

# EMISIÓN DIRECTA E INDIRECTA DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y SECUESTRO DE CARBONO EN LOS AGROECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS: UNA REVISIÓN INTEGRADA

Aguilera Fernández, E<sup>1</sup>, Lassaletta L<sup>2,3</sup>, Gimeno, BS<sup>3</sup>; Porcuna, JL<sup>4</sup>

<sup>1</sup> *Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE), Camí del Port, S/N. Edif ECA Pat Int 1º - Km 1 (Ap 397) 46470 Catarroja (Valencia, Spain)*

<sup>2</sup> *Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid, c/ José Antonio Novais 2 28040-Madrid, España*

<sup>3</sup> *Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica, CIEMAT (ed. 70), Avda. Complutense 22, 28040-Madrid, España*

<sup>4</sup> *Servicio de Sanidad Vegetal, Consellería de Agricultura, Pesca y Alimentación, Valencia, España*

Las características particulares del clima mediterráneo pueden suponer una fuerte desviación sobre los factores de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y tasas de secuestro de carbono habitualmente aplicados a los climas templados. La información sobre emisión y secuestro en la agricultura mediterránea está dispersa en la literatura científica. Uno de los objetivos principales del proyecto que está llevando a cabo la SEAE sobre emisión y secuestro de GEI en la agricultura mediterránea es recopilar los datos publicados, revisarlos y sistematizarlos para obtener así una visión integrada de la información existente. Los estudios revisados suelen focalizarse sólo en uno de los procesos implicados en el balance de GEI, ya sea secuestro de carbono, emisión de óxido nitroso o de metano, o emisiones asociadas al uso de energía no renovable. La comparación de los datos sobre secuestro de carbono a menudo se dificulta porque en muchos casos no se miden parámetros, como la densidad aparente, necesarios para estimar la tasa de secuestro por unidad de superficie. Como media, en un mismo experimento los sistemas ecológicos estudiados secuestran  $0,91 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  más que los sistemas convencionales. Las emisiones de óxido nitroso en agroecosistemas mediterráneos bajo manejo ecológico han sido medidas en muy pocos estudios. El factor de emisión de este gas fue significativamente menor en fertilizantes orgánicos que en sintéticos, pero no hay datos sobre el manejo ecológico. Los resultados preliminares indican que existen ciertas diferencias entre el mundo mediterráneo y otros climas más estudiados en varios de los procesos y factores de emisión clave. Pese a todo, se ha puesto de manifiesto la gran necesidad de más investigación que compare la emisión de GEI en la agricultura mediterránea ecológica y convencional.

**Palabras clave:** cambio climático, secuestro de carbono, óxido nitroso, clima mediterráneo, agricultura ecológica

Actas del IX Congreso de SEAE "Calidad y seguridad alimentaria" Lleida 6-9 de octubre 2010.

ISBN: 978-84-614-3856-3

## INTRODUCCIÓN

La contribución de la agricultura al cambio climático se produce a través de 3 gases de efecto invernadero: dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) y metano ( $\text{CH}_4$ ). El  $\text{CO}_2$  representa la mayor parte de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI), pero la agricultura no supone actualmente una fracción importante de la emisión de este gas. El  $\text{N}_2\text{O}$  tiene un potencial de calentamiento global (PCG) de 298, a un horizonte de 100 años, lo que significa que cada kg emitido equivale a 298 kg de  $\text{CO}_2$  (eq- $\text{CO}_2$ ). El 60% de la emisión antropogénica de este gas es de origen agrícola, alcanzando los 2,8 Pg eq- $\text{CO}_2$  ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. El  $\text{CH}_4$ , con un PCG de 25, tiene una importancia aún mayor en el forzamiento radiativo, ya que sus emisiones agrícolas contribuyen en 3,3 Pg eq- $\text{CO}_2$ , lo que constituye el 50% de las emisiones antropogénicas de este gas (Smith et al., 2007). En los agroecosistemas, estos gases se emiten tanto en la propia explotación como aguas arriba y aguas abajo de la misma.

Aguas arriba se generan emisiones durante la fabricación y transporte de los insumos que se utilizan en la finca. Globalmente, se estima que un 1% de las emisiones antropogénicas de GEI, un 10% de las emisiones directas agrícolas, procede de la energía fósil gastada durante la fabricación de los fertilizantes de síntesis (Scialabba y Müller-Lindenlauf, 2010).

Dentro del sistema (emisiones directas) se producen emisiones procedentes del uso de energía directa (combustibles), del suelo y del ganado. Desde el suelo se producen flujos de los 3 gases implicados. El  $\text{N}_2\text{O}$  se emite debido a los procesos de nitrificación y desnitrificación tras la fertilización nitrogenada, ya sea orgánica o inorgánica. Anualmente los suelos emiten unos 3,3 Tg de  $\text{N}_2\text{O}$  por causas antropogénicas, principalmente debido a la agricultura, sobre un total de 15 Tg de  $\text{N}_2\text{O}$  emitidos a nivel global (Galloway et al., 2004). El  $\text{CO}_2$  se emite o absorbe (secuestro de C) debido al cambio en el stock de carbono orgánico del suelo (COS), que depende del uso del suelo y de su manejo. Hay que tener en cuenta que el *pool* de C terrestre es casi 4 veces mayor que el atmosférico (2860 Pg frente a 780 Pg) (Lal, 2004). De ese *pool* terrestre, más de la mitad (54%) es COS, principalmente en la forma de humus, y el resto es C inorgánico del suelo (CIS, 26%) y C contenido en la biomasa (20%). Las fuentes más importantes de  $\text{CH}_4$  son los cultivos inundados (arrozales) y el ganado rumiante (IPCC, 2007). También están incluidas dentro de las emisiones directas el  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  producidos durante la quema de biomasa en la finca.

Por último, aguas abajo del agroecosistema se producen emisiones indirectas de  $\text{N}_2\text{O}$  procedentes del nitrógeno reactivo ( $\text{N}_r$ ) que ha salido fuera del sistema por volatilización ( $\text{NH}_3$  o  $\text{NO}_x$ ) o lixiviación (fundamentalmente  $\text{NO}_3^-$ ) (Schulze et al., 2010).

La agricultura ecológica renuncia al uso de productos químicos de síntesis, basándose en la biodiversidad y la materia orgánica del suelo (MOS) como medios para el control de plagas y la potenciación de la fertilidad del suelo. Resulta lógico pensar, por tanto, que una transición agroecológica disminuirá el uso de combustibles fósiles asociados a la producción de insumos a la vez que permitirá capturar C atmosférico y almacenarlo en el suelo, resultando en una reducción de las emisiones de GEI potencialmente mucho mayor que la que

pueda conseguirse mediante las aproximaciones de la agricultura convencional. Pero este razonamiento necesita apoyarse en datos empíricos para tener solidez como argumento científico. Revisiones como las de Scialabba y Müller-Lindenlauf (2010), Soil Association (Azeez, 2009) o SEAE (García et al., 2006) han desarrollado estos argumentos basándose en datos globales y en especial en estudios realizados en clima templado. Pero sigue existiendo una carencia de revisiones sobre la emisión de GEI de la agricultura ecológica en condiciones mediterráneas.

El bioma mediterráneo representa apenas el 5% de la superficie terrestre, pero tiene un alto valor ecológico, ya que contiene un 20% de las plantas vasculares, a la vez que está sometido a una fuerte presión antropogénica (Underwood et al., 2009). Son territorios con una alta densidad de población y con unas condiciones climáticas que debido al calentamiento global podrían extenderse a otros lugares, lo que los convierte en áreas clave en un escenario de cambio climático. El clima mediterráneo se caracteriza por inviernos suaves y relativamente húmedos y veranos calurosos y secos, en los que se produce un severo déficit hídrico. Estas características son claramente distintas de las del clima templado donde se han estudiado mayoritariamente las emisiones de GEI de los agroecosistemas. Como resultado, los procesos de los ecosistemas mediterráneos son también distintos a los del clima templado, como muestran los hallazgos realizados en distintos campos de conocimiento, como la fisiología vegetal (González-Fernández et al., 2010), la biogeoquímica del nitrógeno (Breiner et al., 2007) o la limnología (Ávarez-Cobelas et al., 2005).

El Programa Europeo de Cambio Climático (ECCP, 2003) indica una clara necesidad de más investigación para evaluar las emisiones de GEI y el secuestro de C en las distintas regiones de la UE. Sin embargo, las áreas mediterráneas están recibiendo comparativamente poca atención (Metzer et al., 2010). Dado el estado actual del conocimiento, donde ya se han realizado muchas investigaciones sectoriales generando una información dispersa en la literatura, se hace necesaria una revisión y análisis de la información disponible para comenzar a obtener conclusiones generales.

En esta comunicación se presentan los principales avances en la revisión y análisis de la información aportada en la literatura científica sobre emisión de gases de efecto invernadero (GEI) en la agricultura mediterránea que estamos realizando en el marco del proyecto de SEAE "Agricultura Ecológica y Cambio Climático". Los objetivos específicos de este proyecto son:

- 1) Revisar, analizar y sintetizar la información existente sobre secuestro de C en agroecosistemas mediterráneos bajo distintas condiciones de manejo con especial énfasis en la comparación ecológico vs convencional.
- 2) Revisar, analizar y sintetizar la información existente sobre emisión de N<sub>2</sub>O en agroecosistemas mediterráneos bajo distintas condiciones de manejo especial énfasis en la comparación ecológico vs convencional.
- 3) Realización un balance de emisión de GEI y secuestro de C integrado en un agroecosistema mediterráneo

Estos tres objetivos particulares están siendo formalizados en forma de 3 artículos científicos. En el presente artículo se aportan los resultados

preliminares fruto de los objetivos 1 y 2. Los resultados preliminares fruto del objetivo 3 se presentan en el trabajo de Aguilera Fernández et al. (2010) incluido en este mismo congreso.

El objetivo final es el de divulgar esta información más allá del ámbito académico, mediante la realización y publicación de un informe y de varios artículos de divulgación que acerquen este conocimiento a los actores encargados de aplicarlo: tanto operadores de agricultura ecológica, como responsables de políticas públicas y consumidores.

## **METODOLOGÍA**

Durante el proceso de recopilación de la información existente se ha realizado una revisión amplia, en la que se ha buscado todo tipo de material científico que hiciera alguna aportación sobre la emisión de GEI en agroecosistemas mediterráneos, especialmente de aquellos artículos publicados en revistas indexadas en el SCI (buscados mediante la aplicación ISI Web of Knowledge).

Los estudios revisados han sido clasificados en 5 categorías: secuestro de C, emisiones de N<sub>2</sub>O, emisiones de CH<sub>4</sub>, emisiones indirectas y estudios integrados, en los que se miden varios gases a la vez.

Tras esta primera revisión se ha profundizado en las 2 primeras categorías, con el objetivo de realizar un contraste y un meta-análisis para comparar las tasas de secuestro de C y los factores de emisión de N<sub>2</sub>O publicados en la literatura científica bajo manejo ecológico y convencional. De esta forma se pretende unificar la información disponible y extraer conclusiones generales al ámbito mediterráneo, así como revisar críticamente la metodología. Para ello, el criterio de selección de artículos se ha restringido, con miras a maximizar la calidad de los datos usados. Como criterios generales, sólo se han incluido estudios sobre emisiones o secuestro en cultivos arables (no pastizales o bosques), publicados en SCI, realizados en campo, en condiciones similares a las reales (excluyendo estudios de laboratorio o invernaderos experimentales) y bajo clima mediterráneo (cuenca mediterránea, California, Chile, Sudáfrica y sur de Australia).

### **Secuestro de Carbono**

En la revisión del secuestro de carbono se ha hecho una primera selección de artículos en los que se mide el C o la materia orgánica (MO) en el suelo en agroecosistemas bajo clima mediterráneo. Ese primer conjunto de artículos ha sido cribado siguiendo una serie de criterios. En concreto, además de los criterios generales para el análisis de datos ya mencionados, se han seleccionado sólo los estudios con experimentos que comparen manejos distintos durante 3 años como mínimo, para asegurar que las diferencias observadas en el carbono orgánico del suelo (COS) son consecuencia de las diferencias en el manejo, y no de fluctuaciones debidas a factores ambientales. Para cada estudio, se han recopilado los siguientes datos:

- Parámetros relevantes para la dinámica del C en el suelo: datos agroclimáticos como precipitación, temperatura media anual, textura del suelo, tipo de labranza, presencia de regadío, tipo de fertilizante.

- Metodología de muestreo: profundidad, duración y método de análisis del COS.

- Aporte de C al suelo (Mg C/ha\*año)

- Concentración de COS (g C/kg suelo) y de MO (g MO/kg suelo) en todos los tratamientos y capas de suelo estudiadas. En caso de que alguno de los 2 parámetros estuviese ausente, se ha calculado a partir del otro siguiendo la ecuación (1) (Mann, 1986).

$$\text{COS} = 0,58 * \text{MO} \quad (1)$$

- Stock de C (Mg C/ha) en todos los tratamientos. Cuando el dato no ha estado disponible, se ha estimado siguiendo la ecuación (2).

$$C = d * \rho * \text{COS} / 10 \quad (2) \quad \text{donde:}$$

C = stock de C (Mg C/ha)

d = profundidad (m)

$\rho$  = densidad aparente (g/cm<sup>3</sup>)

En ausencia de datos sobre la densidad aparente, ésta se ha estimado siguiendo la ecuación (3), obtenida a partir de una regresión de 238 datos de densidad aparente y concentración de MO en suelos Mediterráneos, procedentes de los estudios revisados (Figura 1).

$$\rho = 1,476 - 0,4783 * \text{Log}_{10}(\text{MO}) \quad (3)$$

- Tasa de secuestro de C (Mg C/ha\*año). Cuando el dato no ha estado disponible, se ha estimado siguiendo la ecuación (4).

$$\text{Tasa de secuestro} = (\text{Co} - \text{Ct}) / t \quad (4) \quad \text{donde:}$$

Co = stock de C inicial (Mg C/ha)

Ct = stock de C final (Mg C/ha)

t = duración del experimento (años)

## Óxido Nitroso

Para el análisis de los factores de emisión de óxido nitroso, sólo se han incluido aquellos estudios que comparen las emisiones procedentes de los fertilizantes orgánicos con las de los sintéticos, excluyendo de estos últimos aquéllos que incorporen mezclas y aditivos como los retardantes de la nitrificación, por considerarlos no representativos de las prácticas comunes en el campo. Debe aclararse que en la mayoría de los casos el uso de fertilizante orgánico no implica un manejo ecológico, así que los resultados obtenidos sólo se refieren al tipo de fertilizante, no al estilo de manejo. Se han registrado los siguientes datos:

- Condiciones agroclimáticas: cultivo, tipo de suelo, tipo de fertilizante N, irrigación.

- Metodología del muestreo: duración, frecuencia y tecnología empleada en el muestreo

- Factor de emisión de N<sub>2</sub>O: en los casos en los que no se ofrecía el dato, pero sí la información suficiente para calcularlo, se ha hallado siguiendo la ecuación (5):

$$F(\%) = 100 * (\text{T}_s - \text{C}) / \text{N}_f \quad (5) \quad \text{donde:}$$

F : factor de emisión (% N-N<sub>2</sub>O N aplicado<sup>-1</sup>)  
T<sub>s</sub> : N<sub>2</sub>O emitido en el tratamiento s, (kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>)  
C : N<sub>2</sub>O emitido en el tratamiento control (N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>)  
N<sub>f</sub> : N aplicado en la fertilización (kg N ha<sup>-1</sup>)

- Emisiones de N<sub>2</sub>O acumuladas por tratamiento, incluyendo el control. En algunos casos ha sido necesario calcularlas mediante la digitalización de gráficas empleando el programa GetData. En otros casos no ha sido posible calcularlas y los estudios han sido excluidos del análisis.

### **Análisis estadísticos**

Para comparar la tasa de secuestro de carbono y el factor de emisión de N<sub>2</sub>O y entre los manejos ecológico y en convencional se ha empleado un análisis para muestras dependientes. Este análisis para muestras pareadas es adecuado para este tipo de casos en los que existe una gran variabilidad en los resultados de los distintos experimentos considerados. Al no obtener un ajuste satisfactorio de las muestras a la distribución normal se empleó el análisis no paramétrico de Wilcoxon para muestras dependientes. Paralelamente se está realizando un meta-análisis con el objetivo de estudiar la magnitud de efecto del factor manejo sobre la tasa de secuestro y factor de emisión. Sin embargo se encuentra actualmente en fase de desarrollo por lo que los resultados no se muestran en el presente artículo.

## **RESULTADOS**

### **Secuestro de Carbono**

Se han encontrado 148 estudios que miden C o MO en condiciones mediterráneas, de los cuales 61 cumplen los criterios de selección, cifra que se reduce a 50 tras eliminar los experimentos redundantes (Fig. 2). Se han encontrado serias dificultades a la hora de unificar la información, debido a la heterogeneidad de metodologías empleadas y de objetivos de investigación. Efectivamente, el estudio del secuestro de C no es el objetivo principal de la mayoría de los trabajos aquí incluidos. Este motivo es en parte responsable de los problemas metodológicos que se comentarán más adelante, y refleja que el interés por la función de la MO como sumidero de C es aún reciente. Además, la mayoría de los estudios incluidos no contemplan el manejo ecológico (sólo 5 de ellos, Fig. 3), así que los datos analizados suelen basarse en aportes orgánicos bajo manejo convencional. En general, la mayoría de los artículos en que se estudia la MO tratan, o bien sobre los efectos de las distintas técnicas de laboreo, generalmente comparando el no laboreo con la labranza convencional, o bien sobre gestión de residuos orgánicos, urbanos o agroindustriales, a través de su aplicación a los suelos agrícolas. A veces los propios aportes orgánicos utilizados no son equiparables a los ecológicos, e incluso a los sistemas de cultivo convencionales. Esto suele ocurrir en los estudios que tratan sobre gestión de residuos, que normalmente aplican cantidades de MO muy por encima de lo normal (Fig. 4), o emplean residuos orgánicos que pueden contener altos niveles de metales pesados y otros contaminantes, como compost de residuos sólidos urbanos o lodos de depuradora.

A pesar de estas dificultades, se ha podido detectar una relación lineal ( $R^2=0,64$ ;  $p<0.001$ ) entre el aporte de C y la tasa de secuestro (Fig. 4). Esta relación suele verificarse en sistemas que están lejos de la saturación de C, la que ocurre cuando el stock de C ya no se incrementa ante nuevos aportes (Stewart et al., 2007). Esto implica que en los suelos de los cultivos mediterráneos existe un alto potencial para secuestrar C, ya que tienen una buena respuesta ante incrementos de los aportes. La figura 4 también evidencia la posible existencia de fallos metodológicos en los casos en los que la tasa de secuestro estimada es mayor que el aporte de C.

En la figura 5 se desglosan los rangos de tasas de secuestro en función del tipo de aporte. Las mayores tasas de secuestro se alcanzan en los experimentos sobre tratamiento de residuos (residuos sólidos urbanos, lodos de depuradora y alperujo), ya que se aplican cantidades muy elevadas de aporte. Los altos valores que pueden alcanzarse con el compost también reflejan esta situación. En cambio, los aportes que dependen de los propios recursos del sistema alcanzan tasas de secuestro mucho más limitadas, pero que también pueden ser significativas.

En los tratamientos ecológicos analizados se secuestró como media  $0,91 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  más que en convencional ( $N=9$ ;  $p=0,001$ , Fig. 6). Esto equivale a  $3,26 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . En esta comparación se han excluido aquellos estudios que no incluyen tratamiento ecológico. El valor obtenido está por encima de la tasa potencial de secuestro de  $0-0,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  estimada para la agricultura ecológica en los suelos agrícolas europeos (Freibauer et al., 2004).

Se han detectado posibles fuentes de error en la estima del secuestro de C, que hemos considerado conveniente poner de manifiesto ante la necesidad de promover el debate para llegar a un consenso en la metodología. A continuación se discuten las que se han considerado más importantes.

1. A menudo no se ofrece la información suficiente para calcular la tasa de secuestro, especialmente la **densidad aparente**, que sólo es cuantificada en 21 de los estudios que cumplen los criterios de selección. Este parámetro es necesario para conocer el stock de C del suelo, según la ecuación (1). Este último dato sólo es ofrecido en 15 de los artículos incluidos (Fig. 2). La ausencia de datos sobre densidad aparente lleva a la necesidad de recurrir a funciones de edafotransferencia que permiten calcularla a partir de la MO. Sin embargo, el contenido de MO no suele bastar para explicar los cambios en la densidad aparente, como muestra la amplia dispersión de los datos mostrados en la figura 1.
2. La **fracción del suelo >2 mm** es ignorada en la mayoría de los casos. Esta omisión puede ser una importante fuente de error en la estimación del stock de C en suelos pedregosos (Lettens et al., 2005), ya que implica asumir que la fracción gruesa contiene el mismo contenido de C que el suelo muestreado. En realidad suele tratarse de una fracción con un contenido de carbono despreciable o mucho menor que el almacenado en la fracción inferior a 2 mm (Harrison et al., 2001) y muy poco dinámica desde el punto de vista del secuestro, ya que suele estar constituida por piedra y grava. Los suelos pedregosos son abundantes en los agroecosistemas mediterráneos (Agenbag y Maree, 1989, Ramos et al., 2007, Alvarez et al.,

2007). En este contexto, la omisión de la fracción gruesa implica una sobreestimación del stock de C en el suelo. Por el contrario, en cultivos con gran cantidad de aportes orgánicos, como muchos sistemas ecológicos, pueden acumularse cantidades considerables de materia orgánica sin descomponer (Marinari et al., 2007) que también queda excluida de la cuantificación cuando se omite esta fracción, así que se incurriría en una subestimación del stock de C.

3. Ausencia total o parcial de **información sobre el aporte de C**. La cantidad de C aportada es un dato necesario para comprender la dinámica del COS, y diseñar estrategias dirigidas a maximizar el secuestro de C (Johnson et al., 2006). Sin embargo, como muestra la figura 2, hasta el momento son pocos los trabajos en condiciones mediterráneas que han abordado la cuestión en profundidad, ya que, aunque la mitad de los artículos incluidos ofrecen datos sobre el aporte de C, sólo 3 de ellos estudian el conjunto de todos los aportes aplicados en sistema estudiado (Mazzoncini et al., 2010, Kong et al., 2005 y Carranca et al., 2009).
4. La **duración de los experimentos** suele ser demasiado corta para detectar cambios en el stock de C debidos al manejo. No obstante, a partir de 2007 comienza a publicarse una cantidad notable de artículos con datos sobre experimentos de más de 10 años de duración (Fig. 7).
5. La **profundidad de muestreo** suele ser insuficiente. La profundidad máxima media de los estudios revisados es de 32 cm. Pero muestreos más profundos han mostrado que por debajo de esa profundidad también se pueden producir cambios en el stock de C (López-Bellido et al., 2010, Carbonell-Bojollo et al., 2009). No se ha detectado una tendencia a lo largo del tiempo hacia muestreos a mayor profundidad (Fig. 8).
6. El **cambio de la densidad aparente** a lo largo del tiempo modifica el volumen de suelo muestreado cuando se mide a profundidad constante, y consecuentemente puede dar lugar a errores muy importantes en la estimación del stock de C y de la tasa de secuestro (Lee et al., 2009, Wuest, 2009, Ellert y Bettany, 1995). La medición a profundidad constante es común a todos los estudios revisados. Esta variación en la densidad aparente puede deberse a cambios en la concentración de MO, a la compactación debida al tráfico de maquinaria, o simplemente al efecto de la labranza que genera una disminución transitoria de la densidad aparente. Este error puede evitarse si en lugar de medir a profundidad constante se midiese a masa constante (Lee et al., 2009, Wuest, 2009).
7. El **CIS** es un pool de C aún poco estudiado, que también puede verse influido por el manejo en ambientes mediterráneos, dando lugar a flujos de C que pueden llegar a ser importantes. Bajo condiciones de regadío pueden darse disminuciones de CIS, debido a la disolución de los carbonatos, o incrementos, debido a su formación en el suelo a partir de CO<sub>2</sub>, en función del tipo de agua utilizada (Wu et al., 2008). La fertilización nitrogenada también puede generar la liberación de SIC, a través de la acidificación de los suelos, como se ha constatado en rotaciones temporalmente sobrefertilizadas en el Valle del Guadalquivir (Moreno et al., 2006). Este pool de C del suelo debe, pues, ser tenido en cuenta en los balances de GEI de los agroecosistemas mediterráneos.



## Óxido Nitroso

Se han encontrado 20 estudios que miden emisiones de N<sub>2</sub>O en cultivos mediterráneos, 16 de ellos miden la emisión en campo pero tan solo 8 calculan el factor de emisión. Además, solo 5 de ellos incluyen un tratamiento ecológico (Fig. 9).

La comparación de medidas repetidas muestra diferencias significativas (N=23; p=0,01) en el factor de emisión de N<sub>2</sub>O de fertilizantes orgánicos y sintéticos (Fig. 10). En el 70% de los casos el factor de emisión es superior para la fertilización sintética, siendo de media un 75% mayor. En la mayoría de los casos, tanto para los fertilizantes orgánicos como inorgánicos, este factor se sitúa también por debajo del factor del 1% propuesto por el IPCC (2006), y por debajo del 2,2% propuesto por Schulze et al., (2010) a partir de un análisis *top-down*, que estima el factor de emisión basándose en la concentración atmosférica de N<sub>2</sub>O, e incluye, por tanto, las emisiones indirectas. Cabe señalar que la mayor parte de los trabajos revisados estudian las emisiones en sistemas de regadío. En este sentido, podría destacarse la menor emisión cuando se emplean tecnologías de riego localizado (Sánchez-Martín et al., 2008, 2010a). En el único estudio en que se calcula el factor de emisión para agroecosistemas de secano (Meijide et al., 2009), éste se sitúa en torno al 0,1% N-N<sub>2</sub>O N<sub>aplicado</sub><sup>-1</sup>.

Como en el apartado del secuestro de carbono, seguidamente comentaremos algunos problemas metodológicos detectados en la cuantificación del factor de emisión de N<sub>2</sub>O.

1. El **período de muestreo** suele limitarse al período de cultivo. Sólo en algunos trabajos (Sánchez-Martín et al., 2010b, Heller et al., 2010, Meijide et al., 2009) se muestrea durante el año completo o la mayor parte de él, permitiendo el cálculo de un factor de emisión anual. En el resto de estudios el factor de emisión podría considerarse subestimado, ya que no tienen en cuenta las emisiones durante el período sin cultivo. Estas emisiones son generalmente mucho menores que las producidas durante período de cultivo, pero pueden darse pulsos de emisión tras los eventos de precipitación (Meijide et al., 2009)
2. Un aporte orgánico no implica un **manejo ecológico**. Se han encontrado sólo 5 estudios que incluyen un tratamiento ecológico (Fig. 9), y ninguno en el que se calcule el factor de emisión de un tratamiento manejado de forma ecológica.
3. El **factor de emisión** no siempre se calcula. A menudo no se miden los parámetros necesarios para calcularlo. Por ejemplo, el tratamiento control sin fertilizar está ausente en muchos casos, y también faltan a veces las emisiones acumuladas durante el periodo estudiado (Fig. 9).
4. No hay información sobre emisiones en **cultivos importantes** como la mayoría de los leñosos, tanto de regadío (frutales, olivar), como de secano (olivar, almendro), así como en cultivos protegidos bajo plástico.
5. No existen datos sobre **emisiones indirectas**, ni aguas arriba ni aguas abajo del sistema. La estimación de las emisiones aguas abajo necesita de la medición de la volatilización y el lixiviado del nitrógeno reactivo, de los cuales sí que hay algunos datos publicados. Por ejemplo, Tejada et al.

(2006) encontraron menor lixiviación de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  en los tratamientos que recibían compost que en aquellos sin fertilizar, pero mayor si al compost se le añadía N inorgánico. Sánchez-Martín et al. (2010) encontraron que el fertilizante ecológico generaba una menor lixiviación de  $\text{NO}_3^-$ , que además podía ser mineralizado biológicamente en el subsuelo gracias a la lixiviación conjunta de carbono orgánico disuelto (COD) que proporciona un sustrato para las bacterias desnitrificantes.

### **Metano**

No se ha encontrado ningún estudio en que se midan emisiones procedentes del ganado ni de arrozales en condiciones mediterráneas. Sí que existen 2 trabajos en los que se cuantifica el flujo de metano desde el suelo en viñedo de California (Lee et al., 2006) y cereal de secano en Madrid (Meijide et al., 2010). En ambos casos se produce una absorción neta de  $\text{CH}_4$  en el suelo, lo que implica un balance negativo de emisión de GEI. Este efecto sumidero de metano también se produce en ecosistemas naturales mediterráneos y en casi todos los ecosistemas sometidos a sequías estacionales (Castaldi et al., 2006). Meijide et al. (2010) encontraron que la función del suelo como sumidero de  $\text{CH}_4$  se ve disminuida con la aplicación de fertilizantes sintéticos. Sin embargo, tanto en el viñedo como en el cereal estudiados el flujo de  $\text{CH}_4$  es muy pequeño en relación al del resto de gases, así que el PCG del sistema se ve poco afectado.

### **Emisiones Insumos**

Sólo se han encontrado 2 estudios en los que se calcula la emisión de GEI asociada a la producción de los insumos empleados en cultivos mediterráneos. En ambos casos, no obstante, la única emisión estudiada es la procedente del combustible consumido en la explotación. Tanto en el olivar en Grecia (Kaltsas et al., 2007), como en viñedo en el sur de Francia (Kavargiris et al., 2009) las emisiones de GEI procedentes del combustible fueron menores bajo manejo ecológico que bajo manejo convencional.

### **Estudios integrados**

Existe un creciente número de estudios en los que se mide la emisión de más de un gas simultáneamente. Esto permite observar su peso relativo en el PCG del agroecosistema. Con todo, no existe ningún artículo en que se estudien a un tiempo todos los factores implicados, y en concreto tampoco hay ninguno en que se comparen las emisiones procedentes del suelo con las producidas aguas arriba del sistema.

## **CONCLUSIONES**

Los resultados presentados en esta comunicación están todavía sujetos a cambios, a medida que se concluyan definitivamente las bases de datos empleadas. También van a ser complementados con otros análisis estadísticos, que ayudarán a completar la panorámica sobre el estado actual del conocimiento en esta materia. Pese a todo, estos resultados preliminares son de un gran interés para la agricultura ecológica y la mitigación del cambio climático.

Los distintos gases y factores de producción implicados en la emisión de GEI en los agroecosistemas mediterráneos han recibido un interés heterogéneo en la literatura científica. El secuestro de C, a través del estudio de la MOS, ha sido el tema que ha recibido mayor atención, con varias decenas de artículos publicados. Se ha comprobado que existe una relación lineal entre el aporte de C y la tasa de secuestro, y un secuestro de C significativamente mayor bajo manejo ecológico. Sin embargo la mayoría de trabajos revisados estudian la MO por motivos ajenos a la emisión de GEI. Esto lleva a problemas a la hora de homogeneizar los datos para compararlos. Además, se han detectado una serie de posibles fuentes de error que han de ser tenidas en cuenta a la hora de calcular el stock de C, ya que pueden dar lugar a desviaciones muy importantes en la tasa de secuestro estimada.

El  $N_2O$  ha sido estudiado en un número menor de artículos. Ante la ausencia de datos sobre el factor de emisión en el tratamiento ecológico, se han comparado las emisiones de los fertilizantes orgánicos y sintéticos, obteniendo un factor de emisión significativamente menor para los fertilizantes orgánicos que para los sintéticos. Las emisiones indirectas también podrían ser menores, dados los niveles más bajos de lixiviación de  $NO_3^-$  que se han observado usando fertilizantes orgánicos. En esta comunicación también se discuten algunas cuestiones relativas a la metodología de cálculo del factor de emisión, pero el principal problema es el de la falta de información suficiente para calcularlo en algunos artículos.

El metano, así como las emisiones asociadas a la producción de insumos, han recibido muy poca atención, y por el momento no se pueden extraer conclusiones sólidas en cuanto a la diferencia entre las emisiones en el manejo ecológico y en el convencional.

Por último, estos resultados indican que existen ciertas diferencias en varios de los procesos y factores de emisión clave entre el mundo mediterráneo y otros climas más estudiados

En suma, la recopilación de datos realizada ha mostrado que la agricultura ecológica mediterránea podría contribuir a la mitigación del cambio climático por múltiples vías, ya que prácticamente en todos los gases y procesos se ha detectado un menor nivel de emisión en ecológico, o asociado a las técnicas empleadas en la agricultura ecológica. A pesar de ello, la información científica actual es insuficiente para concretar estos potenciales de mitigación en cultivos específicos, o para establecer factores de emisión o tasas de secuestro generalizables en función de las técnicas usadas. Existe una clara necesidad, por tanto, de más investigación que permita, por un lado, desarrollar la función de este tipo de agricultura y sus técnicas asociadas como herramientas de mitigación del calentamiento global, y por otro, lograr que esta importante función de la agricultura ecológica sea valorada por la sociedad.

## REFERENCIAS

- Agenbag, G. A. y P. C. J. Maree. 1989. The effect of tillage on soil carbon, nitrogen and soil strength of simulated surface crusts in two cropping systems for wheat (*Triticum aestivum*). *Soil and Tillage Research* 14(1): 53-65.

- Alvarez, S., M. A. Soriano, B. B. Landa y J. A. Gomez. 2007. Soil properties in organic olive groves compared with that in natural areas in a mountainous landscape in southern Spain. *Soil Use and Management* 23(4): 404-416.
- Álvarez-Cobelas, M., Rojo, C. y Angeler, D. G. 2005. Mediterranean limnology: current status, gaps and the future. *Journal of Limnology* 64(1): 13-29.
- Azeez, G. 2009. *Soil Carbon and Organic Farming*. Soil Association.
- Breiner, J. Gimeno, B. S. y Fenn, M. 2007. Calculation of theoretical and empirical nutrient N critical loads in the mixed conifer ecosystems of southern California. *The Scientific World Journal* 7: 198-205.
- Carbonell-Bojollo, R., R. Ordóñez-Fernández y A. Rodríguez-Lizana. 2009. Influence of olive mill waste application on the role of soil as a carbon source or sink. *Climatic Change*.
- Carranca, C., A. Oliveira, E. Pampulha y M. O. Torres. 2009. Temporal dynamics of soil nitrogen, carbon and microbial activity in conservative and disturbed fields amended with mature white lupine and oat residues. *Geoderma* 151(1-2): 50-59.
- Castaldi, S., A. Ermice and S. Strumia. 2006. Fluxes of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from soils of savannas and seasonally-dry ecosystems. *Journal of Biogeography* 33(3): 401-415.
- ECCP, 2003. Working Group Sinks Related to Agricultural Soils. Final Report. European Climate Change Program.
- Ellert, B. H. y J. R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75(4): 529-538.
- Freibauer, A., M. D. A. Rounsevell, P. Smith y J. Verhagen. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122(1): 1-23.
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend y C. J. Vorosmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70(2): 153-226.
- García, A., M. Laurín, M. J. Llosá, V. González, M. J. Sanz y J. L. Porcuna. 2007. Contribución de la Agricultura Ecológica a la Mitigación del Cambio Climático. *Agroecología* 1: 75-88
- Harrison, R. B., A. B. Adams, C. Licata, B. Flaming, G. L. Wagoner, P. Carpenter y E. D. Vance. 2003. Quantifying deep-soil and coarse-soil fractions: Avoiding sampling bias. *Soil Science Society of America Journal* 67(5): 1602-1606.
- Heller, H., A. Bar-Tal, G. Tamir, P. Bloom, R. T. Venterea, D. Chen, Y. Zhang, C. E. Clapp y P. Fine. 2010. Effects of Manure and Cultivation on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions from a Corn Field under Mediterranean Conditions. *Journal of Environmental Quality* 39(2): 437-448.

- Johnson, J. M. F., R. R. Allmaras y D. C. Reicosky. 2006. Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the national grain-yield database. *Agronomy Journal* 98(3): 622-636.
- Kaltsas, A. M., A. P. Mamolos, C. A. Tsatsarelis, G. D. Nanos y K. L. Kalburtji. 2007. Energy budget in organic and conventional olive groves. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122(2): 243-251.
- Kavargiris, S. E., A. P. Mamolos, C. A. Tsatsarelis, A. E. Nikolaidou y K. L. Kalburtji. 2009. Energy resources' utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production. *Biomass and Bioenergy* 33(9): 1239-1250.
- Kong, A. Y. Y., J. Six, D. C. Bryant, R. F. Denison and C. van Kessel. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 69(4): 1078-1085.
- Lal, R. 2004. Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 103-116.
- Lee, J., J. W. Hopmans, D. E. Rolston, S. G. Baer y J. Six. 2009. Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134(3-4): 251-256.
- Lee, J., J. Six, A. P. King, C. Van Kessel y D. E. Rolston. 2006. Tillage and field scale controls on greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality* 35(3): 714-725.
- Lettens, S., J. Van Orshoven, B. van Wesemael, B. De Vos y B. Muys. 2005. Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma* 127(1-2): 11-23.
- Lopez-Bellido, R. J., J. M. Fontan, F. J. Lopez-Bellido y L. Lopez-Bellido. 2010. Carbon Sequestration by Tillage, Rotation, and Nitrogen Fertilization in a Mediterranean Vertisol. *Agronomy Journal* 102(1): 310-318.
- Marinari, S., K. Liburdi, G. Masciandaro, B. Ceccanti y S. Grego. 2007. Humification-mineralization pyrolytic indices and carbon fractions of soil under organic and conventional management in central Italy. *Soil & Tillage Research* 92(1-2): 10-17.
- Mazzoncini, M., S. Canali, M. Giovannetti, M. Castagnoli, F. Tittarelli, D. Antichi, R. Nannelli, C. Cristani and P. Barberi. 2010. Comparison of organic and conventional stockless arable systems: A multidisciplinary approach to soil quality evaluation. *Applied Soil Ecology* 44(2): 124-132.
- Meijide, A., L. M. Cardenas, L. Sanchez-Martin y A. Vallejo. 2010. Carbon dioxide and methane fluxes from a barley field amended with organic fertilizers under Mediterranean climatic conditions. *Plant and Soil* 328(1-2): 353-367.
- Meijide, A., L. Garcia-Torres, A. Arce y A. Vallejo. 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture Ecosystems & Environment* 132(1-2): 106-115.

- Metzger, M. J., R. G. H. Bunce, M. van Eupen y M. Mirtl. 2010. An assessment of long term ecosystem research activities across European socio-ecological gradients. *Journal of Environmental Management* 91(6): 1357-65.
- Ramos, M. C., R. Cots-Folch y J. A. Martinez-Casasnovas. 2007. Effects of land terracing on soil properties in the Priorat region in Northeastern Spain: A multivariate analysis. *Geoderma* 142(3-4): 251-261.
- Robertson, G. P. y P. R. Grace. 2004. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environment Development and Sustainability* 6(1-2): 51-63.
- Sanchez-Martin, L., A. Arce, A. Benito, L. Garcia-Torres y A. Vallejo. 2008. Influence of drip and furrow irrigation systems on nitrogen oxide emissions from a horticultural crop. *Soil Biology & Biochemistry* 40(7): 1698-1706.
- Sanchez-Martín, L., A. Meijide, L. Garcia-Torres y A. Vallejo. 2010a. Combination of drip irrigation and organic fertilizer for mitigating emissions of nitrogen oxides in semiarid climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137(1-2): 99-107.
- Sanchez-Martin 2010b Relevance of the fallow period to N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> fluxes and leaching in a Mediterranean irrigated agrosystem. *European Journal of Soil Science*. En prensa.
- Schulze, E. D., P. Ciais, S. Luysaert, M. Schrumpf, I. A. Janssens, B. Thiruchittampalam, J. Theloke, M. Saurat, S. Bringezu, J. Lelieveld, A. Lohila, C. Rebmann, M. Jung, D. Bastviken, G. Abril, G. Grassi, A. Leip, A. Freibauer, W. Kutsch, A. Don, J. Nieschulze, A. Börner, J. H. Gash y A. J. Dolman. 2010. The European carbon balance. Part 4: integration of carbon and other trace-gas fluxes. *Global Change Biology* 16(5): 1451-1469.
- Scialabba, N. E. H. y M. Muller-Lindenlauf. 2010. Organic agriculture and climate change. *Renewable Agriculture and Food Systems* 25(2): 158-169.
- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes y O. Sirotenko. 2007. Agriculture. *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. O. R. D. B. Metz, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer. Cambridge, Cambridge University Press
- Stewart, C. E., K. Paustian, R. T. Conant, A. F. Plante y J. Six. 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry* 86(1): 19-31.
- Tejada, M. y J. L. Gonzalez. 2006. Crushed cotton gin compost effects on soil biological properties, nutrient leaching losses, and maize yield. *Agronomy Journal* 98(3): 749-759.

- Underwood, E. C., K. R. Klausmeyer, R. L. Cox, S. M. Busby, S. A. Morrison y M. R. Shaw. 2009. Expanding the Global Network of Protected Areas to Save the Imperiled Mediterranean Biome. *Conservation Biology* 23(1): 43-52.
- Wu, L. S., Y. Wood, P. P. Jiang, L. Q. Li, G. X. Pan, J. H. Lu, A. C. Chang y H. A. Enloe. 2008. Carbon sequestration and dynamics of two irrigated agricultural soils in California. *Soil Science Society of America Journal* 72(3): 808-814.
- Wuest, S. B. 2009. Correction of Bulk Density and Sampling Method Biases Using Soil Mass per Unit Area. *Soil Science Society of America Journal* 73(1): 312-316.

## FIGURAS

Figura 1. Relación entre la materia orgánica y la densidad aparente en suelos mediterráneos frente a algunas funciones de edafotransferencia que relacionan estos parámetros.

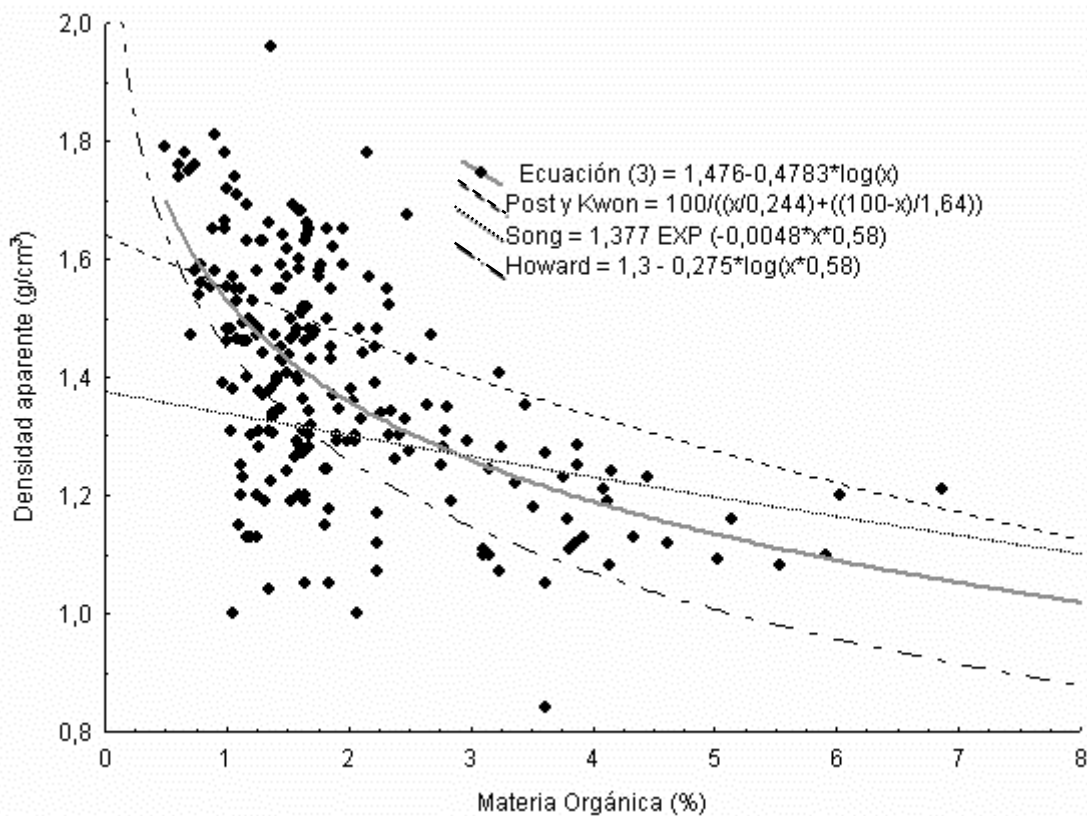


Figura 2. Estudios que incluyen medición del carbono orgánico del suelo (COS) o de la materia orgánica (MO) en agroecosistemas mediterráneos. Aspectos metodológicos de los artículos que cumplen los criterios de selección.

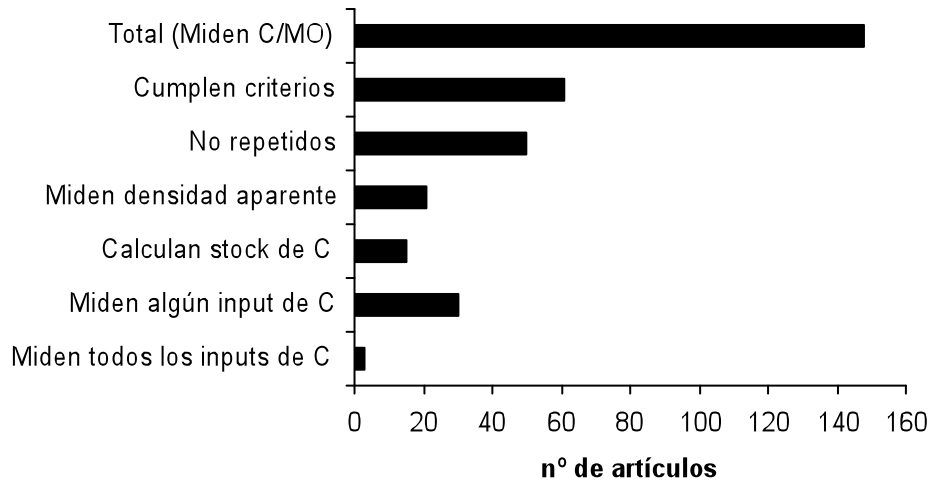


Figura 3. Temas estudiados en los artículos sobre carbono orgánico del suelo que cumplen los criterios de selección

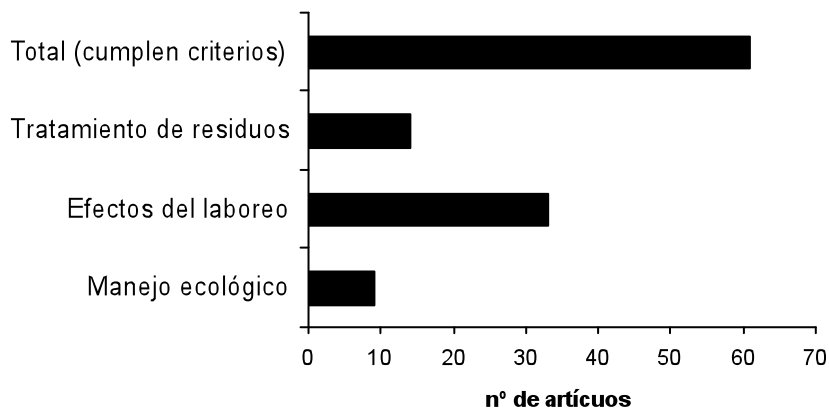


Figura 4. Relación entre la el aporte de C y la tasa de secuestro en los trabajos considerados en este estudio.



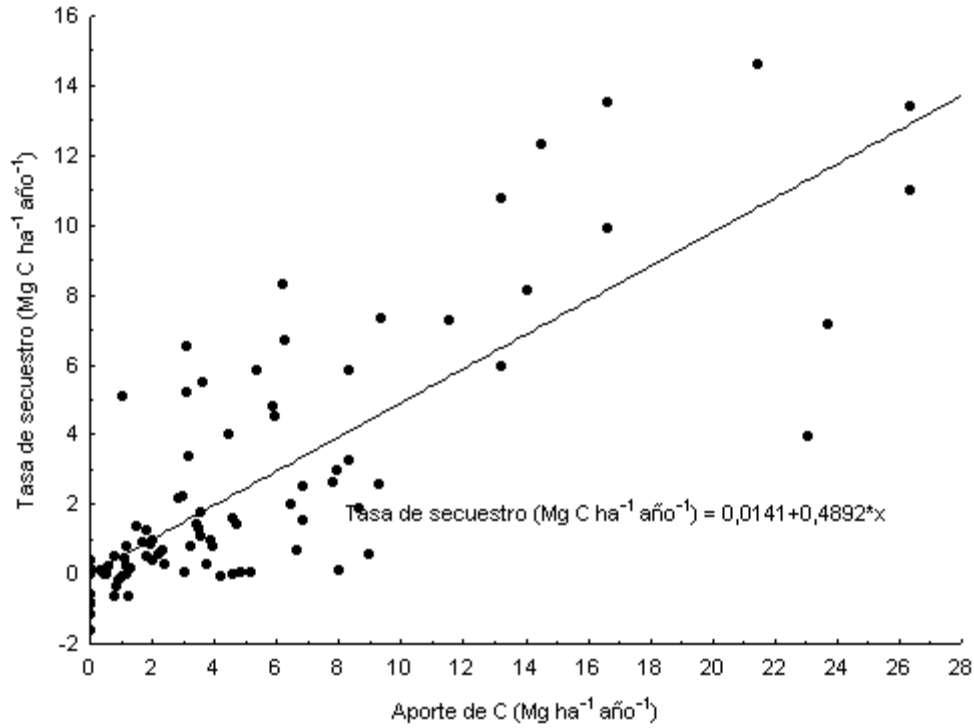
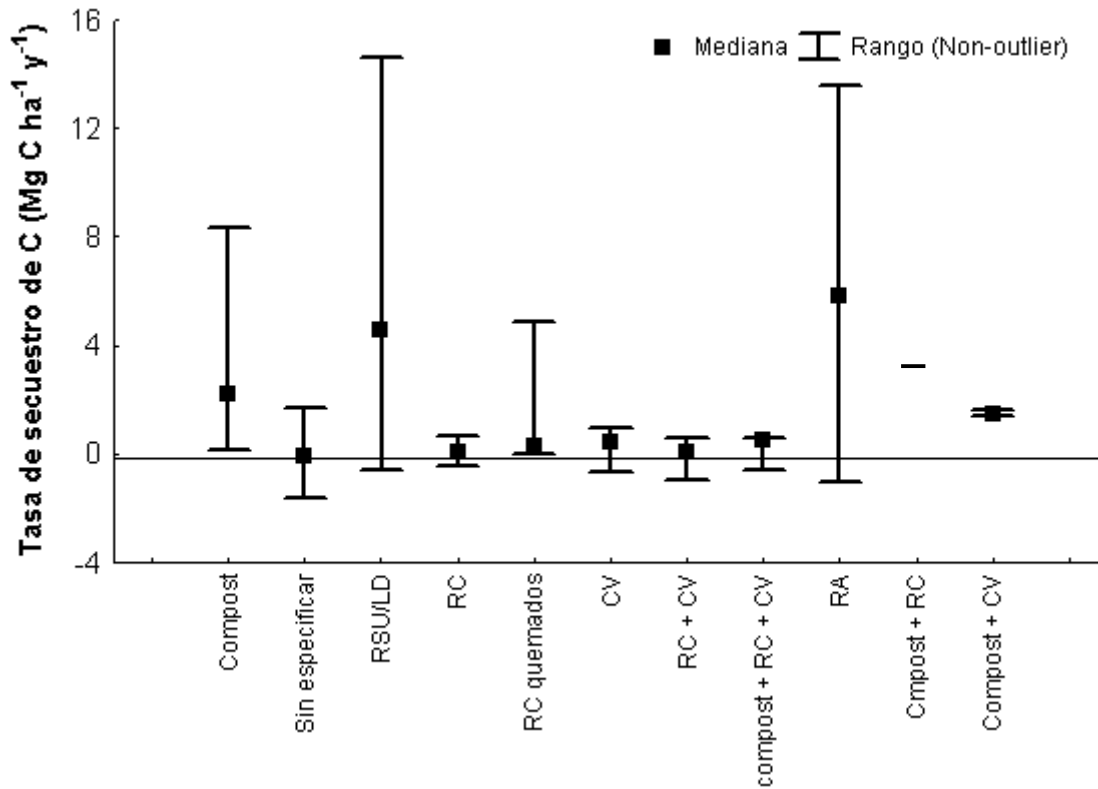


Figura 5. Tasa de secuestro en función del tipo de aporte orgánico



RSU: Residuos sólidos urbanos

RC: Residuos de cosecha

CV: Cubiertas vegetales

RA: Residuos de almazara

Figura 6. Tasa de secuestro de C en tratamientos ecológicos y convencionales.

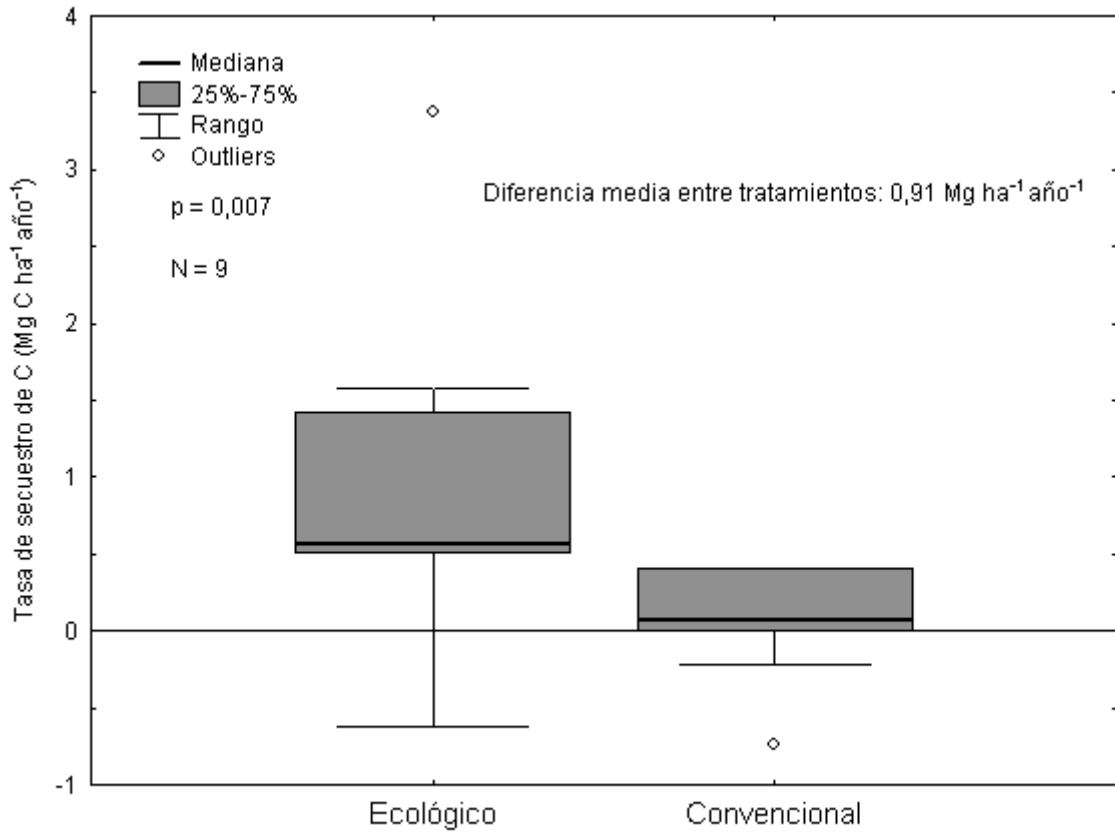


Figura 7. Evolución de la duración de los experimentos sobre COS publicados en artículos que cumplen los criterios de selección

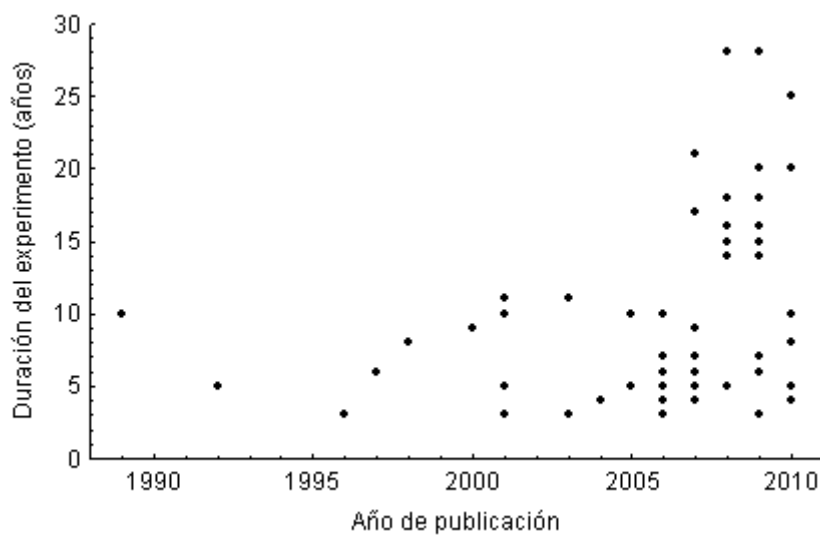


Figura 8. Evolución de la profundidad de muestreo en los experimentos sobre COS publicados en artículos que cumplen los criterios de selección

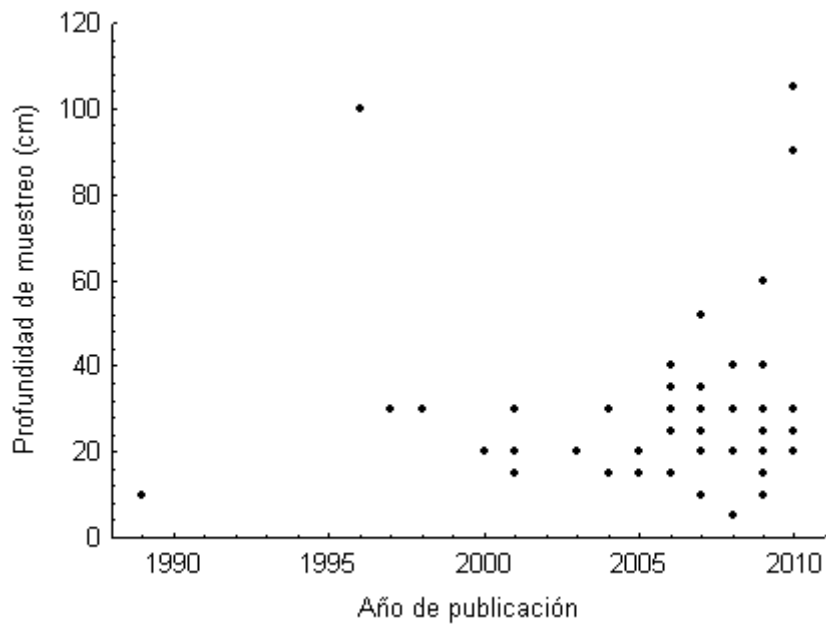


Figura 9. Características de los estudios sobre emisión de N<sub>2</sub>O

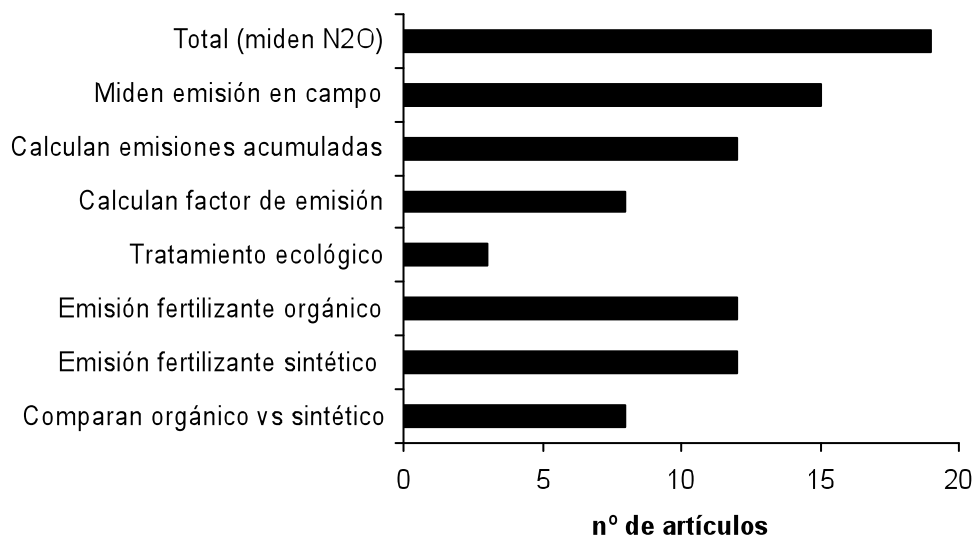


Figura 10. Comparación del factor de emisión de N<sub>2</sub>O entre fertilizantes orgánicos y sintéticos El valor de p corresponde al test de wilcoxon para muestras dependientes.

