 2 meses, lo que hace que sean especialmente seleccionados por sus efectos reversibles en el suelo (Díez y col. 2009).

3. Tratamiento de fertirrigación (FERTI)

La fertirrigación es una técnica de aplicación de abonos disueltos en el agua de riego a los cultivos, muy utilizada en sistemas intensivistas con riego por goteo con el objetivo principal de aprovechar el flujo de agua del sistema de riego para transportar los elementos nutritivos que necesita la planta hasta el lugar donde se desarrollan las raíces (SIAR, 2005). Para este el experimento y para el cultivo de eneldo, el tratamiento de fertirrigación ha sido fertilizado a razón de una dosis de 48 UFN/ha, 27 UFP/ha y 54 UFK/ha.

Tabla 3.2. Características físico-químicas, químicas y biológicas de los materiales empleados como fertilizantes.

Clave tratamiento	HP	HP-2	VT	LO	EST	NOLI	LI-2
Parámetros	Valor						
Humedad (%)	51,4	34,9	27,6	77,2	76,7	-	-
pH (H ₂ O)	5,8	7,4	8,2	6,8	9,6	4,8	7,26
CE (dS m ⁻¹)	9,0	8,3	4,1	4,0	6,9	71,2	74,4
COT (g kg ⁻¹)	314	371	173	332	408	-	-
N total (g kg ⁻¹)	31,9	28,7	14,7	49,7	27,4	150	210
N-NO ₃ ⁻ (g N kg ⁻¹)	4,66	1,20	0,92	0,04	0,03	20	99
N-NH ₄ ⁺ (g N kg ⁻¹)	0,067	0,077	0,022	2,165	-	130	111
C/N	9,8	12,9	11,8	6,68	23,4	-	-
P (g kg ⁻¹)	11,1	4,1	8,6	13,5	3,0	65,5	34,8
K (g kg ⁻¹)	11,4	22,5	10,2	3,5	27,7	125	91,6
Na (g kg ⁻¹)	7,4	10,7	4,4	2,3	9,2	12,4	13,3

COT: carbono orgánico total

3.1.2.4. Agua de riego utilizada

Las características medias del agua de riego utilizada en el cultivo de eneldo se presentan en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3. Características medias del agua de riego utilizada en el riego del cultivo de eneldo.

Parámetro	Unidad	Valor
pH	-	8,64
Conductividad eléctrica	dS/m	2,96
Dureza	°F	98
Cloruros	mg/l	408
Sulfatos	mg/l	825
Carbonatos	mg/l	16,7
Bicarbonatos	mg/l	192
Calcio	mg/l	263
Magnesio	mg/l	79,1
Potasio	mg/l	24,9
Sodio	mg/l	243
SAR ^o	-	4,2

Según las directrices para evaluar la calidad de las aguas para riego, establecida por Ayers y Westcot (1987), las aguas utilizadas en el cultivo del eneldo presentaron un riesgo de salinización de ligero a moderado, no mostrando riesgos en cuanto a problemas de permeabilidad. El riesgo de toxicidad por sodio en cultivos sensibles es moderado en riego superficial y elevado en riego por aspersión. El riesgo de toxicidad por cloruro en cultivos sensibles es elevado para riego superficial y aspersión. El pH se encuentra dentro del rango normal.

Se recomienda adoptar medidas de gestión como riegos frecuentes, sistemas de riego localizado, drenaje, riegos alternativos con otras aguas y control del drenaje y de la fertilización para no sobreañadir más sales al suelo. Respecto a la toxicidad en cultivos sensibles por sodio y cloruro se recomienda en el uso de especies tolerantes.

3.1.2.5. Fitosanitarios empleados

Los tratamientos fitosanitarios fueron aplicados en dos eventos, se trata de Quorum Incoloro (Oxicloruro de cobre 70%) y Akira 2.5 WG (Lambda cihalotrin 2,5%)

aplicados para la lucha con *Alternaria* y lepidópteros respectivamente. El criterio de aplicación de ambos productos fue el mismo. Periódicamente se testaban algunas plantas al azar, cuando se detectaba la presencia de alguno de estos organismos, se aplicaba el producto correspondiente a fin de que no llegaran a convertirse en una plaga para el cultivo y con ello afectar a la salud, calidad y producción final de eneldo. Las características, dosis y condiciones de aplicación de ambos productos son descritas en la tabla siguiente:

Tabla 3.4. Características de los tratamientos fitosanitarios empleados en el experimento.

Producto	Mat. activa	Plagas	Dosis (l/ha)	PS	PR	Máquina	Método aplicación
Quorum Incoloro	Oxicloruro de cobre 70%	Alternaria	2.0	15	2	CB-20	Pulver. de barras
Akira 2.5 WG	Lambda cihalotrin 2,5%	Lepidópteros	0.8	7	0	CB-20	Pulver. de barras



3.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

Se diseñó el experimento en base a la obtención de los objetivos planteados, se pretenden comparar diferentes escenarios de fertilización orgánica frente a la fertilización inorgánica usualmente utilizada en la producción comercial de eneldo.

Las variables introducidas fueron:

- 1) **Tipo de fertilizante:** se utilizaron 8 tratamientos fertilizantes agrupados en tres bloques diferentes.
 - **Fertilizantes Orgánicos Estabilizados:** en este grupo se incluyeron los tratamientos con dos compost (HP y HP-2) y un vermicompost (VT). El compost HP fue elaborado con lodo EDAR y restos de poda de hoja de palmera; el compost HP-2 fue elaborado con lodo EDARI procedente del proceso de depuración de aguas residuales de la industria agroalimentaria y restos de poda de hoja de palmera; y el vermicompost procede del proceso de vermicompostaje de residuos ganaderos (VT).
 - **Fertilizantes Orgánicos Frescos:** en este grupo se incluyeron los tratamientos con estiércol de vaca (EST) y con lodo de depuradora de aguas residuales urbanas (LO).
 - **Fertilizantes Inorgánicos:** en este grupo se incluyeron los tratamientos con fertilización convencional NPK 15-15-15 y con fertilización 21% N con inhibidor de la nitrificación, que fueron incorporados con el agua de riego, además de un tratamiento testigo de fertirrigación, correspondiente al usado en la finca agrícola para el cultivo del eneldo.
- 2) **Dosis de aplicación:** se utilizó el criterio de nitrógeno para la dosificación de los tratamientos fertilizantes. Se incorporó el fertilizante equivalente a una dosis de aplicación de 160 kg NT/ha. Por tanto se aplicó la cantidad necesaria de cada fertilizante en función de su contenido en nitrógeno. Las dosis de aplicación en

unidades fertilizantes P_2O_5 y K_2O sí que variaban entre los diferentes tratamientos (Tabla 3.5.).

Tabla 3.5. Dosis de aplicación de los tratamientos fertilizantes.

Clave	Dosis kg K_2O /ha	Dosis Kg P_2O_5 / ha	Dosis Kg N/ha
HP	630	1170	160
HP-2	1450	530	160
VT	1220	2010	160
LO	150	1080	160
EST	680	150	160
NOLI	160	160	160
LI-2	120	90	160
FERTI	54	27	48
B	0	0	0

- 3) **Tipo de riego:** el riego utilizado en todos los tratamientos fue el mismo, excepto para el tratamiento denominado FERTI. El riego se realizó por sistema de goteo consistente en cuatro líneas de goteros repartidas equidistantemente a lo ancho de las subparcelas constituidas por tubos de polietileno de 16mm \varnothing y contaba con 6,5 goteros/m². Al tratamiento denominado FERTI se le aplicó el abonado a través de fertirrigación, del mismo modo en que lo hace la empresa encargada de la producción y posterior comercialización del cultivo, a fin de poder comparar los rendimientos obtenidos en nuestro ensayo con los obtenidos de forma convencional.

Para ello se planteó un ensayo con diseño de subparcelas-parche de 140 cm de ancho y 424 cm de largo, con una superficie total de 5,93 m² por subparcela. La distribución de los tratamientos se realizó al azar con tres repeticiones por tratamiento, usando la variedad de eneldo N18 (*Anethum graveolens*) como cultivo con una densidad de plantación de 2.000.000 plantas/ha equivalente a unas 200 plantas/m². Todos los tratamientos se aplicaron como abonado de fondo en los primeros 10 cm de suelo previo a la siembra, la cual se realizó de manera mecánica. Se mantuvo un tratamiento control sin fertilización.

3.3. DESARROLLO EXPERIMENTAL

La disposición de los tratamientos se diseñó de forma aleatoria y las subparcelas se situaron de la siguiente forma (Figura 3.3.):

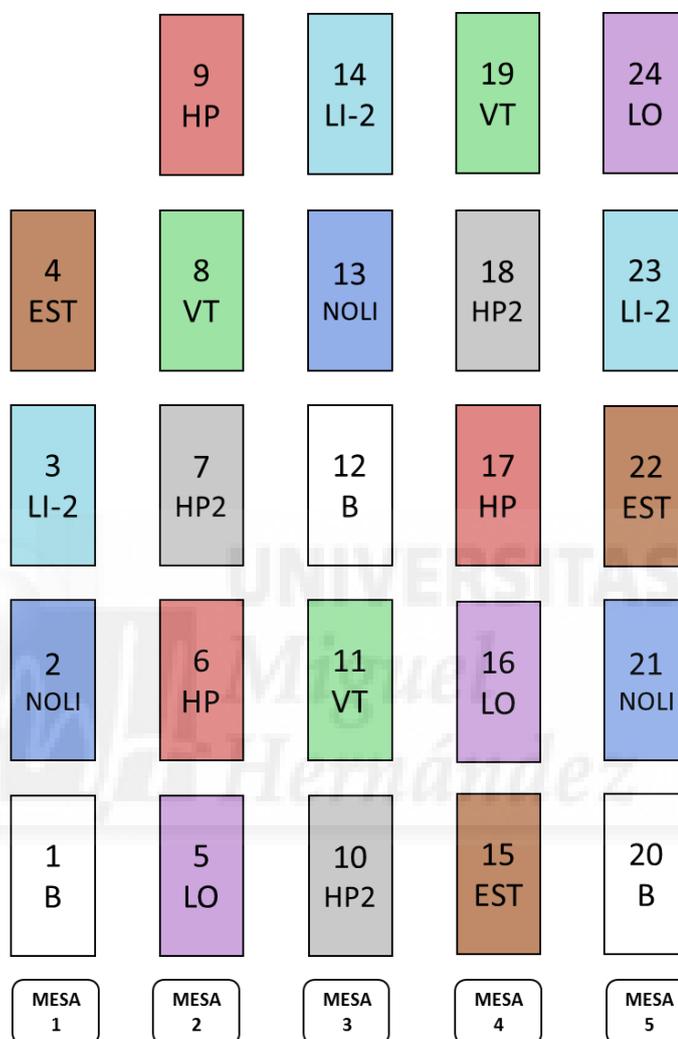


Figura 3.3. Esquema general de situación de los tratamientos, diferenciados según colores.

Los ocho tratamientos utilizados en el experimento de subparcelas fueron: tratamiento blanco sin fertilización de ningún tipo (B); fertilización tradicional a base de un fertilizante inorgánico, NPK 15-15-15 (NOLI); otro fertilizante inorgánico con inhibidores de la nitrificación, usado en fincas comerciales, principalmente para cultivos de hoja verde (LI-2); blanco pero fertirrigado como el resto de la finca (FERTI); estiércol de vaca (EST); lodo procedente de EDAR (LO); vermicompost de estiércoles ganaderos (VT);

compost elaborado a partir de hoja de palmera (*Phoenix dactilifera*) y lodo de EDAR, (HP); un compost elaborado a partir de hoja de palmera (*Phoenix dactilifera*) y lodo de EDARI (HP-2).



Figura 3.4. Visualización de dos de los tratamientos fertilizantes utilizados en el experimento (HP y LI-2).

Tanto el laboreo como la preparación de las mesas de cultivo (140 cm ancho, 30 cm de separación entre mesas) se realizaron de manera mecánica con tractor. El riego utilizado fue de sistema por goteo.

La cronología del experimento se estructuró, como podemos observar en la tabla siguiente; en la que se indican las fechas y días de experimento de las diferentes prácticas llevadas a cabo en la parcela experimental.

Tabla 3.6. Representación esquematizada de las acciones llevadas a cabo durante el experimento.

Fecha	Día	Toma Muestra Suelo	Determinación Humedad	Toma Muestra Gases	Riego	Plaguicidas	Cosecha
22/03/2017	0	✓	✓	✓			
23/03/2017	1		✓	✓	✓		
26/03/2017	3		✓	✓			
28/03/2017	5		✓	✓	✓		
30/03/2017	8		✓	✓			
31/03/2017	9				✓		
06/04/2017	15		✓	✓			
11/04/2017	20				✓		
13/04/2017	22		✓	✓	✓		
19/04/2017	28					✓	
20/04/2017	29		✓	✓			
22/04/2017	31				✓		
25/04/2017	34				✓	✓	
27/04/2017	36		✓	✓			
04/05/2017	43		✓	✓	✓		
07/05/2017	46				✓		
09/05/2017	48				✓		
10/05/2017	49		✓	✓			
12/05/2017	51				✓		
13/05/2017	52				✓		
16/05/2017	55	✓	✓	✓			✓

3.3.1. Aplicación de los fertilizantes



Figura 3.5. Visualización de la aplicación de los diferentes tratamientos fertilizantes previa a la siembra del cultivo.

Como se ha comentado en el apartado anterior se calculó una dosis de aplicación de 160 kg N total/ha para cada uno de los tratamientos que fueron aportados en un único evento antes de la siembra del cultivo, salvo para el tratamiento blanco y el tratamiento FERTI. Se incorporó cada tratamiento superficialmente (primeros 10 cm de suelo) mediante rastrillo. La siembra de las semillas de Eneldo (*Anethum graveolens*) variedad N18 se realizó de manera mecánica justo después de la incorporación de los tratamientos.

3.3.2. Toma de muestras

Se realizaron dos muestreos de **suelos** a lo largo del experimento, uno al inicio y otro al final del mismo para estudiar la influencia de cada tratamiento en la evolución de los diferentes parámetros determinados. Las muestras fueron tomadas entre los primeros 25 cm de profundidad, mediante un equipo tomamuestras de la casa Eijkelkamp. El muestreo de suelo (1 kg aproximadamente) se realizó en seis puntos equidistantes a lo largo de cada subparcela a una profundidad de 10-15 cm. Estas muestras se llevaron al

laboratorio se secaron al aire, se molieron y tamizaron a un tamaño de partícula inferior a 2 mm para su posterior análisis.



Figura 3.6. Detalle del muestreo de gases de efecto invernadero emitidos por el suelo de los diferentes tratamientos.

El muestreo de **gases** de efecto invernadero se realizó el día 0, 1, 3, 5 y 8 desde el establecimiento del experimento y posteriormente de forma semanal hasta la conclusión del mismo, sumando un total de 12 muestreos, realizados siempre en horario matutino. La toma de gases se realizó tomando 60 mL de gas de una cámara estática e introduciéndolo en un vial, donde con recirculación se inyecta 30 mL de gas y con sobrepresión los 30 mL restantes. El gas de estas cámaras se tomó de acuerdo con el sistema de “gas pooling” (Arias-Navarro y col., 2013). La toma de muestras se realizó a T= 0 y T= 60 minutos. Posteriormente, se determinó la concentración de los gases de efecto invernadero N_2O , CO_2 y CH_4 en cromatógrafo de gases, utilizando un cromatógrafo de gases (GC) Agilent HP-6890, equipado con un analizador HT3-Agilent.

El muestreo de **material vegetal** se realizó en el momento de cosecha óptimo, con el mismo grado de madurez que la empresa lo recoge para su comercialización, con una altura aproximada de unos 40-50 cm y justo antes de la floración de la planta. Se cosechó

la producción de las subparcelas por completo, seccionando las plantas sobre el suelo y se determinó: peso fresco, peso seco y producción total. Para la determinación de posteriores análisis, se mantuvo la muestra vegetal en estufa de aire forzado a 65°C, hasta obtener una muestra seca.

Posteriormente se molieron en molinillo de aspas metálicas y se secaron en estufa de aire forzado a 45°C hasta peso constante. Finalmente se envasaron en bolsas herméticas debidamente etiquetadas para su manejo y posterior análisis. Todos los análisis fueron realizados en triplicado.



3.4. MÉTODOS ANALÍTICOS Y ESTADÍSTICOS

3.4.1. Métodos analíticos en suelos

- **pH**

La determinación del pH de un suelo se basa en la medida de la diferencia de potencial existente entre un electrodo de vidrio y el electrodo de referencia calomelanos (Hg_2Cl_2 (sat), $\text{KCl}(x\text{F})/\text{Hg}$) sumergidos en una misma disolución. Esta diferencia de potencial es función lineal de la actividad de los iones hidrógeno presentes en la muestra problema a una temperatura dada.

En un suelo tamizado a 2 mm, la medida del pH actual se realiza en la suspensión suelo-agua desionizada con una relación de 1:2,5 (p/v) (M.A.P.A., 1994).

- **Conductividad eléctrica**

La conductividad eléctrica de un extracto acuoso es la aptitud que presenta este para transmitir la corriente eléctrica. La conductividad depende de la actividad e iones disueltos y de la temperatura a la que se realiza la medida. Para medir la conductividad se hace uso de un puente de Wheatstone y una célula de conductividad apropiada, comparando a la misma temperatura, la resistencia eléctrica de la muestra y la de una disolución estándar de cloruro potásico.

En un suelo tamizado a 2 mm, la medida de la C.E. se realiza en el extracto acuoso, obtenido por filtración de la suspensión suelo-agua desionizada con una relación 1:5 (p/v), previa agitación de la muestra durante 1 hora (M.A.P.A., 1994).

- **Granulometría**

Se realizó por el método del densímetro Bouyoucos, basándonos en que la densidad de una suspensión depende de la cantidad suspendida, pudiendo evaluar la variación de dicha densidad con el tiempo y relacionarla con la velocidad de deposición y tamaño de las partículas suspendidas (Primo y Carrasco, 1980). Para ello tomamos 50g de suelo seco y se destruye la materia orgánica con peróxido de hidrógeno. Se procedió a la

dispersión de la muestra agitando durante 2 horas con una disolución de hexametáfosfato sódico y posteriormente enrasando a un litro con agua destilada en probeta. Con el densímetro efectuamos lecturas en su escala de flotación a los tiempos de 40 segundos y los 120 minutos, determinado a partir de éstas, el porcentaje de las fracciones de arena, limo y arcilla.

- **Carbono orgánico oxidable**

La determinación de la materia orgánica fácilmente oxidable se basa en la utilización de dicromato potásico en medio sulfúrico como oxidante valorando el exceso de este con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr), utilizando ferroína como indicador (Yeomans y Bremner, 1989). El carbono orgánico oxidable se determina por diferencia entre el dicromato total y el exceso valorado con la sal de Mohr.

- **Nitrógeno total Kjeldahl**

Se utiliza el método Kjeldahl para la determinar el nitrógeno orgánico y el que se presenta en forma mineral como amonio conjuntamente. Este método se basa en una digestión, por vía húmeda en medio sulfúrico de la muestra, para mineralizar el nitrógeno orgánico a forma amónica. Posteriormente se realiza la destilación del amoniaco en medio alcalino, recogándose el destilado en una mezcla de ácido bórico indicador, valorándose a continuación con ácido clorhídrico de normalidad conocida (Bremner y Britenbeck, 1983).

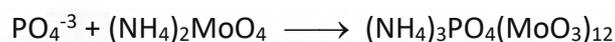
- **Nitratos**

Para la determinación de nitratos en el suelo se utilizó el método propuesto por Sempere y col. (1993). Este método utiliza la segunda derivada del espectro ultravioleta, donde a través de un barrido desde 190 a 280 nm de una disolución procedente de la extracción del suelo con una disolución saturada de sulfato de calcio, se puede analizar los contenidos de nitratos por comparación con una recta de calibrado adecuada. Este tipo de análisis permite eliminar la interferencia debida a la presencia de materia orgánica en el extracto del suelo (Simal y col., 1985). Los resultados obtenidos son

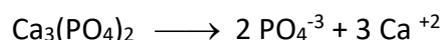
comparables con otros métodos usuales de determinación de nitratos como HPLC y columna reductora de Cd.

- **Fósforo asimilable**

El fósforo asimilable es extraído del suelo con una solución de bicarbonato de sodio 0.5 M a pH 8,5, mediante agitación y posteriormente se determina en el extracto obtenido mediante espectrofotometría ultravioleta-visible. Los iones fosfato forman con el molibdato de amonio en medio ácido fosfomolibdato de amonio, compuesto que es reducido, con ácido ascórbico, formándose un complejo de color azul, medible a una longitud de onda 882 nm. La medida de la radiación absorbida en un espectrofotómetro ultravioleta-visible es proporcional a la concentración de fósforo en el extracto (Olsen y col., 1954).



En suelos calizos, alcalinos o neutros que contengan fosfato cálcico, la concentración de fósforo extraído aumenta por precipitación de calcio como carbonato de calcio, CaCO_3 , en suelos ácidos que contengan fosfatos de hierro y aluminio, la concentración de fósforo en la disolución aumenta a medida que se eleva el pH.



3.4.2. Métodos analíticos en material vegetal

- **Carbono orgánico total**

Medida del dióxido de carbono producido al quemar la muestra a 950°C en un analizador elemental, (Navarro y col., 1991), mediante microanálisis automático, utilizando un analizador elemental EuroVector EuroEA 3000.

- **Nitratos**

Los nitratos del eneldo se determinaron en el extracto elaborado con 4 g del material vegetal fresco y 200 ml de agua, mediante cromatografía iónica HPLC. La mezcla se agitó en un baño termostático a 70° C durante 5 minutos. A continuación, se filtró mediante

papel de filtro y posteriormente con Sep-Pak para eliminar la materia orgánica y finalmente se pasó por un filtro de 0.45 micras.

- **Mineralización de la muestra**

La finalidad de la mineralización de la muestra fue la de obtener un líquido digerido donde poder determinar todos los elementos necesarios para poder realizar una evaluación nutricional del estado de la planta. Para ello se realizó una digestión nítrico-perclórica de las muestras según el método recomendado por Abrisqueta y Romero (1969).

Reactivos:

Acido nítrico concentrado (d = 1,33)

Acido perclórico 60 %

Acido clorhídrico 0,5 N

Procedimiento:

En un tubo de digestión de doble enrase de 50 ml se pesa 1 g de muestra con una precisión de 0,0001 g. Se añaden 6 ml de mezcla nítrico-perclórica 2:1 y se deja macerar durante toda la noche. Se calienta a 150°C durante 1 hora y a 210 °C durante 2 horas en bloque digestor. Las paredes y fondo se lavan con HCl 0,5 N hasta llevar el volumen a 50 ml y a continuación se filtra con papel lavado a los ácidos.

- **Fósforo total**

El fósforo se mide en el extracto de mineralización de la muestra por espectrofotometría UV-V, basada en la formación del complejo fosfomolibdovanadato de color amarillo en medio nítrico y medible a 400 nm (Kitson y Mellon, 1944).

- **Elementos totales**

El sodio y el potasio se miden por fotometría de llama, en disoluciones adecuadas del extracto de mineralización. El resto de los elementos se determinan por

espectrofotometría de absorción atómica, en disoluciones adecuadas del extracto de mineralización de las muestras.

3.4.3. Métodos analíticos en enmiendas orgánicas y composts

- **Preparación de la muestra**

La muestra recogida se separa en dos submuestras, una de ellas es secada al aire y molida en un molino a través de una malla de 0,5 mm de luz y la otra se congela, para posteriores análisis.

- **Humedad**

Se toma como humedad el porcentaje de agua con respecto a muestra húmeda, por diferencia de pesadas entre material húmedo y seco a 105°C hasta peso constante.

- **Medida del pH**

Se mide sobre la suspensión acuosa obtenida por agitación mecánica durante 2 horas de la proporción 1:10, sólido/líquido. La medida se realiza con un pH-metro.

- **Conductividad eléctrica**

Se determina sobre la suspensión acuosa anterior, previamente centrifugada y filtrada, con un conductímetro con una célula conductimétrica.

- **Materia orgánica total**

En lodos, se toma como “materia orgánica” la pérdida de peso por calcinación a 540°C, una vez extraídas mediante lavados sucesivos con ácido clorhídrico, sustancias de naturaleza inorgánica presentes en el lodo, tales como sales amónicas, carbonatos, fosfatos, etc. La pérdida de peso se expresa como porcentaje respecto a peso de muestra seca (MAPA, 1994).

En los residuos vegetales y compost, se toma como “materia orgánica” la pérdida de peso por calcinación a 430 °C, durante 24 horas. Se determina según el método de

Navarro y col. (1993). La pérdida de peso se expresa como porcentaje respecto a peso de muestra seca.

- **Carbono orgánico total**

Medida del dióxido de carbono producido al quemar la muestra a 950°C en un analizador elemental EuroVector EuroEA 3000 (Navarro y col., 1991).

- **Nitrógeno total**

Se realiza quemando la muestra a 950°C en un analizador elemental EuroVector EuroEA 3000 (Paredes y col., 1996).

- **Mineralización de la muestra**

Se realiza del mismo modo que para el material vegetal descrito en el apartado anterior.

- **Fósforo total**

Se realiza del mismo modo que para el material vegetal descrito en el apartado anterior.

- **Elementos totales**

Se realiza del mismo modo que para el material vegetal descrito en el apartado anterior.

3.4.4. Métodos analíticos en agua de riego

- **pH**

La determinación del pH de una muestra de agua se basa en la medida de la diferencia de potencial existente entre un electrodo de vidrio y el electrodo de referencia calomelanos (Hg_2Cl_2 (sat), $\text{KCl}(x\text{F})/\text{Hg}$) sumergidos en una misma solución. Esta diferencia de potencial es función lineal de la actividad de los iones hidrógeno presentes en la muestra problema a una temperatura dada.

Para obtener la medida de pH de la muestra de agua, introducir en ella el electrodo de vidrio combinado y la sonda de temperatura del pH-metro, esperar un minuto y proceder directamente a la lectura, anotando esta, cuando sea estable. La medida del pH se expresa en unidades de la escala de pH.

- **Conductividad eléctrica**

La conductividad de una solución se determina midiendo su resistencia eléctrica. El tipo más sencillo de célula conductimétrica utilizada consta de dos electrodos similares. La tensión alterna aplicada a uno de los electrodos hace que los iones que se encuentran en la solución se muevan en dirección a dicho electrodo. Mientras más iones haya en la solución, mayor será la corriente que fluye entre los mismos. El conductímetro calcula en base a la corriente medida y a la ley de Ohm la conductancia de la solución y luego, tomando en cuenta los datos de la célula, la conductividad.

Para obtener la CE de la muestra, introducir en ella la célula de conductividad y la sonda de temperatura; seleccionar en el conductímetro el rango de medida y proceder a la lectura hasta que el valor que aparezca en pantalla permanezca constante. La conductividad eléctrica se expresa normalmente en dS/m o mS/cm.

- **Calcio**

Esta determinación está basada en la capacidad de los iones calcio en formar un complejo tipo quelato (CaY^{2-}) con la sal disódica del ácido etilendiaminotetraacético, EDTA, en un medio tamponado a pH 12, para que los iones Mg^{2+} precipiten en forma de hidróxido y no intervengan en la reacción. El indicador utilizado en la valoración es el murexida, el cual forma con el calcio un complejo (CaIn^-) de color rosa. Durante la valoración el EDTA (HY^{3-}) reacciona primero con los iones Ca^{2+} libres y posteriormente, con el Ca^{2+} complejoado con el indicador (CaIn^-). El punto final de la valoración viene indicado por el viraje de color, de la disolución, de rosa a malva (APHA; AWWA; WPCF. 1989).

- **Dureza total**

La dureza de un agua se define como la concentración de carbonato cálcico que es químicamente equivalente a la concentración de cationes multivalentes (principalmente calcio y magnesio) del agua.

Su determinación se basa en la capacidad de los iones calcio y magnesio de formar un complejo tipo quelato con la sal disódica del ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), en una disolución acuosa a pH 10. El indicador utilizado en la valoración es el negro de eriocromo T, el cual forma con el magnesio un complejo de color rojo vino ($MgIn^-$). Durante la valoración el EDTA (HY^{3-}) reacciona primero con los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} libres y posteriormente con el Mg^{2+} complejado con el indicador. El punto final de la valoración viene indicado por el cambio de color de rojo vino a azul (APHA; AWWA; WPCF. 1989).

- **Magnesio**

El magnesio se determina a partir de la dureza y de la concentración de calcio mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Dureza (}^{\circ}\text{F)} = \frac{[Ca^{2+}] * 2,5 + [Mg^{2+}] * 4,12}{10}$$

donde las concentraciones de los cationes calcio $[Ca^{2+}]$ y magnesio $[Mg^{2+}]$ vienen expresadas en mg / L (APHA; AWWA; WPCF. 1989).

- **Sodio y potasio**

Se determinaron mediante fotometría de llama del mismo modo que para residuos orgánicos y composts.

- **Carbonato y bicarbonato**

Los carbonatos y bicarbonatos de una muestra de agua se determinan por neutralización de un cierto volumen de ella con ácido mineral patrón, en presencia de indicadores ácido-base. El indicador utilizado para valorar los carbonatos es la fenolftaleína, el punto final de la valoración (pH 8,3) viene indicado por el cambio de

color de la disolución de rosa a incoloro. El indicador utilizado para valorar los bicarbonatos es el naranja de metilo, el punto final de la valoración (pH 4,3) viene indicado por el cambio de color de la disolución de amarillo a naranja (AENOR. 1997).

- **Cloruro**

Los iones cloruro de una muestra de agua neutra o ligeramente alcalina, se determinan precipitándolos como cloruro de plata (AgCl), con una disolución valorada de nitrato de plata. El volumen de reactivo gastado en la valoración es directamente proporcional a la concentración de cloruro en la muestra. El indicador utilizado en esta volumetría de precipitación es el cromato de potasio. Una vez precipitado todo el cloruro, como cloruro de plata (precipitado blanco), el ión cromato, de color amarillo, reacciona con la plata formando un segundo precipitado de cromato de plata (Ag_2CrO_4), de color rojo, que indica el punto final de la valoración.

- **Sulfato**

Este método se basa en la precipitación de los iones sulfato de una muestra de agua como sulfato de bario (BaSO_4), por adición de una disolución de cloruro de bario. La precipitación se realiza en medio ácido clorhídrico, cerca de la temperatura de ebullición y, tras un periodo de digestión, el precipitado se filtra, se lava, se somete a combustión seca y se pesa como BaSO_4 .

3.4.5. Métodos estadísticos

A nivel estadístico, en el presente trabajo fin de grado se han realizado diferentes estudios estadísticos para poder obtener conclusiones de los datos disponibles.

Una de las principales cuestiones es determinar el efecto que los diferentes tratamientos/escenarios fertilizantes tienen sobre la producción-rendimiento, sobre el suelo receptor de dichos tratamientos etc. Para ello, se realizó un análisis estadístico ANOVA de una sola vía donde se clasificaron los tratamientos fertilizantes haciendo uso de una clave estadística, como podemos observar en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7. Clave estadística asociada a cada escenario de fertilización.

Escenario de fertilización	Clave estadística
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	1
Fert. Inorgánica 21%N (LI-2)	2
Fertirrigadas (FERTI)	3
Lodo EDAR (LO)	4
Estiércol Vacuno (EST)	5
Vermicompost (VT)	6
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	7
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	8



4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

MH Miguel Hernández

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. PRODUCCIÓN DE BIOMASA

Los valores de producción de biomasa fresca de la parte aérea de las plantas de eneldo de los distintos tratamientos fertilizantes han presentado diferencias significativas (Tabla 4.1.); siendo el tratamiento fertilizado mediante fertirrigación (de uso comercial) el que ha obtenido una producción mayor (28,9 t ha⁻¹). Sin embargo, el tratamiento FERTI no tuvo diferencias estadísticas significativas respecto a los tratamientos fertilizantes de vermicompost, compost HP, compost HP-2 y el lodo de EDAR, que además obtuvieron una producción de biomasa fresca muy cercana entre ellos con 26,2 t ha⁻¹, 25,8 t ha⁻¹, 26,3 t ha⁻¹ y 25,6 t ha⁻¹, respectivamente.

Si comparamos la producción obtenida entre los diferentes bloques fertilizantes (fertilizantes orgánicos estabilizados, fertilizantes orgánicos frescos y fertilizantes inorgánicos), los tratamientos orgánicos bioestabilizados han obtenido una producción equiparable a los tratamientos inorgánicos, aunque obteniendo valores superiores al fertilizante con inhibidor de la nitrificación (LI-2) y al tratamiento convencional NPK 15-15-15 (NOLI) con una producción de 22,4 t ha⁻¹ y 22,1 t ha⁻¹, respectivamente.

Los tratamientos que han obtenido el peor rendimiento productivo han sido el estiércol y el cultivado sin fertilización (control), con un valor idéntico de 20,6 t ha⁻¹ para ambos. La exigua producción del tratamiento con estiércol vacuno pudo ser debida a: 1) un mayor desequilibrio en su contenido NPK con respecto a las necesidades nutricionales del eneldo que provocase la deficiencia de alguno de estos elementos; 2) la propia naturaleza del tratamiento que dificulta una homogénea aplicación en las subparcelas; 3) un posible efecto fitotóxico sobre la germinación de las semillas de eneldo, ya que el alto contenido en N-NH₄⁺ presente en este tipo de residuos ganaderos (Birksmore y col., 2009) ha demostrado tener un efecto negativo sobre la germinación y primeros estadios de plantas herbáceas como raygrass (*Lolium perenne*) o trébol rojo (*Trifolium pratense*) (Ramírez y col., 2008).

En cuanto a la climatología, las condiciones climáticas durante el experimento fueron adecuadas para el desarrollo del cultivo, ya que a esta especie le favorecen los

climas templado-cálidos. Además, el periodo de plantación fue el apropiado para el lugar (entre febrero y marzo) dada la climatología del mismo.

Un aspecto a tener en cuenta para la valorización de los datos de biomasa total obtenida es el tiempo de cultivo, ya que indudablemente ciclos de cultivos más extensos generan producciones más cuantiosas. Las plantas de eneldo en el experimento fueron cosechadas 55 días después de la siembra, puesto que la finalidad era la obtención de la parte vegetativa de estas. El ciclo de cultivo más empleado con el objetivo de que las semillas no se hayan desarrollado y las plantas tengan el mayor contenido posible de compuestos volátiles es de entre 50 y 60 días (Kadbe, 2016).

El contenido en humedad de las plantas (datos no mostrados) no presentó diferencias significativas entre tratamientos; esto mismo ha sido observado en otro trabajo similar en el que se planteaban varios escenarios de fertilización orgánica junto a la fertilización inorgánica en el cultivo de tabaco (*Nicotiana tabacum*) (Sáez y col., 2013).

Resulta de especial interés que las plantas de eneldo obtengan el mayor contenido posible de materia de seca, ya que esta parte atesora los elementos aromáticos y medicinales de esta planta, como los aceites esenciales. Cabe mencionar también que, el contenido de materia seca de los distintos tratamientos fertilizantes difiere en orden de cantidad respecto a la biomasa total en fresco (Tabla 4.1.).

Tabla 4.1. Producción de biomasa aérea.

Tratamiento	Biomasa aérea (t/ha)	
	sobre materia fresca	sobre materia seca
Control (B)	20,6 a	2,26 ab
Fert. Inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI)	22,1 ab	2,39 abc
Fert. Inorgánico 21%N (LI-2)	22,4 abc	2,40 abc
Fertirrigación (FERTI)	28,9 d	2,72 cd
Estiércol Vacuno (EST)	20,6 a	2,20 a
Lodo EDAR (LO)	25,6 bcd	2,66 bcd
Vermicompost (VT)	26,2 cd	2,89 d
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	25,8 bcd	2,76 cd
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	26,3 cd	2,81 cd
<i>F-anova</i>	11,5 ***	6,7 ***

HP: hoja de *Phoenix dactilifera*, *** Significativo a $P < 0,001$, ** a $P < 0,01$, NS no significativo, Los valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos (test Tukey-b a $P < 0,05$)

El tratamiento con mayor contenido de materia seca por hectárea ha sido el vermicompost, con una producción de 2,89 t ha⁻¹. En los tratamientos con compost el

contenido de materia seca de las plantas de eneldo fue alto también, con una producción de $2,76 \text{ t ha}^{-1}$ para (HP) y $2,81 \text{ t ha}^{-1}$ para (HP-2). Los dos tratamientos inorgánicos NPK 15-15-15 (NOLI) y el abono con inhibidor de la nitrificación (LI-2) han tenido resultados muy similares entre ellos, e inferiores a las enmiendas orgánicas bioestabilizadas, con valores de $2,39 \text{ t ha}^{-1}$ y $2,40 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente. Los resultados más bajos en contenido de materia seca, como en el caso de la biomasa aérea total en fresco, han resultado ser: el cultivo sin fertilización (B), con $2,26 \text{ t ha}^{-1}$ y el estiércol vacuno (EST) con $2,20 \text{ t ha}^{-1}$; algo parecido fue reportado por Fjelkner-Modig y col. (2000) quien encontró una mayor producción en peso seco en el cultivo de eneldo con sistema de fertilización orgánica que con fertilización mineral, aunque no encontró diferencias significativas a nivel sensorial para el eneldo cosechado desde ambos sistemas de fertilización.

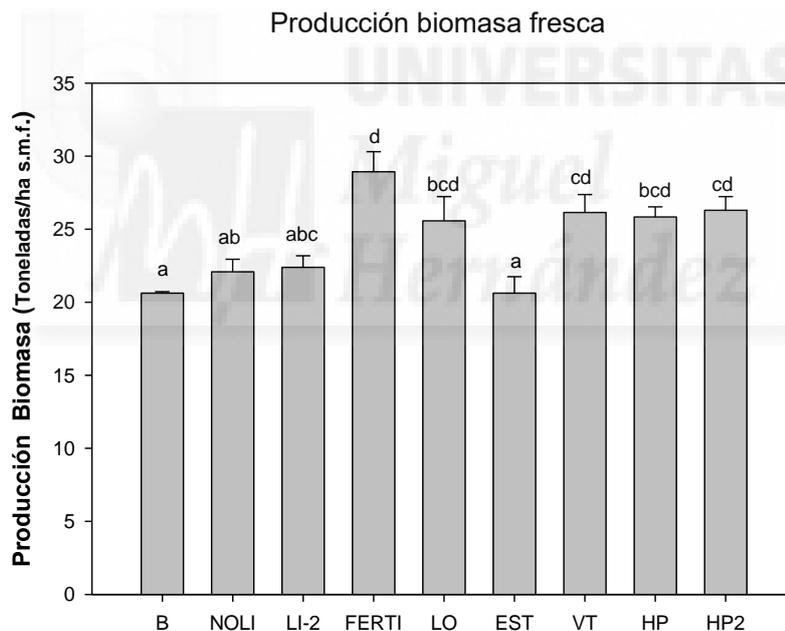
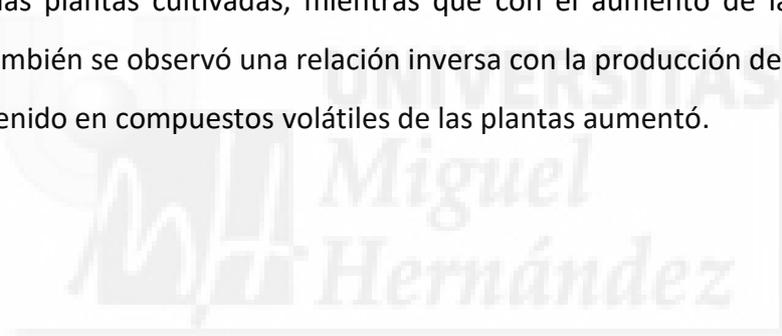


Figura 4.1. Producción de biomasa aérea fresca del eneldo para los tratamientos control (B), fertilizante inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI), fertilizante inorgánico 21%N con inhibidor de la nitrificación (LI-2), estiércol vacuno (EST), lodo EDAR (LO), vermicompost (VT), compost de Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP) y compost de Lodo EDARI+ HP 40/60 ms (HP-2). Las barras de error indican la desviación estándar. Valores con distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos según el Test de Tukey a $P < 0,05$.

Por consiguiente, el vermicompost y los dos compost tienen un rendimiento de biomasa total superior al fertilizante inorgánico clásico NPK 15-15-15 (NOLI) y al fertilizante con

inhibidor de la nitrificación (LI-2), comúnmente empleado en hortalizas de hoja verde para evitar concentraciones de NO_3^- superiores a 3500 mg/kg en hoja, límite establecido a nivel comunitario por el Reglamento 1881/2006 modificado por el Reglamento 1258/2011 para su posterior comercialización, aunque inferior al rendimiento obtenido en el cultivo fertirrigado. Asimismo, estos tratamientos son los que mejores resultados han conseguido en cuanto al contenido de materia seca, aspecto sumamente relevante al ser el eneldo una planta cuya principal vía de comercio se basa en la venta del material seco y molido como especia o aderezo para la cocina. El-Zaeddi y col. (2017) en un estudio de campo sobre cultivo de eneldo con diferentes densidades de plantación y dosis de riego, obtuvo una producción media (22,3 t/ha) algo más baja que la obtenida en este estudio (24,3 t/ha), además observó que al aumentar la dosis de riego se veían afectadas tanto la producción total de biomasa como el contenido en compuestos volátiles de las plantas cultivadas, mientras que con el aumento de la densidad de plantación también se observó una relación inversa con la producción de biomasa total pero el contenido en compuestos volátiles de las plantas aumentó.



4.2. ESTADO NUTRICIONAL DE LAS PLANTAS

Se ha determinado la concentración de macronutrientes (P y K), así como la concentración de NO_3^- y de Na de la masa aérea de las plantas, mostrando diferencias significativas entre las plantas cosechadas en los distintos tratamientos empleados en el experimento, que van a ser analizadas a continuación (Tabla 4.2.). Los nutrientes extraídos del suelo y los fertilizantes son uno de los factores ambientales más importantes, ya que afectan a las características cuantitativas y cualitativas de las plantas con propiedades medicinales (Sharafzadeh, 2011). En concreto, el escenario (densidad de plantación y la dosis de fertilización y riego) es un factor clave en relación al rendimiento del cultivo de eneldo y la cantidad y composición de los compuestos volátiles presentes en el mismo (El-Zaeddi y col., 2017).

Como se puede apreciar en la Tabla 4.2., el tratamiento más eficiente en cuanto a la **extracción de nitratos (NO_3^-)** por parte de la planta ha sido el correspondiente al fertilizante inorgánico con inhibidor de la nitrificación (LI-2), con una concentración en la parte aérea (5378 mg kg^{-1}) muy superior al resto de tratamientos; el cultivo fertirrigado (FERTI) también tiene una concentración significativamente superior al resto de tratamientos. Los tratamientos orgánicos frescos han resultado los menos eficientes, presentando unas concentraciones de NO_3^- significativamente inferiores a los cultivos fertilizados de forma inorgánica, incluso menores que las plantas control.

Birkmose (2009) encontró que la utilización de N de un lodo anaerobio en cebada y trigo (4-5 meses de cultivo) puede llegar al 80% del N total aplicado, mientras que en el caso del uso de estiércol vacuno la tasa de utilización alcanzó el 45% para estos mismos cultivos. Sin embargo, no hay que olvidar que una fracción importante del N contenido en los lodos anaerobios y en el estiércol vacuno se encuentra como nitrógeno orgánico (Chadwick y col., 2000), el cual debe ser mineralizado para poder ser asimilado por las plantas. Este hecho, unido a la baja tasa de mineralización de los estiércoles vacunos tras su aplicación a suelo (2%) a corto plazo (Chadwick y col., 2000) pudo ser la causa de la baja eficiencia de extracción de N por las plantas en los tratamientos con fertilizantes orgánicos frescos.

Por otro lado, los tratamientos con fertilizantes orgánicos estabilizados se mostraron más eficientes que los fertilizantes orgánicos frescos, pero menos que los tratamientos con fertilización inorgánica; una posible causa de este bajo rendimiento pudo ser la pérdida de nitratos por lixiviación debido a su alta solubilidad (Sánchez-Monedero, 2001) o por desnitrificación (Chadwick, 2000). Si atendemos a la concentración de N-NO_3^- en hoja de eneldo reportados en otros trabajos, Tamme y col. (2010) encontraron un rango de concentración (2670-5290 mg N-NO_3^-) en eneldo en un estudio sobre la comercialización de diferentes especies vegetales, comparando con los resultados obtenidos durante este ensayo, la concentración de los tratamientos FERTI, NOLI y LI-2 estarían dentro del citado rango, mientras que las plantas cosechadas de los tratamientos HP, HP-2, LO, VT y EST quedarían por debajo del mismo.

Las plantas de eneldo que mejor rendimiento tuvieron en la **extracción de P** han sido las fertilizadas con el abono con inhibidor de la nitrificación (LI-2), seguido de las fertilizadas con estiércol, vermicompost y compost HP. De forma general, las plantas de eneldo abonadas con fertilizantes orgánicos estabilizados han presentado un contenido superior de P a los tratamientos inorgánicos, excepto el LI-2. El peor rendimiento de extracción de P lo ha mostrado el cultivo fertirrigado (FERTI), pudiendo ser debido a que se ha suministrado menor cantidad de este elemento al poder dosificarse cada uno de ellos de manera independiente. Quizás el P en formas inorgánica aplicado en los tratamientos FERTI, LI-2 y NOLI se inmovilizó en parte por la presencia de calizas en el suelo, formando fosfatos de calcio insolubles (Mengel y Kirkby, 2001), sin embargo las formas orgánicas proporcionadas por los fertilizantes orgánicos pudieron evitar o ralentizar dicha precipitación/insolubilización. El fósforo, aunque es un nutriente esencial durante todo el cultivo, es un elemento clave para la floración y el cuajado de los frutos (Ramos y Pomares, 2010), períodos fenológicos inexistentes en ciclos de cultivos cortos. A pesar de las diferencias entre tratamientos ninguno de las plantas cultivadas mostro síntomas de deficiencia de P como color verde intenso, enanismo, puntas de hojas necróticas, etc.

A pesar de la creencia clásica de que el potasio (K) solamente es necesario a partir del periodo de floración, es necesario durante todo el ciclo de cultivo. En la planta es un

elemento muy móvil y juega un papel múltiple. El K mejora la actividad fotosintética; aumenta la resistencia de la planta a la sequía, heladas, plagas y enfermedades; promueve la síntesis de lignina, favoreciendo la rigidez y estructura de las plantas; favorece la formación de glúcidos en las hojas a la vez que participa en la formación de proteínas (García-Serrano, 2010). El **contenido en K** no ha diferido en grandes cantidades entre tratamientos, siendo el de mayor contenido en K el cultivo fertirrigado (FERTI) y el fertilizante con inhibidor de la nitrificación (LI-2), con valores similares a los fertilizantes orgánicos, y el de menor contenido en K el del cultivo sin fertilización.

La **extracción de Na** también se ha evaluado con el fin de analizar el efecto de las enmiendas orgánicas sobre la alcalinización del suelo y la transferencia a las plantas. El sodio (Na) es uno de los principales cationes que componen las sales solubles, que dan lugar a la salinidad del suelo. La salinidad en el suelo y/o del agua de riego es también un serio problema ambiental que puede causar cambios drásticos en el crecimiento, el metabolismo y la productividad de los cultivos (Jaleel y col., 2008). El contenido de sodio en las plantas de eneldo no mostró diferencias significativas en los tratamientos aplicados.

De forma general, el tratamiento que mostró mejor rendimiento de extracción de macronutrientes del suelo fue el LI-2. Sin embargo, este tratamiento fue uno de los que presentaron un menor rendimiento de biomasa aérea.

Tabla 4.2. Estado nutricional del eneldo cosechado en función del tratamiento aplicado.

Tratamiento	NO ₃ ⁻	Nutrientes primarios y Na		
	(µg NO ₃ ⁻ /g) ¹	(g P/kg)	(g K/kg)	(g Na/kg)
Control (B)	829 ab	1,63 b	73 a	11.2a
Fert. Inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI)	1373 b	1,75 b	78 ab	11.1a
Fert. Inorgánico 21%N (LI-2)	5378 d	2,01 c	84 b	11.1a
Fertirrigación (FERTI)	2896 c	1,37 a	85 b	12.7a
Estiércol Vacuno (EST)	201 a	1,87 bc	75 ab	11.1a
Lodo EDAR (LO)	649 a	1,63 b	80 ab	11.6a
Vermicompost (VT)	469 a	1,77 bc	77 ab	10.8a
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	703 a	1,81 bc	79 ab	11.1a
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	505 a	1,76 b	78 ab	11.1a
<i>F-anova</i>	108 ***	9,53 ***	2,86 *	NS

1. Datos expresados sobre materia seca. HP: hoja de *Phoenix dactilifera*, *** Significativo a P<0,001, ** a P<0,01, NS no significativo, Los valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos (test Tukey-b a P<0,05)

4.3. EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DEL SUELO

Los datos obtenidos en la medida de emisión de GEI llevada a cabo, revelaron diferencias entre los flujos de emisión de los gases evaluados (CO₂, CH₄ y N₂O) así como entre los diferentes tratamientos fertilizantes aplicados (Tabla 4.3.).

Tabla 4.3. Emisión acumulada de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄ y N₂O) en el suelo.

Tratamiento	CO ₂ kg C-CO ₂ /ha	N ₂ O mg N- N ₂ O/ha	CH ₄ kg C-CH ₄ /ha
Control (B)	227 ab	89 a	-0,12 a
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	266 ab	318 b	-0,08 ab
Fert. Inorgánica 21%N (LI-2)	249 b	189 a	-0,11 a
Fertirrigadas (FERTI)	195 a	81 a	-0,04 ab
Lodo EDAR (LO)	382 f	1812 c	0,16 c
Estiércol Vacuno (EST)	326 de	109 a	0,00 ab
Vermicompost (VT)	349 f	130 a	0,06 bc
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	287 ab	120 a	-0,07 ab
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	311 cde	131 a	-0,06 ab
<i>F-anova</i>	27***	336***	7,7***

HP: hoja de *Phoenix dactylifera*, *** Significativo a P< 0,001, **, P< 0,01, NS; no significativo, Los valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos (test Tukey-b a P<0,05)

Los resultados obtenidos de la emisión acumulada de **dióxido de carbono (CO₂)** han sido muy variables, siendo el cultivo fertirrigado el que ha obtenido una menor emisión acumulada (195 kg C-CO₂/ha), aunque sin diferencias significativas con el control, NOLI y compost HP. El lodo EDAR (LO) y el vermicompost (VT) han sido los tratamientos con las emisiones más elevadas (382 y 349 kg C-CO₂/ha, respectivamente).

Como se puede observar en la Figura 4.2, la emisión de CO₂ durante los primeros 10 días fue muy alta para los tratamientos VT y LO, después de los cuales, la emisión de VT se redujo hasta valores similares a los de los demás tratamientos, mientras que las emisiones del tratamiento LO se mantuvieron altas hasta el día 25 de ensayo. Probablemente, el mayor contenido en compuestos orgánicos lábiles del lodo de EDAR, si lo comparamos con los demás tratamientos orgánicos, pudo ser el responsable de esta mayor emisión de CO₂ durante los primeros días de ensayo. Posteriormente, a partir del día 30 de ensayo todos los tratamientos fueron aumentando uniformemente la emisión de CO₂ hasta el final del mismo, lo que pudo ser debido en parte a la respiración e intercambio gaseoso del sistema radicular de las plantas de eneldo. Por otro lado, el tratamiento VT pudo estimular la microbiota del suelo, a través del aporte de nitrógeno

orgánico y nutrientes esenciales (Bernal y col., 1998) provocando un aumento en la actividad metabólica de los mismos al inicio del ensayo, lo cual se vio reflejado en una mayor producción y emisión de CO₂; esto además podría explicar por qué las parcelas con tratamiento VT fueron las únicas en las que se observó un descenso del COT entre el inicio y el final del experimento, debido a la mineralización de parte de este COT contenido en el suelo. Este comportamiento ha sido observado en otros trabajos sobre aplicación de enmendantes orgánicos a suelo, de la Fuente y col., (2011) detectaron un aumento en la emisión de CO₂ tras el aporte de enmiendas de naturaleza orgánica en un suelo de textura franco-arcilloso.

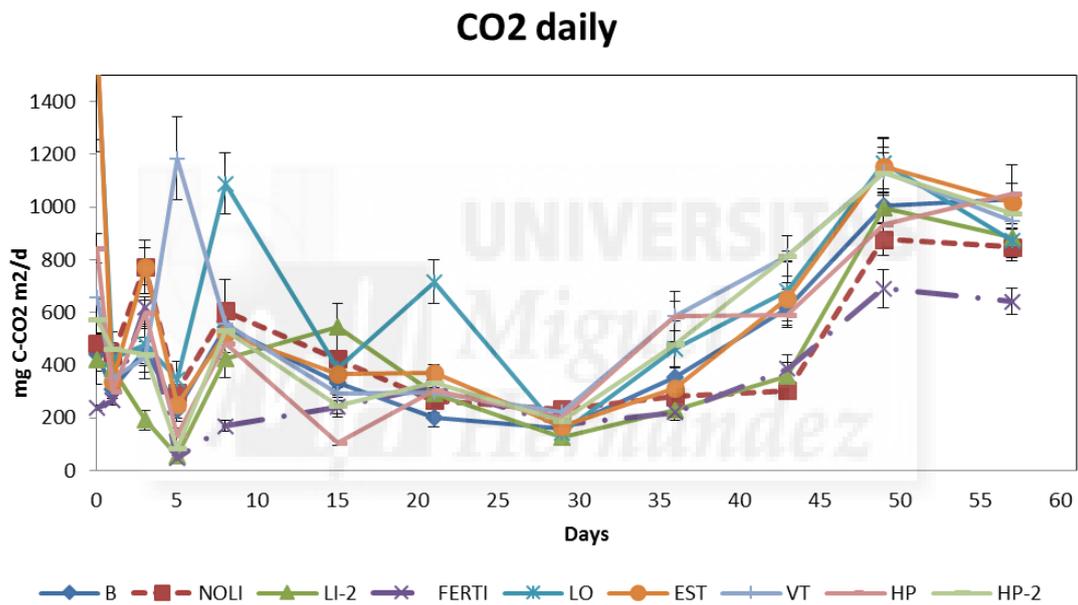


Figura 4.2. Emisiones puntuales de CO₂ en mg C-CO₂ m²/día, medidas durante el desarrollo del experimento.

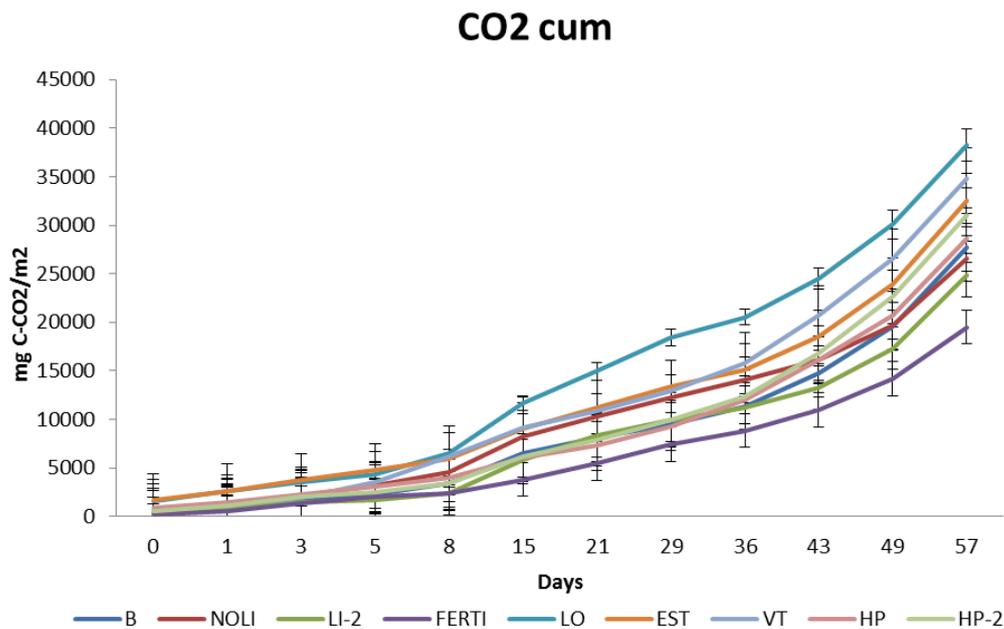


Figura 4.3. Emisión acumulada de CO₂ en mg C-CO₂/m² en función del tratamiento.

Tanto la emisión diaria como la acumulada de **óxido nitroso (N₂O)** han sido muy bajas para la mayoría de tratamientos (Figura 4.4 y 4.5).

En climas mediterráneos, existen dos sistemas principales de cultivo claramente diferenciados: cultivos de secano y de regadío. Los sistemas de secano, principalmente basados en cultivos de invierno, se caracterizan por largos periodos de baja humedad y temperatura media en el suelo baja, lo cual reduce la actividad microbiana y con ello los flujos de emisión de N₂O. Los cultivos de regadío, sin embargo, debido a sus características, sí que promueven los procesos de formación de N₂O, de forma que las principales variables que afectan a la emisión de N₂O en estos sistemas de cultivo son el aporte de agua (frecuencia y sistema de irrigación) que provoca condiciones fluctuantes seco-húmedo en el suelo, y la forma de aplicación del material fertilizante (Sanz-Cobeña y col., 2017).

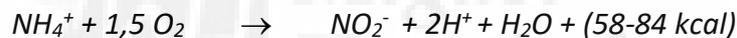
Atendiendo a los resultados de emisión de N₂O, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, salvo para el tratamiento NOLI, abonado con fertilizante convencional NPK 15-15-15, y para las parcelas tratadas con lodo de EDAR en las que los valores de emisión de N₂O fueron muy superiores al resto, especialmente durante los primeros 30 días de experimento. En general, se puede

observar cierta relación entre el ratio $N-NH_4^+ / N-NO_3^-$ en los materiales aportados y el flujo de emisión de N_2O , de modo que los materiales con mayor contenido de nitrógeno en forma amoniacal (LO, NOLI y LI-2) han sido los que arrojaron valores más altos de emisión, lo cual da idea de que la emisión de N_2O estuvo principalmente asociada a procesos de nitrificación.

El N_2O se produce durante los procesos de nitrificación (oxidación del amonio a nitrato) y durante la desnitrificación (reducción del nitrato a nitrógeno gas). Hasta hace unos años se creía que el N_2O se producía principalmente durante el proceso de desnitrificación pero estudios recientes demuestran que son las bacterias nitrificantes, en concreto, las bacterias amonio-oxidantes, las principales responsables de estas emisiones. Estas bacterias pueden producir pero no consumir el N_2O , lo que las hace productoras netas de este potente gas de efecto invernadero.

La **oxidación del ion amonio a nitrato** (nitrificación) tiene lugar en dos etapas:

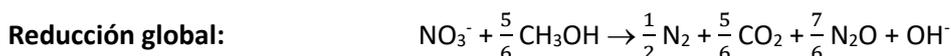
1. **Nitrosación:** transformación de amoníaco a nitrito. Bacterias *Nitrosomonas*.



2. **Nitrificación:** transformación de nitrito a nitrato. Bacterias *Nitrobacter*.



La **desnitrificación** es llevada a cabo por bacterias heterótrofas facultativas, en condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno) en estas condiciones el nitrato es transformado en N_2 .



Comparando los resultados obtenidos en los tratamientos con fertilización inorgánica, se puede observar que en el caso del tratamiento FERTI los valores de emisiones fueron los más bajos de todo el experimento, debido a que con este tratamiento no se aportó

N-NH₄⁺. Respecto a NOLI y LI-2, con una proporción de N-NH₄⁺ aportada parecida, las emisiones fueron mayores en las parcelas tratadas con NOLI, esto pudo ser consecuencia de la presencia de sustancias inhibitoras de la nitrificación (3,4-dimetilpirazol fosfato) en el fertilizante LI-2, ya que estas sustancias se han mostrado eficaces en la mitigación de emisión de N₂O en un suelo. Según Huérfano y col. (2015) entre el 30-50% de las emisiones de N₂O pueden mitigarse por el uso de fertilizantes inhibidores de la nitrificación.

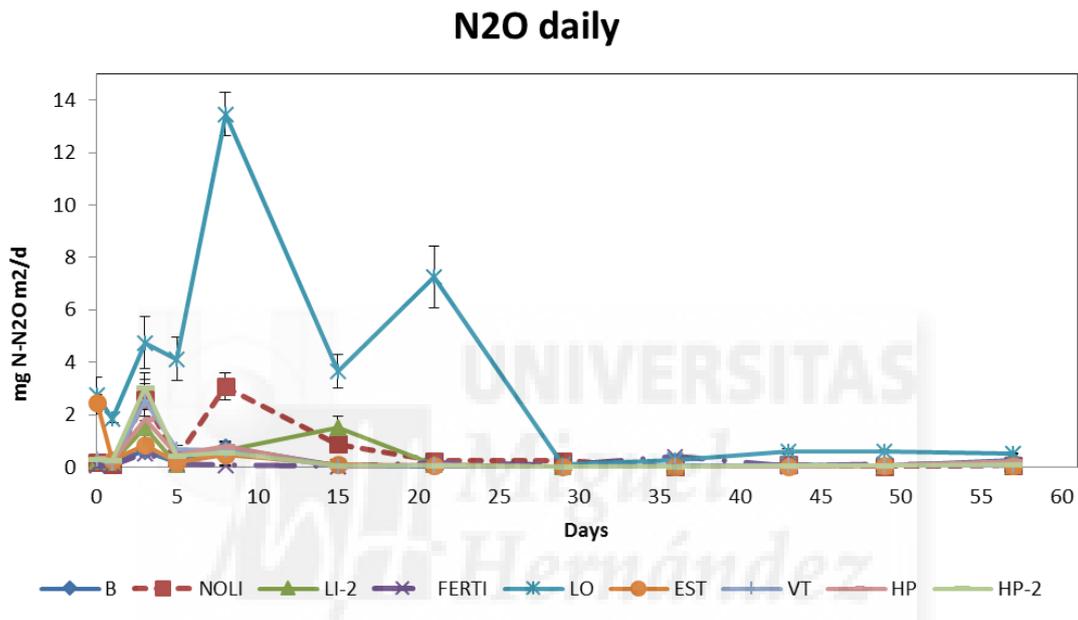


Figura 4.4. Emisiones puntuales de N₂O en mg N-N₂O m²/d medidas durante el desarrollo del experimento.

La IPCC (2006) proporciona una guía metodológica que sirve para realizar los inventarios de emisión de GEI a nivel nacional. En el Nivel 1 de esta guía se propone por defecto un factor de emisión (EF_{N₂O}) de N₂O del 1% del NT para cultivos de regadío en áreas de clima mediterráneo. En otros trabajos sobre horticultura en ambientes mediterráneos se ha reportado la idea de que el factor de emisión del 1% aconsejado por defecto por la IPCC sobreestima la emisión de este gas en áreas mediterráneas (Aguilera y col., 2013b; Cayuela y col., 2017), puesto que en experiencias de campo los ratios de emisión encontrados son muchos menores (0,18%) (Cayuela y col., 2017). Esto parece estar en concordancia con los ratios de emisión medidos en este trabajo (VT 0,15%, HP 0,14 %, HP-2 0,14 %, NOLI 0,34 %, LI-2 0,20 %) , lo cual sería indicativo de que la emisión de N₂O no guarda una relación directa con la cantidad de Nitrógeno aplicado (Philibert y col.,

2012), si no que más bien depende de otros factores como la metodología de manejo (Bouwman y col., 2002), el sistema de irrigación (Cayuela y col., 2017) o las formas de nitrógeno aplicadas, lo cual va a depender de la naturaleza del material fertilizante.

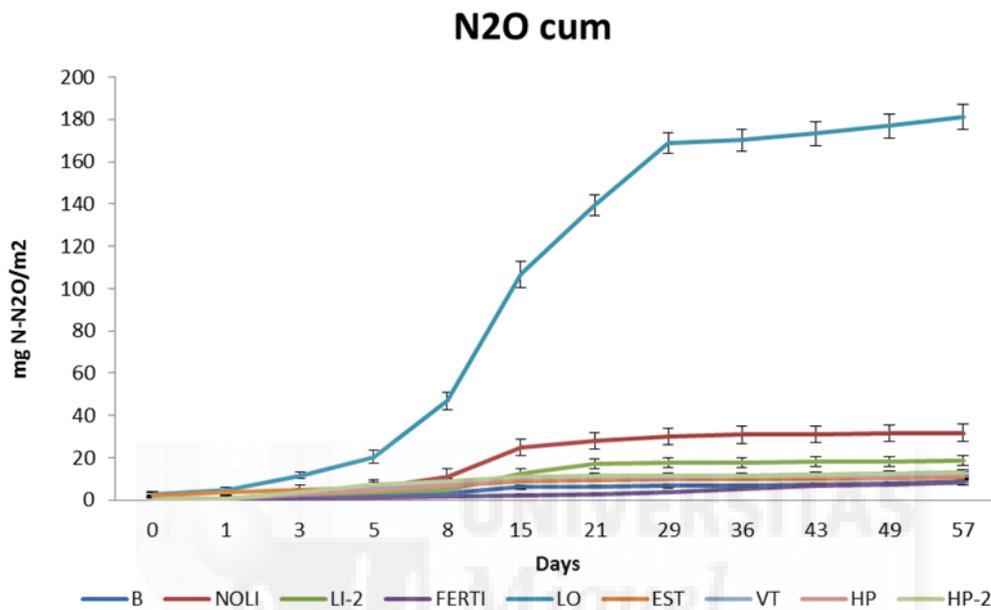


Figura 4.5. Emisión acumulada de N₂O en mg N-N₂O/m² en función del tratamiento.

Los flujos de **emisión de metano (CH₄)** han presentado diferencias significativas entre tratamientos, mostrando la mayoría de ellos un balance negativo de emisión acumulada durante el experimento al darse en estos suelos un efecto sumidero de CH₄ debido a la creación de las condiciones necesarias para que se produzcan procesos de metanotrofia, donde en condiciones aerobias el metano es convertido en CO₂ por la actividad enzimática de bacterias metanotróficas aerobias que usan el metano como fuente de C y energía para su crecimiento (Dedysh and Dunfield, 2011). Los tratamientos que han tenido un efecto sumidero significativamente mayor han sido el abonado con fertilizante con inhibidor de la nitrificación y el tratamiento blanco (-0,11 y -0,12 kg C-CH₄/ha, respectivamente); este efecto ha sido reportado en otros trabajos sobre suelos de ambientes mediterráneos (Sánchez-Martín y col., 2010; Mejide y col., 2016). En un suelo de uso agrícola Liu y col. (2017) también observaron una mayor oxidación de CH₄ en el suelo control sin fertilización, lo cual fue atribuido a una menor actividad microbiana en estos suelos y una mayor rapidez de desecado de los mismos, lo que permite una mejor

o más rápida difusión del CH₄ en el suelo. Este efecto sumidero de CH₄ en suelos agrícolas ha sido relacionado con varios factores: 1) tipo de suelo (Le Mer y Roger., 2001; Tate., 2015), que va a influir en el buen drenaje y porosidad del mismo; 2) tasa de fertilización de N (Van Kessel y col., 2013), ya que otras bacterias implicadas en el ciclo del N pueden competir con las bacterias metanotrofas por el oxígeno; 3) el tipo de riego (Liang y col., 2016), el tipo de riego por inundación produce una mayor saturación del suelo que puede llevar a la formación de micrositios anaerobios; 4) o la temperatura del suelo (Liu y col., 2017), existe una relación directa entre el aumento de temperatura y la producción de CH₄.

Los únicos tratamientos que presentaron una emisión acumulada positiva han sido el vermicompost y el lodo de EDAR, siendo este último el que tiene un valor más alto (0,16 kg C-CH₄/ha); algo parecido fue observado por Liu y col. (2016) en un estudio sobre emisión de CH₄ en suelos de uso agro-pastoral, en el que también detectaron una mayor producción de CH₄ en el suelo al aplicar fertilizantes orgánicos frescos.

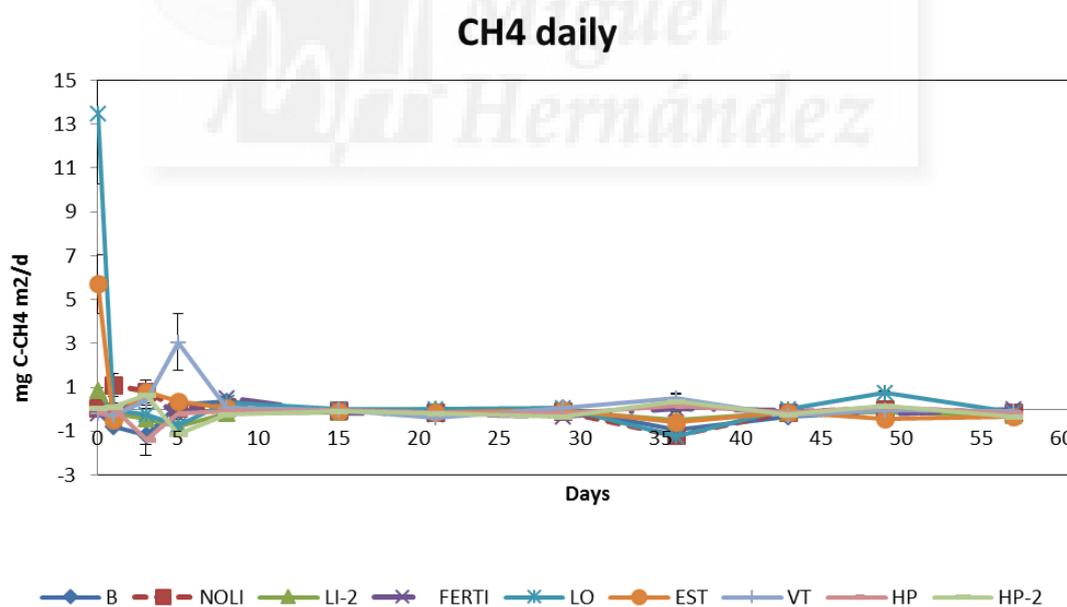


Figura 4.6. Emisión acumulada de CH₄ en kg C-CH₄/ha en función del tratamiento.

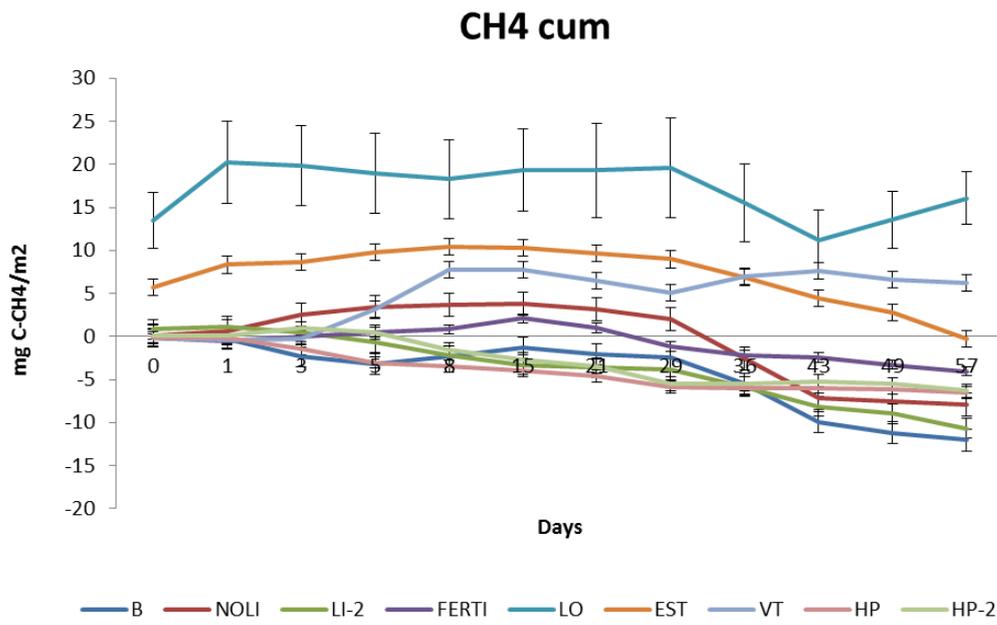


Figura 4.7. Emisión acumulada de CH₄ en mg C-CH₄/m² en función del tratamiento.



4.4. EFECTO DE LOS TRATAMIENTOS SOBRE LOS PARÁMETROS DEL SUELO

Los parámetros del suelo evaluados que se muestran a continuación fueron analizados al inicio (día 0) y al final del experimento (día 55).

4.4.1. Evaluación de la variación del pH y la CE

Los efectos de los tratamientos fertilizantes sobre el pH y la CE del suelo al inicio y al final del cultivo del eneldo se muestran en la Tabla 4.4. Los valores de pH del suelo disminuyeron ligeramente respecto al control, siendo todos básicos. El pH del suelo en todos los tratamientos disminuyó ligeramente al inicio con la incorporación de los fertilizantes, independientemente de su naturaleza; dicha disminución fue más marcada en el tratamiento con compost (HP), probablemente debido a que este fertilizante también tenía el valor más bajo de pH del ensayo (5,8). La presencia de carbonatos y caliza le confieren un efecto tampón del pH muy importante, de ahí su resistencia a los cambios.

De forma generalizada, al final del experimento, el **pH** del suelo de los distintos tratamientos disminuyó su valor respecto al comienzo del mismo. Hecho que se observó de forma más acentuada en los tratamientos NOLI, LI-2 y EST, probablemente como consecuencia de la acción más intensa de bacterias nitrificantes que pueden consumir alcalinidad debido a su ruta metabólica, según se ha demostrado en otros estudios (Sánchez-Monedero y col., 2001). El suelo con el tratamiento de compost (HP) fue el único que incrementó su valor al final del ciclo de cultivo, siendo este el que obtuvo al comienzo el valor más bajo, finalizando el experimento con un pH muy similar al control (7,99).

Los tratamientos inorgánicos sólidos (NOLI y LI-2) y los orgánicos bioestabilizados (HP, HP-2 y VT) aumentaron, sobre todo los primeros, la **conductividad eléctrica** del suelo respecto al control, al inicio del experimento. El valor de CE de los suelos de los tratamientos orgánicos frescos no mostró diferencias estadísticas significativas en comparación al control.

Urbano (1995) establece para una CE, medida en el extracto 1:5 de entre 0,65 y 1,15 dS/m un nivel medio de salinidad, con la necesidad de tomar precauciones en cultivos sensibles. Todos los tratamientos incrementaron el rango de salinidad del suelo, pasando de “no salino” ($CE_{1:5} < 0,35$ dS/m) a “ligeramente salino” ($CE_{1:5} < 0,65$ dS/m) en el caso de los fertilizantes orgánicos (LO, EST, VT, HP y HP-2) y a “salino” ($CE_{1:5}$ 0,65-1,15 dS/m) para el resto.

Al final del experimento, el valor de la conductividad eléctrica del suelo de los diferentes tratamientos se incrementó, especialmente en el tratamiento NOLI, probablemente debido a una sobrefertilización del mismo. Todos los tratamientos aumentaron el rango de salinidad del suelo, pasando de “no salino” ($CE_{1:5} < 0,35$ dS/m) a “salino” ($CE_{1:5}$ 0,65-1,15 dS/m) en el caso de los fertilizantes NOLI, VT y HP y a “ligeramente salino” para el resto, incluido el control; sería necesario el estudio de la evolución del suelo durante varios ciclos de cultivo para determinar si esto podría suponer un riesgo de salinización del suelo a largo plazo. En el tratamiento inorgánico con inhibidor de la nitrificación (FERTI) fue en el único que se observó una disminución de la conductividad eléctrica durante el ciclo de cultivo.

El aumento de la CE es una de las principales limitaciones que plantea el uso de materiales orgánicos en el suelo. Scott y col. (2016) justifica el aumento de la salinidad del suelo con la solubilización directa de iones y a la liberación de nutrientes minerales solubles con la mineralización del compost, en la misma línea que lo indicado por Bonanomi y col. (2014) y Chang y col. (2007).

Tabla 4.4. Evolución del pH y de la CE en el suelo durante el experimento.

Tratamiento	pH		CE (dS/m)	
	0d	55d	0d	55d
Control (B)	8,39 c	7,99 bc	0,33 a	0,57 b
Fert. Inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI)	8,29 bc	7,87 a	0,67 c	0,90 d
Fert. Inorgánico 21%N (LI-2)	8,19 bc	7,85 a	0,73 d	0,56 b
Fertirrigación (FERTI)	8,22 bc	8,18 d	0,32 a	0,45 a
Lodo EDAR (LO)	8,18 bc	8,17 d	0,37 a	0,59 bc
Estiércol Vacuno (EST)	8,26 bc	7,99 bc	0,39 a	0,57 bc
Vermicompost (VT)	8,18 bc	8,06 c	0,57 b	0,66 c
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	7,94 a	7,97 abc	0,58 b	0,67 c
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	8,11 bc	8,04 bc	0,51 b	0,59 bc
<i>F-anova</i>	7,7 ***	14,4 ***	57,3 ***	29,3 ***

HP: hoja de *Phoenix dactylifera*, *** Significativo a $P < 0,001$, ** ; $P < 0,01$, NS; no significativo, Los valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos (test Tukey-b a $P < 0,05$)

4.4.2. Evaluación de la variación del C orgánico en el suelo

Las condiciones edafoclimáticas del sureste español (baja pluviosidad, alta temperatura y aireación) favorecen la degradación de la materia orgánica del suelo, aspecto que, llevado al extremo, resulta altamente perjudicial para la sostenibilidad del medio agrícola. Enmiendas orgánicas estabilizadas como el compost y el vermicompost, incrementan notablemente el porcentaje en materia orgánica del suelo ayudando a la vez a mantener la estructura y fertilidad biológica del mismo (Ferrerías y col., 2006; Hati y col., 2006). Los resultados obtenidos (Tabla 4.5.), muestran diferencias estadísticas significativas respecto al suelo sin tratamiento (control) y el enmendado con compost y vermicompost a tiempo 0 del experimento; siendo estos los únicos que han aumentado el porcentaje en C_{ot} del suelo. En concreto, el valor de C_{ot} del tratamiento con vermicompost (0,95%) ha resultado ser muy superior al tratamiento fertirrigado (0,60%). Sin embargo, no se dan diferencias entre el control y los tratamientos inorgánicos y los orgánicos frescos (LO y EST).

Tabla 4.5. Evolución del carbono orgánico en el suelo durante el experimento.

Tratamiento	C orgánico (%)	
	0 d	55d
Control (B)	0,61 a	0,65 a
Fert. Inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI)	0,61 a	0,69 a
Fert. Inorgánico 21%N (LI-2)	0,61 a	0,67 a
Fertirrigación (FERTI)	0,60 a	0,63 a
Estiércol Vacuno (EST)	0,65 a	0,84 b
Lodo EDAR (LO)	0,65 a	0,78 b
Vermicompost (VT)	0,95 d	0,87 bc
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	0,84 c	0,95 c
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	0,77 b	0,86 bc
F-anova	46,01 ***	23,18 ***

HP: hoja de *Phoenix dactylifera*, *** Significativo a $P < 0,001$, **, $P < 0,01$, NS; no significativo, Los valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos (test Tukey-b a $P < 0,05$)

Al final del experimento ($t = 55$ días), se aprecia un incremento del C_{ot} en la mayoría de los tratamientos orgánicos (Tabla 4.5.) debido a la estimulación de la microbiota del suelo a consecuencia de la adición de la materia orgánica (Mondini y col., 2008). El tratamiento con vermicompost, que disponía del valor más alto al inicio del experimento, ha sido el único tratamiento orgánico aplicado que no ha incrementado su valor de carbono orgánico al final del mismo, posiblemente a consecuencia de la

mineralización de la materia orgánica del sustrato. Por consiguiente, los tratamientos inorgánicos no han aumentado significativamente su porcentaje de C_{ot} .

Hay que tener en cuenta que de forma generalizada, los valores al final del experimento son ligeramente más altos debido a la intrusión de la raíces del cultivo en la toma de muestras finales de suelo; hecho que contrasta con la mineralización de la materia orgánica dada en el suelo debido a las condiciones de temperatura, humedad y aireación del suelo.

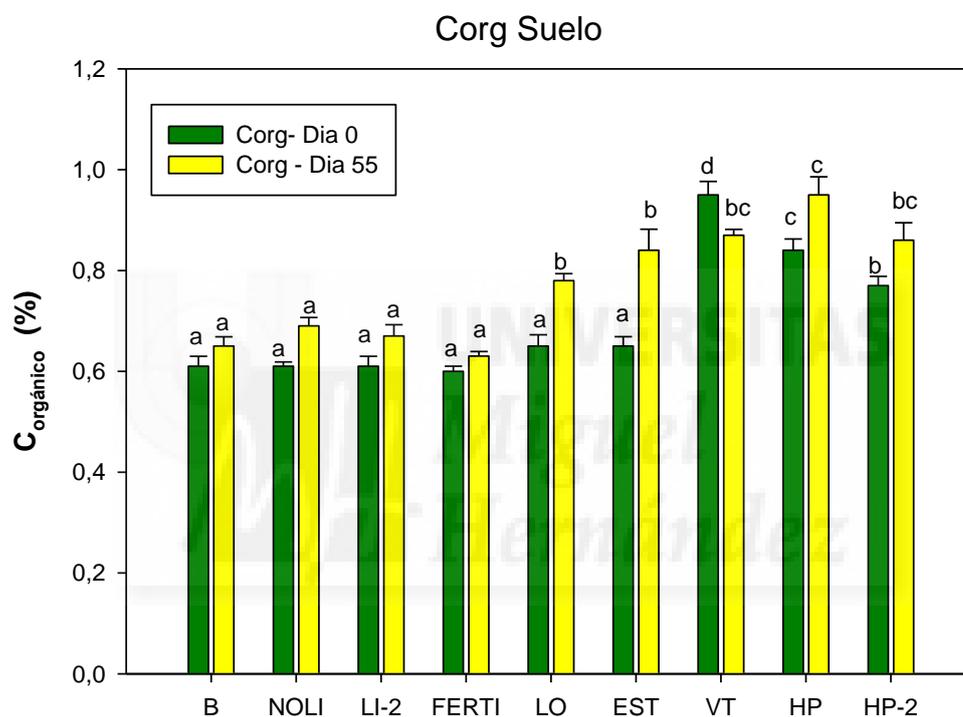


Figura 4.8. Evolución del carbono orgánico del suelo perteneciente a los tratamientos fertilizantes control (B), fertilizante inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI), fertilizante inorgánico con inhibidor de la nitrificación 21%N (LI-2), estiércol vacuno (EST), lodo EDAR (LO), vermicompost (VT), compost de Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP) y compost de Lodo EDARI+ HP 40/60 ms (HP-2). Las barras de error indican la desviación estándar. Valores con distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos según el Test de Tukey a $P < 0,05$

4.4.3. Evaluación de la variación de nitrógeno total Kjeldahl y de nitratos del suelo

Los efectos de los tratamientos fertilizantes sobre el contenido en Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y nitratos del suelo al inicio y al final del cultivo del eneldo se muestran en la Tabla 4.6.

Al comienzo del experimento, el **contenido en NTK** aumentó significativamente para todos los tratamientos aplicados con respecto al suelo control, excepto para el tratamiento fertirrigación. Debido a que la fertilización del cultivo fertirrigado se realiza de forma paulatina durante el ciclo de cultivo, al inicio del experimento el contenido de NPK fue similar al tratamiento control. Los tratamientos orgánicos bioestabilizados fueron los que más variación mostraron respecto al tratamiento control; los tratamientos inorgánicos y los tratamientos orgánicos frescos también aumentaron el NTK del suelo, pero el aumento fue significativamente menor que en los tratamientos compost HP y vermicompost. Estas diferencias encontradas al inicio del ensayo pueden deberse al mayor aporte de N orgánico por parte de los compost.

Recordemos que uno de los limitantes concernientes al uso del compost como fertilizante es la incertidumbre sobre la cantidad de nutrientes disponibles para la planta, especialmente N y P, debido a la presencia de ambos tanto en forma inorgánica como orgánica; las cuales además están presentes tanto en formas solubles como insolubles y pueden no estar disponibles para la planta de manera inmediata (Bernal y col., 2017).

Tabla 4.6. Evolución de N-NO₃⁻ del suelo durante el experimento.

Tratamiento	NTK (g N/kg)		Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /kg)	
	0d	55d	0d	55d
Control (B)	0,72 a	0,67 a	18 a	11 a
Fert. Inorgánica NPK 15-15-15 (NOLI)	0,94 c	0,78 bc	20 a	50 d
Fert. Inorgánica 21%N (LI-2)	1,04 c	0,83 cd	65 e	60 e
Fertirrigadas (FERTI)	0,67 a	0,72 ab	17 a	78 f
Lodo EDAR (LO)	0,95 c	0,85 cd	28 b	31 c
Estiércol Vacuno (EST)	0,82 bc	0,83 cd	23 ab	13 a
Vermicompost (VT)	1,12 d	0,84cd	52 c	14 a
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	1,14 d	0,92 d	60 de	23 b
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	1,01 c	0,82 bc	55 cd	18 ab
<i>F-anova</i>	45,71 ***	8,35 ***	165 ***	191 ***

HP: hoja de *Phoenix dactylifera*, *** Significativo a P< 0,001, ** ; P< 0,01, NS; no significativo, Los valores seguidos de la misma letra no son estadísticamente significativos (test Tukey-b a P<0,05)

Al final del experimento (t = 55 días), todos los tratamientos vieron reducido su contenido en NTK del suelo, excepto el cultivo fertirrigado, aunque todos presentaban valores significativamente superiores al control. El incremento de NTK por parte del tratamiento FERTI fue muy bajo, ya que el aporte de nitrógeno se hace principalmente

en forma de N-NO_3^- , asimilable por la planta y no detectado en la medida de nitrógeno Kjeldhal. Respecto a los tratamientos orgánicos bioestabilizados la reducción de NTK observada muestra cómo estos fertilizantes orgánicos fueron capaces de ir liberando N-inorgánico lentamente combinándose con la necesidad nutricional del cultivo (Sanz-Cobena y col., 2017), a pesar de tratarse de un cultivo de invierno y de ciclo corto como el eneldo.

En cuanto a la evolución de la **concentración de nitratos (N-NO_3^-)** en el suelo, al inicio de experimento, la incorporación de los distintos tratamientos fertilizantes al suelo produjo un incremento de los niveles de nitratos en el suelo a excepción del fertilizante inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI) y el fertirrigado (FERTI). El tratamiento LI-2 mostró el mayor aumento, hecho que era de esperar dado que es el material que más nitrógeno tiene en forma de NO_3^- . Los compost y vermicompost obtuvieron también un valor estadísticamente superior al control.

Al final del experimento, el suelo del tratamiento control redujo su contenido en nitratos, así como los tratamientos orgánicos estabilizados (HP, HP-2 y VT) y el tratamiento con estiércol vacuno, que disminuyeron significativamente su valor. Sin embargo, el suelo al que se le aplicaron los tratamientos con más contenido en N-NH_4^+ (NOLI y LO) obtuvo una concentración de N-NO_3^- superior al final del ensayo. Esto es indicativo de que en el suelo se ha dado un intenso proceso de nitrificación, que ha permitido la biotransformación de parte del nitrógeno aportado como N-NH_4^+ a N-NO_3^- ; lo cual concuerda con lo reportado en otro trabajo (Wang y col., 2005) sobre fertilización de cultivos de invierno en diferentes suelos bajo las mismas condiciones edafoclimáticas, en el que encontraron una nitrificación más intensa en suelos con condiciones alternantes de humedad entre saturación e insaturación que en suelos permanentemente saturados o en suelos con largos periodos de sequía. Estas condiciones variables entre saturación/insaturación se han podido observar en el suelo objeto de estudio y son debidas al método de riego por goteo utilizado.

En cuanto al tratamiento LI-2 podemos observar cómo la variación entre el inicio y el final del experimento es muy leve, a pesar de que este material también aportaba una cantidad considerable de nitrógeno en forma de N-NH_4^+ , esto es causa de la presencia

de 3,4-dimetilpirazol fosfato (DMM) en su composición, ya que esta sustancia actúa como inhibidor de la nitrificación, ralentizando el funcionamiento de las enzimas responsables del primer paso de la nitrificación, la oxidación del NH_4^+ a NO_2^- , reduciendo con ello el ratio de nitrificación. La efectividad de una sustancia inhibidora de la nitrificación en suelos con riego se ve influenciada por parámetros como: el tipo de textura del suelo (Barth y col.,2008), el pH del suelo (con mayor eficiencia en suelos ácidos) (Robinson y col., 2014) o incluso el carbono orgánico presente en el suelo (Mardsen y col., 2015), el cual si se encuentra en formas muy lábiles puede promover procesos de desnitrificación, dado el carácter heterótrofo de las bacterias responsables de este proceso (Webb y col.,2010).

Por último el tratamiento FERTI fue el que mostró un mayor aumento de la concentración de NO_3^- , lo que evidencia una sobrefertilización nitrogenada de este tratamiento. Este exceso de NO_3^- en el suelo tras la cosecha del cultivo puede dar lugar a lixiviación e incluso contaminación de aguas subterráneas (Elmi y col., 2005), debido a la alta solubilidad de este anión.

4.4.4. Evaluación de la variación del fósforo disponible del suelo

El fósforo es un nutriente esencial para el desarrollo de las plantas por ser integrante de biomoléculas tan importantes como fosfolípidos, ácidos nucleicos, proteínas o polisacáridos. Las formas asimilables de este elemento se restringen mayoritariamente a los iones fosfato (H_2PO_4^- y HPO_4^-) que en el caso de los residuos orgánicos, provienen de la degradación o mineralización del fósforo presente en compuestos orgánicos (Quiquampoix y Mousain, 2005). En cuanto a la disponibilidad de fósforo en el suelo se sabe que la mayor parte del nutriente se encuentra en tres formas generales: fósforo orgánico, fósforo inorgánico ligado al calcio, que se origina en suelos calcáreos como los de este experimento y fósforo fácilmente soluble (Paul y Clark, 1996).

En la Tabla 4.7., podemos observar cómo al inicio del ensayo todos los suelos presentaron una concentración de fósforo disponible significativamente superior al tratamiento control, excepto el tratamiento FERTI, como era esperable. El mayor

incremento de P asimilable fue del tratamiento VT, como consecuencia ser el fertilizante con el contenido más alto en fósforo.

Al final del experimento, los tratamientos NOLI, LI-2, VT, y HP incrementaron en el suelo los niveles de P disponible respecto del control, presentando el VT un valor significativamente mayor al resto.

En general, la aplicación de enmiendas orgánicas genera un incremento del contenido de fósforo extraíble del suelo (Martínez y col., 2003; Larchevêque y col., 2008).

Tabla 4.7. Evolución de fósforo del suelo durante el experimento.

Tratamiento	P disponible (mg P/kg)	
	0d	55d
Control (B)	62 ab	77 b
Fert. Inorgánico NPK 15-15-15 (NOLI)	105 f	102 d
Fert. Inorgánico 21%N (LI-2)	93 fe	96 cd
Fertirrigación (FERTI)	51 a	64 a
Lodo EDAR (LO)	72 bc	85 bc
Estiércol Vacuno (EST)	89 de	87 bc
Vermicompost (VT)	180 g	137 e
Compost Lodo EDAR+ HP 40/60 ms (HP)	76 cd	92 cd
Compost Lodo EDARI +HP 40/60 ms (HP-2)	82 cde	85 bc
<i>F-anova</i>	133 ***	41,1 ***

5. CONCLUSIONES

MH *UNIVERSITAS*
Miguel
Hernández

5. CONCLUSIONES

La aplicación de enmiendas orgánicas bioestabilizadas al suelo provenientes de materiales de desecho es una estrategia de manejo fundamental para preservar la sostenibilidad de los sistemas de cultivos hortícolas intensivos en la zona mediterránea.

En este estudio, se ha ensayado la adición de distintos materiales fertilizantes orgánicos e inorgánicos al suelo en un cultivo de eneldo en sistema intensivista, con el fin de evaluar de forma comparativa las distintas condiciones generadas por cada uno de los tratamientos en el cultivo y en el suelo. Los resultados obtenidos nos han permitido debatir sobre la influencia de los tratamientos en la producción de biomasa, el estado nutricional del cultivo y la evolución de parámetros del suelo, así como en las emisiones de gases de efecto invernadero.

Respecto a la **producción y el estado nutricional** del cultivo de eneldo, se concluye que:

- La **producción sobre materia fresca y seca** obtenida mediante la fertilización orgánica (VT, LO, HP y HP-2) fue equiparable a la realizada de forma intensiva con fertirrigación, evidenciando que estos materiales pueden ser una alternativa real al uso de la fertirrigación.
- Los tratamientos inorgánicos favorecen mayor **acumulación de NO_3^-** que los orgánicos estabilizados, probablemente debido a la pérdida de nitratos por parte de los primeros por lixiviación, a consecuencia de su alta solubilidad, o por desnitrificación.

En cuanto a la **emisión de gases de efecto invernadero**, se concluye que:

- Los tratamientos con estiércol, vermicompost y lodo de EDAR fueron los que alcanzaron una emisión de **CO_2** acumulada más elevada, siendo este último el que alcanzó un mayor valor, probablemente debido a su alto contenido en compuestos orgánicos lábiles. A partir del día 30 de ensayo, todos los tratamientos aumentaron uniformemente la emisión de CO_2 hasta el final del mismo, lo que pudo ser, en parte, resultado de la respiración e intercambio gaseoso del sistema radicular de las plantas de eneldo.

- Las emisiones diarias y acumuladas de **óxido nitroso** (N_2O) fueron reducidas para la mayoría de tratamientos y estuvieron principalmente asociadas a procesos de nitrificación, ya que los fertilizantes con mayor ratio $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ (LO, NOLI y LI-2) mostraron un mayor flujo de emisión, especialmente en los primeros 30 días de experimento.
- En cuanto al flujo de emisión de **metano** (CH_4) se produjo un efecto sumidero (balance negativo de emisión acumulada) en todos los tratamientos, a excepción del lodo y el vermicompost que, aunque obtuvieron una emisión acumulada reducida, el balance global fue positivo. El mencionado efecto sumidero, se debió a la creación de las condiciones necesarias para que se produzcan procesos de metanotrofia.

Respecto al efecto de los tratamientos fertilizantes en las **propiedades del suelo** que condicionan su fertilidad y sostenibilidad, se concluye que:

- El **pH** del suelo disminuyó con la incorporación de los tratamientos respecto al control. Pasados los 55 días del experimento, el pH se redujo respecto de su valor inicial, especialmente en los tratamientos NOLI, LI-2 y EST, probablemente debido a la acción más intensa de las bacterias nitrificantes.
- La **conductividad eléctrica** (CE) del suelo al inicio del experimento aumentó respecto al suelo control, excepto para los tratamientos FERTI, LO y EST. Al final del experimento, la CE del suelo se incrementó para los tratamientos NOLI, VT y HP, en comparación con el control.
- La adición de los tratamientos orgánicos estabilizados produjo un incremento de la cantidad de **carbono orgánico total** (COT) del suelo. Al final del experimento, todos los tratamientos orgánicos, especialmente los bioestabilizados, aumentaron el COT debido a la estimulación de la microbiota del suelo a consecuencia de la adición de la materia orgánica.
- El **NTK** se incrementó al inicio del experimento mediante la adición de los fertilizantes, mientras que en la conclusión del mismo, se redujo en todas las

parcelas excepto en el tratamiento con fertirrigación. La reducción de NTK observada muestra cómo los fertilizantes orgánicos bioestabilizados fueron capaces de ir liberando N-inorgánico lentamente, combinándose con la necesidad nutricional del cultivo.

- A consecuencia de la incorporación de las enmiendas, todas las subparcelas aumentaron su contenido en **nitratos** (N-NO_3^-) al comienzo del ensayo. Al final del mismo, los tratamientos con compost y vermicompost redujeron notablemente su concentración debido a su consumo por parte de las plantas. En cambio, en los tratamientos LO y NOLI, se incrementó respecto al inicio, lo que es indicativo de que en el suelo se dio un intenso proceso de nitrificación que permitió la biotransformación de parte del nitrógeno aportado como N-NH_4^+ a N-NO_3^- .

Como conclusión final, según los datos obtenidos, cabe destacar que la aplicación de los compost o vermicompost, además de conseguir una producción equiparable a la obtenida por los fertilizantes inorgánicos, tienen un efecto positivo sobre el mantenimiento y la restauración del carbono edáfico del suelo con consecuencias esperables a nivel de la estructura, la fertilidad y la sostenibilidad del suelo frente a la erosión y la degradación. Asimismo, la aplicación directa de lodos de EDAR y estiércol, se han mostrado para este estudio en concreto como una opción menos recomendable que la utilización de fertilizantes orgánicos bioestabilizados tanto agronómica, como ambientalmente.

6. BIBLIOGRAFÍA

MH Miguel
Hernández

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aggelides, S.M., Londra, P.A. (2000).** Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology*, 71, 3: 253-259.
- Aguilera, E., Lassaletta, L. Gattinger, A. Gimeno, B. S., (2013a).** Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 168: 25-36.
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., Vallejo, A., (2013b).** The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164: 32-52
- Arias-Navarro, C., Díaz-Pinés, E., Kiese, R., Rosenstock, T.S., Rufino, M.C., Stern, D., Neufeldt, H., Verchot, L.V., Butterbach, K. (2013).** Gas pooling: A sampling technique to overcome spatial heterogeneity of soil carbón dioxide and nitrous oxide fluxes. *Soil Biology and Biochemistry*, 67: 20-23.
- Arthur, E., Schjønning, P., Moldrup, P., Razzaghi, F., Tuller, M., De Jonge, L.W., (2014).** Soil structure and microbial activity dynamics in 20-month field-incubated organic-amended soils. *European Journal of Soil Science* 65: 218-230.
- Ashagrie, Y., Zech, W., Guggenberger, G., Mamo, T. (2007).** Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. *Soil & Tillage Research* 94: 101-108.
- Barth, G., Von Tucher, S., Schmidhalter, U., (2008).** Effectiveness of 3,4-dimethylpyrazole phosphate as nitrification inhibitor in soil as influenced by inhibitor concentration, application form, and soil matric potential. *Pedosphere* 18, 378–385.
- Bernal, M. P., Sommer S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel Jr., F. C., (2017).** Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. In: Donald L. Sparks,

editor, *Advances in Agronomy*, Vol. 144, Burlington: Academic Press, 2017, pp. 143-233.

Bernal, M.P. (2008). Compost: Production, Use and Impact on Carbon and Nitrogen Cycles. Proceedings 631, International Fertiliser Society, York, UK.

Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.

Birkmose, T., (2009). Nitrogen recovery from organic manures: improved slurry application techniques and treatment – the Danish scenario. International Fertiliser Society Proceedings, 656.

Bishop, P.L., Godfrey, C. (1983). Nitrogen transformation during sewage composting. *Biocycle* 24: 34-39.

Bonanomi G., D'Áscoli R. Gaglione S.A. Gonzalez-Caceres M. Sultana S. Scelza R., Rao M.A. Zoina A. (2014). Soil quality recovery and crop yield enhancement by combined application of compost and Wood to vegetables grow under plastic tunnels. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 192: 1-7.

Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., (2002). Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochem. Cycles* 16. 28-1-28-9.

Cayuela, M.L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Adams, D.C., Abalos, D., Barton, L., Ryals, R., Silver, W.L., Alfaro, M.A., Pappa, V.A., Smith, P., Garnier, J., Billen, G., Bouwman, L., Bondeau, A., Lassaletta, L., (2017). Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. *Agric. Ecosyst. Environ.* 238: 25-35.

Chadwick, D., John, F., Pain, B., Chambers, B., Williams, J., (2000). Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: A laboratory experiment. *The Journal of Agricultural Science*, 134(2), 159-168.

- Chang K.Y., Dorahy C. Tyler S. (2007).** Determining the agronomic value of composts produced from garden organics from metropolitan areas of New South Wales, Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 47: 1377-1382.
- Corner, F.R.S. (1976).** *The Seeds of Dicotyledons*. New York: Cambridge University Press 2, 312.
- Costa, F., García, C., Hernández, T., Polo, A., (1991).** *Residuos Orgánicos Urbanos. Manejo y Utilización*. CSIC-CEBAS, Murcia.
- Daneshian, A., Gurbuz, B., Cosge, B., Ipek A. (2009).** Chemical components of essential oils from basil (*Ocimum basilicum* L.) grown at different nitrogen levels. *Int. J. Nat. Eng. Sci.* 3: 8-12.
- de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., (1983).** The biology of composting: a review. *Waste Manage. Res.* 1: 157-176.
- Dedysh, S., and Dunfield, P., (2011).** Chapter three - Facultative and obligate methanotrophs: how to identify and differentiate Them. *Methods in enzymology.* 495:31-44.
- Diacono, M., Montemurro, F. (2010).** Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for sustainable development*, 30, 2: 401-422.
- Ekinci, K., Keener, H. M. y Elwell, D. L. 2004.** Effects of aeration strategies on the composting process: Part I. Experimental studies. *Trans. ASAE*, 47, 5: 1697-1708.
- Elmi A., Madani A., Gordon R., MacDonald P., Stratton G.W. (2005).** Nitrate nitrogen in the soil profile and drainage water as influenced by manure and mineral fertilizer application in a barley-carrot production system. *Water, Air, and Soil Pollution* 160: 119-132.
- El-Zaeddi, H., Calín-Sánchez, A., Nowicka, P., Martínez-Tomé, J., Noguera-Artiaga, L., Burló F., Wojdyło, A. Carbonell-Barrachina A., (2017).** Preharvest treatments with malic, oxalic, and acetylsalicylic acids affect the phenolic composition and antioxidant capacity of coriander, dill and parsley. *Food Chemistry*, 226: 179-186.

- El-Zaeddi, H., Martínez-Tomé, J., Calín-Sánchez, A., Burló F., Carbonell-Barrachina A., (2016).** Irrigation dose and plant density affect the volatile composition and sensory quality of dill (*Anethum graveolens* L.). *J. Sci. Food Agric.*, 97: 427–433.
- Ferreras, L., Gomez, E., Toresani, S., Firpo, I., Rotondo, R., (2006).** Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology* 97: 635-640.
- Fjelkner-Modig, S., Bengtsson, H., Nyström, S., Stegmark, R., (2000).** The Influence of Organic and Integrated Production on Nutritional, Sensory and Agricultural Aspects of Vegetable Raw Materials for Food Production, *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 50:3, 102-113.
- Font Quer, P., (1981).** Plantas medicinales. El Dioscórides renovado. Barcelona. Labor. 7ª edición.
- Gajalakshmi, S., Abbasi, S.A., (2008).** Solid waste management by composting: State of the art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 38: 311-400.
- García-Serrano, P., Lucena, J. J., Ruano, S., Nogales, M., (2010).** Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Parte I: El suelo, los nutrientes, los fertilizantes y la fertilización. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España, 2: 21.
- Hati, K.M., Swarup, A., Singh, D., Misra, A.K., Ghosh, P.K. (2006).** Long-term continuous cropping, fertilisation, and manuring effects on physical properties and organic carbon content of a sandy loam soil. *Australian Journal of Soil Research* 44: 487-495.
- Haug, R.T. (1993).** The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Huérffano, X., Fuertes-Mendizábal, T., Duñabeitia, M.K., González-Murua, C., Estavillo, J.M., Menéndez, S., (2015).** Splitting the application of 3,4- dimethylpyrazole phosphate (DMPP): Influence on greenhouse gases emissions and wheat yield and quality under humid Mediterranean conditions. *Eur. J. Agron.* 64, 47-57.

- Husted, S., (1994)** Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *Journal of Environmental Quality*, 23: 585-592.
- Iglesias Jiménez, E., Barral, M. T., Marhuenda-Egea, F. C., (2008).** Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. *Compostaje*. Ed. Mundi-Prensa.
- Imbeah, M. (1998).** Composting piggery waste: a review. *Bioresource Technology* 63: 197-203.
- IPCC (2007).** IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (2013)** Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press: Cambridge (UK) and New York (USA), 1535pp.
- Jaleel, C.A., Sankara, B., Sridharan, R., Panneerselvam, R., (2008).** Soil salinity alters growth, chlorophyll content and secondary metabolite accumulation in *Catharanthus roseus*. *Turk. J. Biol.* 32: 79-83.
- Kaur, T., Brar, B.S., Dhillon, N.S. (2008).** Soil organic matter dynamics as affected by long-term use of organic and inorganic fertilizers under maize–wheat cropping system, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81: 59-69.
- Keener, H.M., Dick, W.A., Hoitink, H.A.J. (2000).** Composting and beneficial utilization of composted by-product materials. In: Dick, W.A. (Ed.). *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-products*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, pp. 315-341.
- Khan, R., Müller, C., Sommer, S., (1997)** Micrometeorological mass balance technique for measuring CH₄ emission from stored cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils*, 24: 442-444.
- Komatsuzaki, M., Ohta, H., (2007).** Soil management practices for sustainable agroecosystems, *Sustainability Science*, 2: 103-120.

- Lal, R., (2007).** Anthropogenic influences on world soils and implications to global food security. *Advances in Agronomy*, 93: 69-93.
- Larchevêque M., Montes N., Baldy V., Ballini C., (2008).** Can compost improve *Quercus pubescens* Willd establishment in a Mediterranean post-fire shrubland *Bioresource Technology*, 99: 3754-3764.
- Larney, F.J., Hao, X. (2007).** A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresour. Technol.* 98: 3221-3227.
- Le Mer, J., Roger, P., (2001).** Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *Eur. J. Soil Biol.* 37, 25–50.
- Liang, K., Zhong, X., Huang, N., Lampayan, R.M., Pan, J., Tian, K., Liu, Y., (2016).** Grain yield, water productivity and CH₄ emission of irrigated rice in response to water management in south China. *Agric. Water Manag.* 163, 319–331.
- Liu, J., Chen, H., Yang, X., Gong, Y., Zheng, X., Fan, M., Kuzyakov, Y., (2017).** Annual methane uptake from different land uses in an agro-pastoral ecotone of northern China. *Agricultural and Forest Meteorology.* 236: 67–77.
- Loewenfeld, C. y Back, Ph. (1980).** Guía de las plantas de especias. Barcelona, Editorial Omega.
- Marsden, K.A., Scowen, M., Hill, P.W., Jones, D.L., Chadwick, D.R., (2015).** Plant acquisition and metabolism of the synthetic nitrification inhibitor dicyandiamide and naturally-occurring guanidine from agricultural soils. *Plant Soil* 395, 201–214.
- Martínez C. E., Jacobson A. R., McBride M. B. (2003).** Aging and temperature effects on DOC and elemental release from a metal contaminated soil. *Environmental Pollution*, 122: 135-143.

- Meijide, A., Gruening, C., Goded, I., Seufert, G., Cescatti, A., (2016).** Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agric. Ecosyst. Environ.*
- Mengel, K. and Kirkby, E. A. (2001).** Principles of plant nutrition. *Annals of Botany - ANN BOT.* 93: 479-480.
- Miller, D. M., Mille, W. P., (2000).** Land application of wastes, in: Sumner M. (Ed.), *Handbook of soil science*, CRC Press, 1-26.
- Miller, F.C. (1992).** Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting, F.B. Jr. (Ed.). *Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management.* Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 515-544.
- Mondini, C., Cayuela, M.L., Sinicco, T., Sanchez-Monedero, M.A., Bertolone, E., Bardi, L., (2008).** Soil application of meat and bone meal. Short-term effects on mineralization dynamics and soil biochemical and microbiological properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 462-474.
- Moorby, J., Chadwick, D.R., Schofield, J.D., Chambers, B.J., Williams, J.R., (2007):** A Review of Research to Identify Best Practice for Reducing Greenhouse Gases from Agricultural and Land Management. Final Project Report. AC0206. DEFRA, London.
- Moreno-Casco, J., Moral, R., (2008).** (Edit. Cient.). *Compostaje.* Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España, pp. 570.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O., (1998)** Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle inventory methodology. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 225-248.
- Muñoz, F. (1987):** «Plantas medicinales y aromáticas»; *Estudio, cultivo y procesado.* Madrid. Mundi-Prensa.

- Nogales, R., Domínguez, J., Mato, S., (2008).** Compostaje. Vermicompostaje. Mundi-Prensa, 8: 189-190.
- Oenema, O., Ju, X., de Klein, C., et al., (2014)** Reducing nitrous oxide emissions from the global food system. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 9, 55–64.
- Paul E. A., Clark, F. E. (1996).** *Soil Microbiology and Biochemistry*. 2nd ed. Academic Press, San Diego, CA 340 pp.
- Philibert, A., Loyce, C., Makowski, D., (2012).** Assessment of the quality of meta-analysis in agronomy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 148, 72–82. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.003>.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Poch, R.M., (2008).** *Introducción a la edafología: uso y protección del suelo*. Mundi-Prensa.
- Ramírez, W. A., Domene, X., Andrés, P., Alcaniz, J. M., (2008).** Phytotoxic effects of sewage sludge extracts on the germination of three plant species, *Ecotoxicology*. 17: 834-844.
- Ramos, C., Pomares, F., (2010).** *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Parte II: Abonado de los principales cultivos en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España. 23: 181-192.
- Rynk, R., Richard, T., (2004).** *Sistemas de producción comercial de compost*. En: Stofella, P. (Eds). *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa. Madrid. 51-93.
- Sánchez-Martín, L., Sanz-Cobena, A., Meijide, A., Quemada, M., Vallejo, A., (2010).** The importance of the fallow period for N₂O and CH₄ fluxes and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated agroecosystem. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 710–720.
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Pareces, C., Bernal M. P., (2001).** Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* 78: 301-308.

- Sanz-Cobeña A, Lassaletta L, Aguilera E, del Prado A, Garnier J, Billen G et al. (2017).** Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: a review. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 238:5-24.
- Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A., Rao, M.A., (2015).** Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15: 333-352.
- Scotti, R., Pane, C., Spaccini, R., Palese, A.M., Piccolo, A., Celano, G., Zaccardelli, M., (2016).** On-farm compost: a useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. *Appl Soil Ecol* 107: 13-23.1
- Sharafzadeh, S. (2011).** Effect of nitrogen, phosphorous and potassium on growth, essential oil and total phenolic content of garden thyme (*Thymus vulgaris* L.). *Adv. Environ. Biol.*, 5, 4: 699-703.
- Singh, G., Maurya, S., de Lampasona, M. P., Catalan, C., (2005).** Journal of food science. Chemical Constituents, Antimicrobial Investigations, and Antioxidative Potentials of *Anethum graveolens* L. Essential Oil and Acetone Extract: Part 52.
- Tamme, T., Reinik, M., Roastoab, M., Merema, K., Kiisab, A., (2010).** Nitrate in leafy vegetables, culinary herbs, and cucumber grown under cover in Estonia: content and intake. *Food Additives and Contaminants: Part B*. Vol. 3, 2: 108-113.
- Tate, K.R., (2015).** Soil methane oxidation and land-use change -from process to mitigation. *Soil Biol. Biochem.* 80, 260–272.
- Urbano, P., (1995).** Tratado de Fitotecnia General. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 895 pp.
- Urbano, T. (2010).** Abonado de las oleaginosas herbáceas. Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Parte II: Abonado de los principales cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España. 21: 167.

- van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linnquist, B., van Groenigen, K. J. (2013).** Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Glob Change Biol*, 19: 33–44.
- Wang, Y. S., Xue, M., Zheng, X. H., Ji, B. M., Du, R., Wang, Y. F., (2005).** Effects of environmental factors on N₂O emission from and CH₄ uptake by the typical grasslands in the Inner Mongolia. *Chemosphere*. 58: 205-215.
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., (2010).** The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 39–46.
- Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., Kocowicz, A. (2007).** Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts, *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 1294-1302.
- Zaccardelli, M., De Nicola, F., Vilecco, D., Scotti, R., (2013).** The development and suppressive activity of soil microbial communities under compost amendment. *Journal of soil science and plant nutrition* 13: 730-742.
- Zhu, N. W. (2006).** Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot scale aerated static bin system. *Biores. Technol.*, 97, 15: 1870-1875.